



HAL
open science

Evaluation agri-environnementale des systèmes de production végétale à l'aide d'indicateurs

Christian C. Bockstaller

► **To cite this version:**

Christian C. Bockstaller. Evaluation agri-environnementale des systèmes de production végétale à l'aide d'indicateurs. Sciences du Vivant [q-bio]. Université de Lorraine, 2013. tel-02810505

HAL Id: tel-02810505

<https://hal.inrae.fr/tel-02810505v1>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE DE LORRAINE
Ecole Doctorale RP2E

MEMOIRE D'HABILITATION A DIRIGER LES RECHERCHES

**Evaluation agri-environnementale des
systèmes de production végétale à l'aide
d'indicateurs**

Christian BOCKSTALLER

Ingénieur de Recherche à l'INRA

UMR Université de Lorraine-INRA Agronomie-Environnement
Nancy- Colmar (LAE)

Présenté le 2 juillet 2013 devant le Jury composé de :

Nathalie Colbach	Directrice de recherche, INRA Dijon	Rapporteur
Jean Roger-Estrade	Professeur, AgroParisTech	Rapporteur
Chantal Gascuel	Directrice de recherche, INRA Rennes	Rapporteur
Jacques-Eric Bergez	Directeur de recherche, INRA Toulouse	Examineur
Philippe Jeanneret	Chercheur, Agroscope Zurich	Examineur
Sylvain Plantureux	Professeur, Université de Lorraine	Examineur

Remerciements

Que de chemin parcouru depuis le jour où je débarquais fin 1987 ou début 1988 dans le bureau de Philippe Girardin pour un stage de fin d'étude. Armand Guckert mon professeur de Phytotechnie à l'ENSAIA m'avait donné cette piste connaissant, mes origines alsaciennes. Je lui suis très reconnaissant, gardant aussi le souvenir de ses cours toujours très illustrés par des diapositives nous amenant virtuellement sur le terrain bien avant l'ère de PowerPoint et d'internet.

C'est à Philippe Girardin que doit aller toute ma reconnaissance pour la confiance qu'il m'a accordée dès le stage de fin d'étude, me confiant un sujet novateur, m'envoyant entre autre à Bordeaux en Peugeot J5 pour des mesures de photosynthèse, moi qui n'avais jamais conduit de camionnette. L'aventure ! ... puis la thèse qui m'a amené à pratiquer l'agronomie « des essais à 3 ou 4 répétitions ». Après la thèse, il m'a ouvert la porte pour l'accompagner dans son nouveau projet sur les indicateurs. Une véritable aventure scientifique avec ses coups de blues, en période de forte incompréhension par la hiérarchie scientifique face à un sujet novateur et visionnaire. Mais Philippe toujours à la relance, débordant d'idées et défrichant de nouveaux terrains. Merci de tout cœur pour sa confiance, m'ayant inclus dans toutes les grandes batailles quand il fallait défendre le sujet, pour sa compréhension quand je freinais quelque peu, par souci de faisabilité de la réalisation de ses dernières idées, et pour la liberté qu'il m'a laissée pour explorer mes propres pistes, ce qui m'a amené sur des chemins remettant en question certains de ses postulats de départ. C'est aussi cela l'aventure, des chemins totalement imprévus.

Cette aventure n'aurait pas été possible sans une autre personne, Rémi Koller, directeur de l'Association pour la Relance Agronomique, qui a cru dès le départ à l'idée de Philippe Girardin. C'est lui qui a monté un projet pour m'embaucher au travers des fonds européens de l'Institut Transfrontalier d'Application et de Développement Agronomique (ITADA), tout en me permettant de travailler au sein de l'équipe INRA à plein temps et de me préparer pendant 11 ans au métier de la recherche. Qu'il reçoive toute ma gratitude pour le soutien sans faille qu'il a apporté à mon travail face aux critiques et remises en question par la profession agricole. Merci aussi à tout son encadrement de l'ARAA qui a été un modèle pour moi, notamment la gestion des 35 heures, les négociations pour la grille salariale que j'ai menées avec lui en tant que délégué du personnel (j'ai quand même investi un peu à l'ARAA). La poursuite de notre collaboration au sein de l'INRA depuis 2007 est un juste retour des choses.

Tous mes remerciements vont aussi à Sylvain Plantureux que j'ai connu comme jeune maître de conférences, enseignant le machinisme (j'en garde le souvenir de transparents très bien faits) et qui est devenu directeur de notre UMR créée en 2001. C'est lui qui a été un acteur clé de mon passage à l'INRA. Je lui suis aussi très reconnaissant pour son soutien dans l'animation de l'équipe depuis 2007. Merci aussi à son successeur à la direction de l'unité, Frédéric Bourgaud pour son soutien constant à l'antenne colmarienne.

Mes remerciement à toute l'équipe INRA au sein de laquelle j'ai travaillé depuis presque 25 ans, et notamment aux techniciens de recherche : Jean-Louis Meyer qui m'a accueilli le premier et m'a accompagné avec sa bonne humeur dans mes premières expérimentation et à Aimé Blatz qui a été à mes côtés dès le début de l'aventure indicateur, autant dans les enquêtes chez les agriculteurs, qu'ensuite dans les essais systèmes. Beaucoup de vécu ensemble ! Merci aussi à Roland Trendel qui a été la mémoire du laboratoire jusqu'à son départ à la retraite, pour les nombreux services et dépannages. Je me souviens encore quand il m'a fait découvrir ce qu'il y avait derrière Windows (la base des registres !). Merci à Chantal Rabolin et à Christophe Schneider pour leur participation aux travaux depuis 2005, à Nathalie Carnovale pour son appui précieux dans la gestion de l'équipe au quotidien depuis ma prise de fonction de responsable d'équipe en 2007. Mes collègues de l'équipe Agriculture Durable des sites de Nancy méritent aussi ma reconnaissance pour leur appui notamment

dans les deux évaluations AERES que j'ai menées à la tête de l'équipe. Leur regard d'écologue est vraiment une source d'enrichissement.

Mes remerciements vont aussi à tous les stagiaires, doctorantes et doctorant, Marie, Julie et Charles, et les autres, très patients avec leur encadrant bien occupé et qui ont contribué à faire avancer mes idées, merci à l'ensemble des informaticiens en stages ou CDD.

Merci à tous ceux encore que je ne citerai pas et que j'ai côtoyés à Colmar ou dans les nombreux projets régionaux, nationaux et européens et avec qui les échanges ont été fructueux d'une manière ou d'une autre. Pour n'en nommer qu'un, je penserais à Hayo van der Werf, aujourd'hui à Rennes, qui a été du début de l'aventure. Nous avons même été surnommés « les trois mousquetaires des indicateurs » ! C'était bien l'époque des batailles !

Et naturellement je tiens à exprimer ma reconnaissance aux membres du jury pour avoir accepté ce travail supplémentaire pour évaluer mon travail, avec mes excuses pour la longueur du manuscrit, et à mes remerciements à l'avance pour toutes leurs remarques et suggestions pour aller un pas plus loin.

Enfin toute ma gratitude va aussi à mes parents qui m'ont laissé toute liberté de choisir ma voie et pour leurs sacrifices qui m'ont permis de mener à bien mes études, et tout naturellement à ma chère épouse, toujours à mes côtés, dans les bons et mauvais jours, depuis la fin de ma thèse.

Enfin le croyant que je suis ne peux qu'exprimer ma reconnaissance au Très-Haut pour toutes les nombreuses rencontres, tous les imprévus, « la variance non expliquée », qui se sont révélés si souvent être une aide pour avancer, et pour toute l'énergie qui m'a permis de faire face à l'adversité et aux aléas.

« Jésus leur répondit: Le soir, vous dites: Il fera beau, car le ciel est rouge; et le matin: Il y aura de l'orage aujourd'hui, car le ciel est d'un rouge sombre. Vous savez discerner l'aspect du ciel, et vous ne pouvez discerner les signes des temps. »

Evangile de Matthieu 16 :2-3

Liste des figures

Figure 1 – Première formalisation de l'utilisation des indicateurs agro-écologiques (Bockstaller et al., 2000), (R5).....	45
Figure 2 - Valeurs de l'indicateur calculé sur le réseau d'exploitations (4-13 : expl. alsaciennes, 14-17 : expl. allemandes) pour la période 1994-98 : a) <i>assolement</i> , b) <i>phosphore</i> , c) <i>azote</i> , d) <i>pesticides</i>	46
Figure 3 – Matrice agri-environnementale présentant les objectifs en termes de compartiment et thématique environnemental visé pour chaque indicateur	48
Figure 4 - Présentation générale de la démarche de construction de l'indicateur azote. Les flèches bleues représentent les apports d'azote et les flèches rouges l'évolution de l'azote dans l'agrosystème, (absorption par les plantes, émissions gazeuses, lessivage, etc.). En encadré sont données les pratiques culturales prises en compte. Des caractéristiques des sols et des données climatiques moyennes entrent aussi dans l'estimation des différents types de pertes d'azote (cf. Tableau 3 et Bockstaller et Girardin, 2008), (R17).....	52
Figure 5 – Exemples de sorties de calcul de la méthode INDIGO® sur une exploitation de Lorraine (adapté de Pansin, 2007) : a) représentation en radar des résultats au niveau de l'exploitation, b) résultats par culture de l'indicateur I-Phy, c) détail des résultats d'I-Phy par substance active.	53
Figure 6 – Cadre méthodologique pour la validation des indicateurs (Bockstaller et Girardin, 2003) ..	58
Figure 7 – Validation du module nitrates (I_{NO_3}) de l'indicateur azote ; MAE : erreur absolue moyenne, RMSE : racine carrée de la moyenne de la somme des écarts, EF : efficacité du modèle. Les données ont été obtenues sous bougies poreuses d'un réseau de parcelles en Lorraine (P.-Y. Bernard, com. pers.) ⁷	60
Figure 8 – Exemple de test de vraisemblance estimant les qualités prédictives d'un indicateur pour le module eau de surface de l'indicateur I-Phy (Bockstaller et al., 2008c), (ACLN3).	62
Figure 9 – Un arbre de décision résumant les possibilités de validation des sorties d'un indicateur (Bockstaller et Girardin, 2003) (ACL8).	62
Figure 10 – Localisation des utilisateurs de la méthode INDIGO® en France (Attoumani, 2008) ⁸	64
Figure 11 – Structure de l'arbre de décision de la nouvelle version de l'indicateur I-Phy (eau de surface, Wohlfahrt, 2005 ; Wohlfahrt, 2008).....	69
Figure 12 – Evaluation de la nouvelle version de l'indicateur I-Phy (eau de surface, Wohlfahrt, 2005 ; Wohlfahrt, 2008) : a) test de sensibilité (cf. chapitre 2.2.5), b) test de vraisemblance (cf. chapitre 2.3.3.3).....	70
Figure 13 – Arbre de décision pour différentes textures (saison d'application automne sur blé, zone climatique: 1, (texture de surface (en haut) et en profondeur (en bas) : G : grossière, M : moyenne, F : fine. Comparaison avec l'ancienne version du module (van der Werf et Zimmer, 1998).	71
Figure 14 – Opérations de base impliquant l'étendue, le degré de couverture et le support (la résolution), d'après Bierkens et al., 2000 dans Faivre et al., 2004.	74
Figure 15 – Agrégation du module nitrate de l'indicateur azote à l'échelle d'une zone Ferti-mieux (Ferti-III) : a) démarche ; b) résultats pour différents scénarios.	76
Figure 16 – Comparaison des résultats de l'indicateur azote pour des données moyennes et des données d'enquêtes sur un bassin versant de la Moine, Pays de la Loire (Pierrat, 2004 dans (CORPEN, 2006)).....	76
Figure 17 – Modèle conceptuel à la base de la construction de l'indice de connectivité Ci (Thiollet-Scholtus, 2004).....	78
Figure 18 - Arbre de décisions permettant l'agrégation des variables ; couverture du sol et potentiel de ruissellement (1 correspond au risque minimal de fuite de produits phytosanitaires de la parcelle et 0 au risque maximal de fuite de produits phytosanitaires de la parcelle), (Thiollet-Scholtus, 2004).	80
Figure 19 - Présentation du mode de calcul du sous-indice PdansRHi qui est égal au coefficient de risque noté entre 0 et 1. Les valeurs sur la figure sont données pour le cas du fossé mixte de sédiments et de végétaux), (Thiollet-Scholtus, 2004).	81
Figure 20 – Distribution des valeurs de l'indice de connectivité pour deux bassins versant : a) de Rouffach (68) b) de Valvan (89), (Thiollet-Scholtus, 2004 ; Thiollet-Scholtus et al., 2006), (C-ACT117).	82

Figure 21 – Calcul de l'indicateur I-Phy bassin versant (module eau de surface), (I-Phy-BV-Ci) pondéré par l'indice de connectivité Ci pour deux scénarios d'aménagements (Thiollet-Scholtus com. pers. tiré de la soutenance de thèse)	82
Figure 22 – Démarche générale de construction de l'indicateur de connectivité (HU : unité hydrologique ; KS : conductivité hydraulique à saturation), (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).....	84
Figure 23 – Extrait d'un arbre de régression pour le calcul de Rp (zone climatique 3 risque 3). L'arbre en entier contient 165 lignes (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).	86
Figure 24 – Exemple de calcul de l'indicateur de connectivité pour une suite de 4 parcelles, (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).	87
Figure 25 - Comparaison de l'impact des deux scenarii climatiques sur le score final de l'indicateur I-Phy (eau de surface) calculé au niveau de la parcelle : bassin versant de Baslieux-sous-Châtillon en Champagne (Wohlfahrt, 2008).	88
Figure 26 – Seuil pour la surface de la parcelle aval en-dessous de laquelle l'indicateur ne varie plus (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).....	89
Figure 27 – Différents niveaux d'agrégation de l'information formant différents indicateurs (Bockstaller, 2008a), (C-COM13).	97
Figure 28 – Thèmes génériques et spécifiques du cadre d'organisation des indicateurs du projet Seamless (GOF), (Alkan Olsson et al., 2009), (ACL13).	102
Figure 29 - Comparaison des classements obtenus avec l'indicateur IDU et la méthode Electre III .	104
Figure 30 – Fonctions de performance environnemental transformant les valeurs des indicateurs de la méthode INDIGO® (cf. Tableau 2 et 3) en une valeur entre 0 (non durable) et 100 (durable), ceci pour quatre catégories d'importance des indicateurs (Bockstaller et Girardin, 2002), (C-ACT17).	107
Figure 31 – Vue du logiciel DEXi : copie de l'écran de conception de l'arbre de décision.	109
Figure 32 – Vue d'ensemble de l'arbre de décision du modèle MASC (Sadok et al., 2009), (ACL18). A droite, les attributs d'entrés sont désignés par un rectangle noir dans la colonne QT pour les attributs quantitatifs et QL pour les attributs qualitatifs (L : échelle linguistique, O : ordinale). Le nombre de rectangle gris dans l'échelle à côté ou en-dessous des attributs désigne le nombre de classes (ex : low/medium/high). A chaque nœud d'agrégation, les nombres désignent les pondérations, celles en grisées peuvent être modifiées et celles en noir ont été fixées.....	110
Figure 33 – Comparaison du type d'attributs de base dans MASC et DEXiPM. Le nombre de rectangle gris dans l'échelle à côté ou en-dessous des attributs désigne le nombre de classes (ex : faible/moyen/élevé), (Lô-Pelzer et al., 2009 ; Lô-Pelzer et al., 2010), (C-COM23, C-ACT132).	111
Figure 34 – Présentation du sous-arbre « biodiversité aérienne/épigée » de DEXiPM, (Lô-Pelzer et al., 2009), (C-COM23.	112
Figure 35 – Différentes classification des indicateurs en fonction du positionnement sur la chaîne causale (ici celle pour les impacts liées aux polluants), adapté de Payraudeau et van der Werf (2005) et Bockstaller et al. (2008), (ACL11).	116
Figure 36 – Une typologie des indicateurs en fonction de leur mode d'obtention des valeurs et une évaluation de leur qualité et défaut. En dessous des types d'indicateurs sont donnés des exemples tels la quantité de substance active (quantité SA), l'indice de fréquence de traitement (IFT).	118
Figure 37 – Classification des indicateurs par mode de calcul et de variables utilisées pour la thématique azote (Tempé, 2007).	120
Figure 38 – Résultats de la comparaison de quatre méthode à l'aide d'une série de critères notés entre 1 (mauvais) et 5 (bon) pour le groupe d'utilisateurs des agriculteurs, (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).	125
Figure 39 – Comparaison des sorties des trois méthodes comparées basée sur : a) le classement des exploitations agricoles à l'aide du coefficient de Spearman (r_s) b) la conformité des conseils au moyen d'un indice de conformité (I_k) (Encadré 4). Les deux comparaisons ont été faites pour un groupe de 13 exploitations (Tableau 21), (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).....	128
Figure 40 – Nombre total de carabes capturés suivant la position par rapport à la bande fleurie en 1996 et 1997 (parcelle 7), (Bockstaller et al., 2000), (R5)	135
Figure 41 - Tableau de bord d'une culture d'un système innovant. En encadré, des modules d'indicateurs de la méthode INDIGO. Les différents indicateurs sont codés en rouge/orange/vert selon le degré de satisfaction de l'objectifs (Abréviations : Ewsol : énergie consommée par les travaux de machinisme du sol MJ/ha, Tx levée : taux de levée au printemps PpIP : peuplement de maïs au	

printemps plt/ha, NbAd : nombre d'adventices /m ² , lphy : indicateur phyto, Ephy : énergie consommée en produits phytosanitaires MJ/ha, EfAd : efficacité désherbage des adventices notation sur 9, INH3 : module NH ₃ de l'indicateur azote , Eeng : énergie consommée en engrais MJ/ha, lirr : indicateur irrigation, Eirr : énergie consommée en irrigation MJ/ha, Flo : stade floraison femelle, I _{NO₃} : module NO ₃ de l'indicateur azote, Emach : énergie consommée par les travaux de machinisme MJ/ha, PpIR : peuplement à la récolte plt/ha, BM : biomasse maïs en t MS/ha à la récolte, Rdt : rendement machine qt/ha à 15%, BRG : biomasse de ray-grass avant sa destruction en t MS /ha, NRG : N absorbé par le ray-grass avant sa destruction en kg N/ha).....	141
Figure 42 – Différentes voies de construction d'indicateurs (tiré d'une présentation faite à la journée du Département Environnement Agronomie du 25.06.08).....	145
Figure 43 – Différentes utilisation d'un modèle à base physique avec l'expertise pour construire un indicateur basé sur arbre de décision associant des sous-ensembles flous (cf. Encadré 3).	147
Figure 44 - organisation hiérarchique de la biodiversité autour de 3 attributs des écosystèmes, la composition, la structure et la fonction (Noss, 1990 modifié par Clergué et al., 2005).....	154
Figure 45 – Différentes manière d'approcher la biodiversité (Diaz et al., 2006).....	155
Figure 46 - Nombres d'espèces connues par grands groupes d'organismes vivants (d'après de Wilson, 1992 dans Burel et al., 2008).	157
Figure 47 - Schéma conceptuel présentant les effets des facteurs du milieu sur la composition des communautés (adapté de Woodward et Diament, 1991; Keddy, 1992 par Burel et al., 2008).....	165
Figure 48 - Scénarios d'interactions possibles entre paysage et espèces (d'après Tscharntke et Brandl, 2004 dans Burel et al. 2008). Chaque quadrat est un paysage avec au moins un type d'habitat (cercles noirs, surfaces grisées).....	166
Figure 49 : Schématisation des effets de la complexité du paysage et du niveau d'intensification de l'agriculture sur la richesse spécifique à l'échelle du paysage, en fonction de la mobilité effective des organismes (modifié d'après Roschewitz et al., 2005 et Tscharntke et al., 2005, par Burel et al., 2008 ; Le Roux et al., 2008)	167
Figure 50 - Organisation des services écosystémiques en agriculture (modifiée par Lavorel et al. (2008) et Le Roux et al. (2008) d'après Zhang et al. (2007).....	168
Figure 51 – Un essai de mise en correspondance des types indicateurs définis à la Figure 36 avec des catégories utilisées pour la biodiversité.....	171
Figure 52 – Construction d'un indicateur parcellaire de diversité végétale en prairie (Flora-Predict), (Pervanchon 2004) ⁹⁷	181
Figure 53 – Calcul final de la probabilité de présence d'une espèce à partir d'un arbre de décision associant la logique floue (F=favorable, D= défavorable, voir Encadré 3).	182
Figure 54 – Réseau causal à la base d'un indicateur biodiversité prenant en compte les effets de pratiques (flèche verte) sur les différentes composantes végétales et animales (traite noir) qui interagissent entre eux, et les impacts sur les services écosystémiques (en rouge).	187
Figure 55 – Structure de l'indicateur biodiversité. En noir les modules d'évaluation des différentes composantes en termes d'état (diversité, abondance ?) et en rouge les modules d'évaluation des impacts sur les modules écosystémiques. L'agrégation en un indicateur unique n'est pas prioritaire (cf. pointillés). Les pratiques agricoles incluent toutes les composantes des systèmes de culture, mais aussi de gestion de milieu (positionnement et gestion des bordures, limitation de la dérive des intrants vers l'extérieur de la parcelle). Les aspects paysagers comprennent l'environnement immédiat de la parcelle, etc.	189
Figure 56 – Différentes démarche de construction d'un indicateur prédictif de biodiversité (présenté à l'évaluation de l'équipe par l'AERES en janvier 2012, voir aussi Figure 42)	190
Figure 57 – Plan d'expérimentation en microparcelles de l'essai bande fleurie.	200
Figure 58 – Plan d'expérimentation de l'expérimentaiton bandes fleuries en « grandes parcelles » .	201
Figure 59 – Premiers concepts d'un essai « système innovant viticole »	209

Liste des tableaux

Tableau 1 – Présentation des 14 exploitations du réseau	42
Tableau 2 – Mode de calcul des premiers indices agro-écologiques (Bockstaller et Girardin, 1997 ; Girardin et al., 1997), (R1, R2).....	43
Tableau 3 - Mode de calcul des indicateurs de la méthode INDIGO® (détail dans Bockstaller et Girardin, 2008), (R17).....	50
Tableau 4 – détermination des valeurs de référence pour les indicateurs de la méthode INDIGO®	56
Tableau 5 – Un point sur l'utilisation de la méthode INDIGO® entre 2002 et 2012 (Rabolin, com pers.).....	64
Tableau 6 – Retours des agriculteurs du réseau alsacien chez qui les indicateurs agro-écologiques ont été testés (Girardin et al., 1997 voir aussi Douguet et al., 1999), (R2).....	67
Tableau 7 – variables entrant dans le calcul de la nouvelle version de l'indicateur I-Phy eau de surface (Wohlfahrt, 2005 ; Wohlfahrt, 2008)	69
Tableau 8 - Exemples de calcul pour différents herbicides pour la nouvelle et l'ancienne version de l'indicateur (Bockstaller, 2011) (R23), cas du blé d'hiver traitement à l'automne.	71
Tableau 9 - Résultat des tests vraisemblances pour quatre bassins versants viticoles : Rouffach (68, Alsace), Baslieux-sous-Châtillons (51, Champagne) et Ruiné (16, Poitou-Charentes), (Bockstaller et al., 2008), (ACLN3).....	77
Tableau 10 – Valeurs du coefficient de rétention des produits phytosanitaires par un dispositif enherbé (1 correspond à la rétention maximale et 0 à la rétention minimale), (Thiollet-Scholtus, 2004).....	79
Tableau 11 – Validation de l'indice de connectivité C_i : corrélation (R^2) avec des concentrations de substances active à l'exutoire de l'indicateur I-Phy avec pondération par C_i et sans C_i , par rapport à des indicateurs simples (Thiollet-Scholtus, 2004).....	83
Tableau 12 – Variables d'entrées utilisées pour les simulations et ordre de variation (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).....	86
Tableau 13 – Exemple de validation d'un arbre de calcul (cf. Figure 23).....	90
Tableau 14 – Liste des indicateurs agri-environnementaux développés dans le projet SEAMLESS (en gras des indicateurs spécifiques liés au changement d'échelle)	92
Tableau 15 – Différents types d'organisation des indicateurs.....	100
Tableau 16 - Valeur de l'indicateur relatif de durabilité écologique (IDU) pour les 15 exploitations, calculé avec les valeurs des indicateurs INDIGO® de 1999.(BV = bovin viande ; GCex = moyennement extensif ; GC = grandes cultures intensive ; BL = bovin lait ; CS culture spéciale), (Bockstaller et al., 2002), (R6).....	103
Tableau 17 – Comparaison de différents indicateurs azote (Bockstaller et al., 2009 d'après CORPEN (2006), (ACL16).....	121
Tableau 18 - Comparaison de différents indicateurs de risque pesticides (Bockstaller et al., (2009), (ACL16) d'après Devillers et al. (2005)).	122
Tableau 19- Critères d'évaluation pour comparer des méthodes (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).....	123
Tableau 20 – Détail des règles de décision pour l'indicateur « risque de fausses conclusions » (Bockstaller et al., 2006 ; Bockstaller et al., 2009), (R11, ACL16).....	124
Tableau 21 - Nombre d'exploitations sélectionnées dans chaque pays et par type (Bockstaller et al., 2006), (R11).....	125
Tableau 22 – Indicateurs calculés pour la comparaison des sorties.....	126
Tableau 23 – Exemple de modalités de conseil pour des facteurs de production en vue de la comparaison des conseils.	127
Tableau 24 - Mesures effectuées sur des parcelles de maïs des deux exploitations (Bockstaller et al., 2000), (R5).....	134
Tableau 25 - Règles de décision pour la conduite du maïs innovant (Bockstaller et al., 2006), (R12).....	138
Tableau 26 – Synthèse des résultats issus de l'évaluation globale (Bockstaller et al., 2006), (R12, C-ACT112).....	139
Tableau 27 - Exemples d'estimation du nombre d'espèces terrestres présentes sur le territoire français (références utilisées dans Burel et al., 2008).....	157
Tableau 28 - Les services des agro-écosystèmes dont la fourniture est affectée par la biodiversité, les fonctions et propriétés écosystémiques qui sous-tendent ces services (expertise collective INRA, Le Roux et al., 2008)	159
Tableau 29 - Caractéristiques de l'intensification de l'agriculture aux échelles de la parcelle et du paysage (adapté par Burel et al., 2008 d'après Tscharncke et al., 2005).	160
Tableau 30 – Exemples d'indicateurs de biodiversité composites.....	175

Tableau 31 – Exemples d'indicateurs « simples » en lien avec la biodiversité.....	177
Tableau 32 – Exemples d'indicateurs prédictifs en grandes cultures avec leurs principales caractéristiques (Bockstaller et al., 2011), (ACLN6)	180
Tableau 33 – Sources de données potentielles pour la validation de l'indicateur	194
Tableau 34 – Principales caractéristiques de trois expérimentations testant l'effet de modalités de gestion de bandes fleuries sur l'évolution de la diversité florale.	198
Tableau 35 – Composition des mélanges de l'expérimentation factorielle bande fleurie en microparcelles (en gras des espèces aussi présentes dans la seconde expérimentation (Tableau 36)).	200
Tableau 36 – Composition des mélanges de l'expérimentation bande fleurie en grandes parcelles (en gras des espèces aussi présentes dans la première expérimentation (Tableau 35)).	202
Tableau 37 – Pistes d'amélioration des indicateurs la méthode INDIGO®	204
Tableau 38 – Exemples de type de règles de décision pour un cas d'école avec 2 facteurs (Fact. A et Fact. B) à trois modalités (M= mauvais, m = moyen B= bon)	206

Table des matières

PREMIERE PARTIE : PRESENTATION DU CANDIDAT	19
1. Activité d'enseignement	20
2. Présentation synthétique des activités d'administration, de valorisation et de transfert	22
2.1. Animation d'équipe de recherche « Agiculture durable » de l'UMR.....	22
2.2. Direction de l'antenne colmarienne de l'UMR :	23
2.3. valorisation et de transfert	23
3. Rayonnement scientifique	25
3.1. Liste des masters encadrés et thèses codirigées - Participation à des jurys (thèse, master, ingénieur, thèse)	25
3.2. Encadrement d'étudiants post-doctoraux	25
3.3. Thèses codirigées.....	25
3.4. Master (maîtrise DEA, mémoire fin d'étude ingénieur) encadré	25
3.5. Participation à des jurys (thèse, master, ingénieur, etc.) (Autre qu'étudiants encadrés)..	26
3.5.1. Jury de thèse	26
3.5.2. Jury de master, ingénieur	26
3.6. Relecture d'articles scientifiques	26
3.7. Liste complète classée des publications et des communications	27
 DEUXIEME PARTIE : BILAN DES RECHERCHES EFFECTUEES	 37
1. Introduction	37
 2. Des indices au modèle, du modèle à l'indicateur :	 41
2.1. Des indices aux indicateurs agro-écologiques	41
2.1.1. Résultats	44
2.2. La méthode INDIGO® 1999-2003	47
2.2.1. Une démarche de construction.....	47
2.2.2. Choix des objectifs et des utilisateurs	47
2.2.3. Construction des indicateurs	48
2.2.3.1. Hypothèse de base et démarche de construction	48
2.2.3.2. Mode de calcul des indicateurs INDIGO®	49
2.2.3.3. Calculs et exemples de sorties avec les indicateurs d'INDIGO®	53
2.2.3.4. Paramétrage de l'indicateur I-Phy	54
2.2.4. Détermination des références	54
2.2.5. Test de sensibilité	57
2.2.6. Test de validation.....	57
2.3. La question de la validation	57
2.3.1. Une méthode	57
2.3.2. La validation de la construction	58
2.3.3. Validation de la sortie des indicateurs	58
2.3.3.1. Le problème des sorties de l'indicateur	59
2.3.3.2. Que faire en cas d'absence de mesures ?.....	59
2.3.3.3. Quelle procédure de comparaison ?	60
2.3.4. Validation des usages.....	63
2.3.4.1. Les utilisateurs de la méthode INDIGO®	63
2.3.4.2. Les utilisations de la méthode INDIGO®	65

2.3.4.3.	Satisfaction des attentes	66
2.3.4.4.	Des interactions récurrentes avec les utilisateurs	66
2.4.	Adaptation de la méthode INDIGO® à d'autres systèmes de production	67
2.5.	Du modèle à l'indicateur : une nouvelle proposition pour le calcul d'I-Phy (DEA et thèse de J. Wohlfahrt, 2005-2008, post-doc A. Lindahl 2010)	68
2.5.1.	Problématique.....	68
2.5.2.	Une nouvelle version de l'indicateur	68
2.5.3.	Evaluation de l'indicateur.....	69
2.5.4.	Adaptation du module eaux souterraines	70
Résumé du chapitre 2 : des indices au modèle, du modèle à l'indicateur		72
3.	De la parcelle au territoire : de nouveaux indicateurs	73
3.1.	De nouvelles échelles de travail pour les agronomes	73
3.2.	Les notions d'échelle et de changement d'échelle	73
3.3.	Un premier essai d'agrégation de l'indicateur azote (nitrate) à l'échelle d'une zone Ferti-Mieux	74
.a)	75
3.4.	Développement d'un indice de connectivité pour l'indicateur I-Phy (eaux de surface) au niveau d'un bassin versant viticole (thèse de M. Thiollet-Scholtus 2004)	77
3.4.1.	Problématique à l'échelle d'un bassin versant	77
3.4.2.	Les préalables à la construction : objectifs, hypothèses et modèle conceptuel.....	78
3.4.3.	Détail du mode de calcul	79
3.4.3.1.	Calcul du sous-indice P_{jusqRH_i}	79
3.4.3.2.	Calcul du sous-indice P_{dansRH_i}	80
3.4.4.	Quelques résultats	81
3.4.5.	Evaluation de l'indice	82
3.5.	Développement d'un nouvel indicateur de connectivité en utilisant l'apprentissage supervisé (thèse de J. Wohlfahrt 2008)	83
3.5.1.	Contexte de la thèse	83
3.5.2.	Démarche générale	83
3.5.3.	Construction des arbres de calcul à la base de l'indicateur	84
3.5.4.	Mode de calcul de l'indicateur de connectivité	87
3.5.5.	Exemple d'application.....	88
3.5.6.	Evaluation de l'indicateur.....	89
3.5.6.1.	Test de sensibilité	89
3.5.6.2.	Validation de la construction de l'indicateur	89
3.5.6.3.	Validation des sorties	89
3.5.6.4.	Evaluation de la faisabilité	90
3.6.	Travaux aux échelles supérieures : régionales, nationales et européennes (le projet SEAMLESS 2005-2008)	90
3.6.1.	Contexte	90
3.6.2.	Constitution d'une liste d'indicateurs	91
3.6.3.	Le traitement du changement d'échelle	91
Résumé du chapitre 3 : De la parcelle au territoire : de nouveaux indicateurs		95
4.	De l'environnement à la durabilité : l'agrégation composite d'indicateurs	97

4.1.	La problématique de l'agrégation	97
4.2.	Une proposition de cadre structurant les indicateurs : le GOF (projet SEAMLESS 2005-2008) 100	
4.3.	Utilisation de fonction de performance environnementale pondérée : développement d'un indicateur global IDU à partir des indicateurs de la méthode INDIGO (projet ITADA 2bis 1999-2001, Bockstaller et al. 2002), (R6)	102
4.3.1.	Mode de calcul.....	102
4.3.2.	Application sur le réseau d'exploitation	103
4.4.	Test de l'analyse multicritère – comparaison avec l'indicateur IDU	104
4.5.	Arbre de décision utilisant les sous-ensembles flous	106
4.6.	Utilisation de modèle mixte basé sur l'outil DEXi	108
4.6.1.	Contexte du travail.....	108
4.6.2.	L'outil DEXi	108
4.6.3.	Le modèle MASC.....	109
4.6.4.	DEXiPM (Messéan et al. 2010 ; Pelzer et al. 2012) (ACLN5, ACL21).....	111
Résumé du chapitre 4 : De l'environnement à la durabilité : l'agrégation composite d'indicateur		113
5.	De la méthode INDIGO® aux autres indicateurs	115
5.1.	Une « explosion » de travaux sur indicateurs	115
5.2.	Une nouvelle typologie d'indicateurs	115
5.2.1.	Une généralisation du concept d'indicateurs.....	115
5.2.2.	Une proposition de typologie générale d'indicateurs.....	117
5.3.	Des synthèses par thématique	119
5.3.1.	Cas des indicateurs azote	119
5.3.2.	Cas des indicateurs pesticides	121
5.4.	Une méthode de comparaison des méthodes d'évaluation	122
5.4.1.	Evaluation des méthodes à l'aide de critères	123
5.4.2.	Comparaison des sorties	125
Résumé du chapitre 5 : De la méthode INDIGO® aux autres indicateurs		130
6.	Conception et évaluation expérimentale des systèmes de culture : vers une approche intégrée	131
Une démarche d'évaluation expérimentale des itinéraires techniques (Meynard et al., 1996)		132
6.1.	Suivi de parcelles sur deux exploitations agricoles (projet n°A4 1996-1998, programme ITADA II)	132
6.1.1.	Analyse du rendement.....	134
6.1.2.	Efficacité du désherbage	134
6.1.3.	Suivi de l'azote minéral dans le sol et risque de lessivage –Efficacité d'un sous-semis de ray-grass dans le maïs.....	135
6.1.4.	Suivi de la faune du sol	135
6.1.5.	Essai bande fleurie	135
6.2.	Des essais systèmes (projet ITADA n°3 programme III 2002-2006), (Bockstaller et al. 2006), (R12).....	136
6.2.1.	Démarche	136
6.2.2.	Résultats.....	137
6.3.	Vers une évaluation intégrée des systèmes de culture (Bockstaller et al., 2006), (C-ACTI13).....	140

6.3.1.	Des approches complémentaires pour évaluer les systèmes de culture	140
6.3.2.	Une proposition de tableau de bord du système de culture	140
Résumé du chapitre 6 : Conception et évaluation expérimentale des systèmes de culture : vers une approche intégrée		142
7.	Discussion	143
7.1.	D'une évolution du concept d'indicateur à une nouvelle typologie.....	143
7.2.	D'une conception des indicateurs par expertise vers une démarche assistée par modélisation et outils d'apprentissage.....	145
7.3.	Autres acquis méthodologiques	147
7.4.	Questions non abordées	149
8.	Conclusions	150
DEUXIEME PARTIE : PERSPECTIVES DE RECHERCHE : DE LA QUALITE DE L'EAU A LA BIODIVERSITE		153
1.	Contexte et objectifs	153
2.	Etat de l'art	153
2.1.	Les enjeux liés à la biodiversité.....	153
2.1.1.	De la diversité biologique à la biodiversité	153
2.1.2.	Définitions de biodiversité.....	154
2.1.3.	La biodiversité spécifique : état des lieux.....	156
2.1.4.	De la biodiversité <i>per se</i> aux services écosystémiques	158
2.2.	Agriculture et biodiversité	159
2.2.1.	Les effets de l'agriculture sur la biodiversité	159
2.2.1.1.	Les pratiques au niveau de la parcelle.....	160
2.2.1.2.	Les pratiques au niveau du paysage.....	161
2.2.1.3.	La gestion des bordures de parcelles	163
2.2.1.4.	Différents mécanismes.....	165
2.2.1.5.	Synthèse : un modèle général.....	166
2.2.2.	Les effets de la biodiversité sur l'agriculture	167
2.2.2.1.	Les services intrants.....	168
2.2.2.2.	Les services de production.....	169
2.2.2.3.	Les services produits hors revenu agricole direct	170
2.3.	A la fois une multitude et peu d'indicateurs de la biodiversité.....	170
2.3.1.	Différents types d'indicateurs	170
2.3.2.	Les indicateurs basés sur des mesures de terrain.....	172
2.3.2.1.	Une multitude d'indicateurs	172
2.3.2.2.	Evaluation de ces indicateurs.....	172
2.3.2.3.	Les indicateurs composites	173
2.3.3.	Les indicateurs « simples »	176
2.3.4.	Indicateurs prédictifs basés sur des modèles	178
2.3.4.1.	La modélisation en écologie.....	178
2.3.4.2.	Un indicateur basé sur le modèle Flora-Predict	181
2.3.4.3.	Evaluation de la gestion des structures non productives sur la valeur cynégétique	182

2.3.4.4. Les approches en analyse de cycle de vie.....	182
2.3.5. Les indices paysagers	183
Synthèse	184
3. Travaux projetés	185
3.1. Axe 1 : Développement d'un indicateur basé sur un modèle opérationnel d'évaluation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité	185
3.1.1. Positionnement du travail et questions scientifiques.....	185
3.1.2. Définition des contours du travail	186
3.1.3. Construction de l'indicateur	188
3.1.3.1. Construction de l'indicateur parcellaire	188
3.1.3.2. Passage à l'échelle supérieure du territoire	191
3.1.3.3. Détermination des références	192
3.1.4. Evaluation de l'indicateur.....	193
3.1.4.1. Test de sensibilité	193
3.1.4.2. Validation	193
3.1.5. Résultats attendus et perspectives.....	195
3.2. Axe 2 : Effet des modes de gestion de bandes fleuries sur la flore	196
3.2.1. Expérimentations en place	199
3.2.1.1. Etude du stock semencier	199
3.2.1.2. Etude du mode gestion de bandes fleuries	199
3.2.1.3. Expérimentation en grandes parcelles	201
3.2.2. Résultats attendus et perspectives.....	202
3.3. Axe 3 : Travaux d'amélioration des indicateurs de la méthode INDIGO® et questions méthodologiques qui y sont liées.....	203
3.3.1. Amélioration des indicateurs de la méthode INDIGO®	203
3.3.2. Questions méthodologiques	205
3.3.1.1. Construction d'arbres de décision	205
3.3.1.2. Comparaison INDIGO® – Analyse de cycle de vie.....	206
3.4. Un projet futur : vers une évaluation intégrée des impacts environnementaux de systèmes viticoles innovants – la parcelle viticole, un système intéressant pour la biodiversité ?	207
4. Conclusions générales	210
Références citées dans le document	211
Annexe	229

PREMIERE PARTIE : PRESENTATION DU CANDIDAT

BOCKSTALLER Christian
2 rue Charles Grad
68 124 LOGELBACH
Né le 11 février 1965 à Munster (68)
Marié, 2 enfants
Tel : 03 89 27 32 29
christian.bockstaller@sfr.fr

CURRICULUM VITAE

FORMATION INITIALE ET CONTINUE

1993 Doctorat INPL Sciences Agronomiques
1988 Diplôme ingénieur agronome ENSAIA Nancy
1988 DEA Sciences Agronomiques ENSAIA Nancy
1985 DEUG Biologie Université Louis Pasteur Strasbourg
1983 Baccalauréat C Lycée Jean Mermoz Saint-Louis

EXPERIENCES PROFESSIONNELLES ET STAGE PRATIQUE

Depuis 01/01/07 : Animateur de l'équipe Agriculture Durable de l'UMR Nancy Université-(ENSAIA)-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar (LAE) et responsable de l'antenne colmarienne du LAE à l'INRA Colmar.

2005-2006 : Ingénieur de recherche INRA au LAE dans l'antenne colmarienne : Poursuite du travail sur le programme INDIGO®. Participation à projets européens (ENDURE, 2007-2010, Co-coordination d'un WP « Indicateurs » du projet européen SEAMLESS 2005-2008. Participations à projet ANR (Adverb 2009-2012, Discotech (2005-2008) et Copt (2005-2008), etc.

1996-2005 : Ingénieur ARAA, mis à disposition l'UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar à l'INRA Colmar : Chargé de mission - responsable activité indicateurs : développement de la méthode INDIGO®, travail méthodologique, mise œuvre et encadrement du travail informatique, cours en enseignement supérieur, participation au groupe CORPEN « indicateurs azote », responsables projets ITADA transfrontalier

1994-1995 : Ingénieur ARAA mis à disposition UMR 1211 INRA Colmar
Chargé d'étude programme indicateurs : Construction des indicateurs de la méthode INDIGO® dans projet transfrontalier

1990-1993 : Ingénieur de recherche Pioneer France Maïs, Toulouse : doctorant CIFRE laboratoire d'Agronomie INRA Colmar

Encadrement : doctorants, M. Thiollet-Scholtus (2004), J. Wohlfahrt (2008), R. Armand (30% 2009), C. Ricou (depuis 2009), postdoc : A. Lindahl (2010), comités de thèse : S Cordeau (2008-10), C. Coulon (2009-) D. Mezière (2010-), M. Favre (2011-),

Expertise : Membre du Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel Alsace, Participation à différents groupes d'experts, (CORPEN « indicateurs azote », Projet européen Eurocrop, Expertise collective INRA « les flux d'azote en élevage », etc.), relecteur pour différents journaux (≈ 25 articles relus pour 16 revues).

AUTRES COMPETENCES

Informatique bureautique : Word Excel PowerPoint, Access, Endnote, Programmation VB
Langues : Allemand courant
Anglais Lu, parlé, écrit.

1. Activité d'enseignement

Mon statut d'ingénieur de recherche ne comporte pas de mission explicite en matière d'enseignement, mais j'ai toujours accepté de contribuer à la formation dans différents organismes d'enseignement supérieur. Cette activité s'est principalement appuyée sur les acquis de mes travaux de recherche, à savoir l'évaluation environnementale des systèmes de production végétale.

Mon activité d'enseignement a débuté durant l'année 2000 alors que j'étais encore ingénieur employé par une structure régionale, l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA), mais travaillant déjà à l'INRA sur mon projet de recherche via une convention de mise à disposition depuis 1994. A partir cette période, nos travaux ont commencé à bénéficier d'une notoriété et d'une reconnaissance et la thématique indicateur est devenue un sujet d'actualité. Ainsi une première sollicitation est venue d'une ancienne collègue de thèse devenue enseignante à l'ENITA de Clermont (maintenant VetAgro Sup). Sa demande portait sur une intervention autour des indicateurs, de la méthode INDIGO[®] et un TD de mise en œuvre du logiciel INDIGO[®]. Avec la formation de l'UMR Agronomie et Environnement en 2001, j'ai commencé à intervenir dans la spécialisation de 3^{ème} année de l'ENSAIA, avec un accent mis sur la problématique « pesticides ».

Depuis, mon activité a cru pour atteindre un niveau de plus de 50 h par an en 2006 avec les nouvelles sollicitations sur le campus colmarien, notamment de la part du master en industries alimentaires et agronomie de l'Université de Haute-Alsace, et une stabilisation depuis 3 ans autour de **45 h par an** (cf. tableau en haut de la page suivante). Cette augmentation correspond aussi à mon recrutement comme ingénieur de recherche en 2005 à l'INRA, dont le profil comportait bien une mission de diffusion des résultats au sein de l'enseignement supérieur. Il est à noter que toutes les demandes sont venues jusque maintenant de l'extérieur sans la moindre intervention de ma part. J'ai plutôt cherché à limiter cette part de mon activité compte tenu de mes nombreuses autres responsabilités, étant prêt à déléguer dans certains cas. C'est ainsi qu'à l'ENSAIA, les enseignants chercheurs de mon UMR ont repris la thématique. Sur le campus de Colmar, j'ai pu dès le départ déléguer les TD autour du logiciel à l'assistante-ingénieur de mon équipe, chargée depuis 2005 de la valorisation et du contact avec les utilisateurs de la méthode INDIGO[®].

Sur le plan qualitatif (cf. tableau du bas page suivante), une majorité de mes cours ont porté sur l'évaluation agri-environnementale, avec une présentation de la démarche en générale, de la méthode INDIGO[®] que nous avons développée, suivi ou non d'un TD avec le logiciel. Dans certains cas, j'ai élargi le cours à une présentation générale de diverses méthodes d'évaluation françaises et étrangères. J'assure aussi quelques interventions plus générales :

- une sensibilisation à la problématique agri-environnementale (2 h par groupe IUT Génie Biologique Colmar)
- les déterminants de l'Agriculture Durable (2 h) : introduction aux différentes formes d'agriculture (intégrée, biologique) comme solutions pour l'agriculture durable (Master 2 UHA Colmar)
- la problématique de l'évaluation de l'énergie en agriculture (4 h) (Licence pro Agriculture Durable)
- Plus récemment : une introduction à l'Agronomie (3 h) (Master 1 UHA Colmar)

En conclusion, en raison d'une activité de recherche bien remplie, mon activité d'enseignement est restée limitée à des interventions ponctuelles avec peu de participation à la constitution des programmes, aux examens (2 formations seulement). Plus récemment, j'ai pris une posture un peu plus active en proposant le cours d'introduction à l'agronomie aux collègues du master de l'UHA de Colmar, et pour la nouvelle année à la nouvelle responsable de la licence pro Agriculture Durable de l'Université de Strasbourg.

Bilan des interventions en enseignement supérieur

Etablissement	Niveau/heures	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006	2006-2007	2007-2008	2008-2009	2009-2010	2010-2011	2011-2012
Université UHA Colmar	master 1 : 4h en 2011							8	10	10	8	8	12	12
IUT Colmar	2è année : 8h, 1ère année : 4h LiPro: 4h						4	12	12	16	16	16	16	16
Université Strasbourg	LiPro : 7h MST: 4h LiPro: 11h				7	7	11	11	11	11	11	11	11	11
ENSAIA	Master Fage 2							7	7	7				
ENSAIA	3ème année			4	7	7	7							
AgroSup Dijon	3ème année											3	3	3
AgroParisTech	master sciences Agronomiques						3	3	3	3				
VetAgro Sup Clermont (ENITA)	3ème année	10	10	10	10	10	10	10	10	10	7	10		7
AgroCampus Rennes	3ème année								3					
ISA Lilles					2	2	2	2	2	2				
Total		10	10	14	26	26	37	53	58	57	42	48	42	49

Contenu des interventions

Etablissement	Contenu
Université UHA Colmar	2 h : les déterminants de l'agriculture durable, 4 h : l'évaluation agri-environnementale 4h calcul des indicateurs INDIGO®
IUT Colmar	2 groupes 2h : sensibilisation à la problématique agri-environnementale
Université Strasbourg	LiPro Agri Durable (2003-2005 : 3h méthodes évaluation, 4h TD logiciel INDIGO, 4h : problématique énergie
ENSAIA	Indicateur I-Phy logiciel de calcul
AgroSup Dijon	3h : aspects méthodologique autour de l'évaluation et les indicateurs
AgroParisTech	Méthodes évaluation
VetAgro Sup Clermont (ENITA)	2h méthodes évaluation, 3h méthode INDIGO® 5h TD logiciel INDIGO®
AgroCampus Rennes	Travaux INDIGO®
ISA Lilles	Travaux INDIGO®

2. Présentation synthétique des activités d'administration, de valorisation et de transfert

Ces activités relèvent principalement de 3 missions :

- l'animation depuis 2007 d'une des équipes de recherche de l'UMR INPL-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar.
- la responsabilité administrative, depuis 2007 également, du site de Colmar de l'UMR
- la valorisation et le transfert de mes activités de recherche, essentiellement à destination de la profession agricole et des pouvoirs publics.

2.1. Animation d'équipe de recherche « Agriculture durable » de l'UMR

En 2007, j'ai pris la succession de Philippe Girardin (DR INRA) comme animateur de l'équipe « Agriculture Durable » de l'UMR LAE Nancy-Colmar, équipe qui comprend deux antennes, à Colmar et à Nancy. (au 31.12.12 : 3 C+Ing, 5 EC, 6 AI+TR, 5 doctorants)

Cette première expérience importante d'animation m'a conduit à i) la préparation du bilan de l'équipe, la rédaction du rapport, la préparation de l'exposé, en vue de l'évaluation de l'UMR en janvier 2008 par l'AERES, ii) la préparation du nouveau projet d'équipe qui a abouti à un recentrage de la thématique de l'équipe autour de l'évaluation des impacts des systèmes de culture/fourragers sur les fonctions de la biodiversité. Dans ce travail en interaction étroite, avec le Directeur d'Unité de l'époque, Sylvain Plantureux, j'ai eu le souci d'explorer les différents scénarios d'évolution de l'équipe, de peser le pour et le contre. Le bilan ainsi que le projet ont été appréciés par **la commission de l'AERES qui attribué une note de A à l'équipe**. En 2011, l'équipe et la direction de l'unité m'ont renouvelé leur confiance en me demandant de poursuivre ma mission d'animateur d'équipe et de m'investir dans le travail de préparation de l'évaluation en vue du contrat quinquennal 2013-2017.

L'animation scientifique de l'équipe s'appuie d'abord sur une réflexion nourrie par mon expérience scientifique et des échanges à l'intérieur et à l'extérieur de l'UMR, et sur mon analyse du contexte scientifique et social de nos recherches. Concrètement, elle repose principalement sur des réunions d'équipe que j'organiserégulièrement (6-7 par an), et qui regroupent les scientifiques, les doctorants, les stagiaires et les techniciens des sites de Colmar et de Nancy. Partant du constat que le rythme des réunions de l'ensemble de l'équipe ne pouvait pas être augmenté vu les emplois de temps des uns et des autres, j'ai plutôt porté mon attention au contenu pour en augmenter l'efficacité : éviter par exemple des juxtapositions de thématiques trop hétérogènes et secondaires pour l'équipe, avoir des moments d'échange approfondi sur des sujets prioritaires (ex : analyse d'expérimentations UE Colmar, informatisation), des thématiques majeures portées par des « seniors » de l'équipe (ex : trait fonctionnels, prédation), avoir des moments pour prendre du recul (ex : regard sur l'année écoulée, prospective scientifique interne).

Le défi majeur pour les années à venir sera de donner une nouvelle cohérence à l'équipe suite au recrutement d'un ingénieur de recherche en calcul mathématiques, d'une écologue du paysage, et de la venue de deux écologues microbiens de l'ancienne équipe rhizosphère. Un certain déséquilibre s'est installé entre Nancy (passage de 3 EC à 5 EC et 1 IR) et Colmar (4 C+IR à 2 C+ IR). Globalement ce renforcement ouvre de nouvelles perspectives à l'équipe dans son ensemble avec des compétences plus diversifiées, plus à même d'aborder les questions de l'évaluation de la biodiversité dans un nouveau contexte scientifique de l'intensification écologique. Un second défi sera d'obtenir quelques moyens supplémentaires au niveau de l'INRA.

2.2. Direction de l'antenne colmarienne de l'UMR :

Le Directeur de l'UMR (Sylvain Plantureux jusqu'en 2008, Frédéric Bourgaud depuis) étant basé à Nancy, il est apparu opportun de nommer un responsable du site de Colmar pour l'UMR. J'ai accepté cette responsabilité en 2007.

Cette responsabilité comporte un certain nombre de missions incombant à un DU, organisation préparation et suivi du budget avec la Gestionnaire d'Unité, gestion du personnel, (ex : réalisation des entretiens individuels du personnel de l'équipe), participation aux réunions de DU sur le Centre de Colmar. J'ai poursuivi l'organisation de la vie de l'équipe autour d'une réunion hebdomadaire permettant l'organisation du travail, l'échange d'information, la résolution des problèmes les plus urgents. Dans toute mon action, j'ai eu le souci d'améliorer les relations par un dialogue et en faisant fi des préjugés avec la présidence et le DSA du centre de Colmar, qui par le passé ont été souvent conflictuelles, La nomination d'une nouvelle présidente en juillet 2011 a inauguré une nouvelle période.

Depuis ma prise de fonction en 2007, j'ai également eu à gérer deux déménagements de l'équipe, dans un autre bâtiment du centre de Colmar et en 2010 dans un nouveau bâtiment extérieur à l'INRA sur le campus du Biopôle. Ce dernier déménagement a été demandé par la Région et la ville de Colmar. Il a fallu gérer un certain nombre de tensions, et toute la question de l'attribution des locaux. Suite au dernier déménagement, l'atmosphère de l'équipe s'est nettement améliorée.

Avec le soutien de la présidence du centre INRA de Colmar, j'ai pu renforcer la capacité technique et scientifique de l'équipe au travers de l'organisation de l'accueil à temps partiel de 2 ingénieurs d'une structure régionale, l'ARAA¹ (mon ex-employeur). Celle-ci exerce des missions de R&D dans le domaine de l'agriculture et l'environnement à l'interface entre la profession agricole et les acteurs non agricoles en plus de ses missions d'appui au développement agricole à l'échelle régionale en Alsace. J'ai rédigé avec le directeur de l'ARAA, Rémi Koller, le projet scientifique de cette collaboration. Ce rapprochement avait été conseillé par un audit de l'ARAA et était devenu une condition pour la survie d'une partie de son activité (condition à l'obtention d'un soutien de la direction recherche de la Région Alsace). Cette décision était aussi motivée par un constat qu'il existait de solides possibilités de collaboration, que j'avais déjà perçues et projetées avant mon recrutement à l'INRA. Depuis septembre 2007, j'assure l'animation de la collaboration avec R. Koller. Les collaborations informelles et échanges humains se sont multipliés et les bénéfiques réciproques sont indiscutables : échange sur l'indicateur I-Phy et amélioration du logiciel INDIGO[®] en conséquence, apport à l'UMR de compétences SIG par le 2^{ème} ingénieur de l'ARAA (Paul Van Dijk), accueil de stagiaires ARAA (2 en 2011) dans un environnement scientifique, etc. A noter aussi la reprise des essais « systèmes de culture » par l'ARAA, essais que j'avais lancés en 2002 (Bockstaller et al., 2006d)² avec la contribution importante d'un technicien de l'équipe, Aimé Blatz. L'ARAA a aussi pris en charge un travail sur tableau de bord dans le RMT OAAT. Le défi majeur est d'arriver à des collaborations dans des projets financés qui s'inscriront dans le Biopôle colmarien. Tout cela est en cours de montage. Dans tous les cas, je considère que l'apport scientifique et la capacité d'analyse des collègues de l'ARAA ont déjà été très enrichissants pour l'équipe à Colmar mais aussi à tout l'équipe lors de nos réunions communes.

2.3. valorisation et de transfert

Depuis le début de ma carrière professionnelle, j'ai associé une mission de conduite de programme de recherche à une activité de valorisation et de transfert, principalement orientée vers la profession agricole (entreprises, organisations professionnelles, instituts techniques).

¹ <http://www.araa-agronomie.org/>

² Références bibliographique dans le mémoire

Dès le début de ma participation au programme de recherche sur les indicateurs, mon activité de valorisation et de transfert a été importante, sachant que dès le début, j'ai été chargé de tester chez des agriculteurs les indicateurs mis au point. Cela m'a amené entre 1994 et 1998 à travailler avec un réseau de 14 agriculteurs dont 4 allemands. J'ai poursuivi ce travail de manière moins étendu jusqu'en 2005. Il s'agissait principalement de réaliser des enquêtes de recueil de données, et de proposer des restitutions individuelles et collectives. J'ai aussi rédigé pour un temps, une fiche de liaison. J'ai aussi organisé avec le technicien, A. Blatz une journée technique sur le non labour entre les agriculteurs du réseau (1995).

A partir de l'année 1998, des sollicitations de plus en plus nombreuses sur le sujet des indicateurs m'ont toujours à nouveau conduit à présenter nos travaux auprès d'organismes de recherche (différentes équipes INRA, écoles d'ingénieurs, etc.) mais aussi plus appliqués Chambres d'Agriculture (en Alsace , 67 et 68, en Lorraine, 54 et 57, en région Centre, 36, en Poitou-Charentes aux formations « protection intégrée » à La Rochelle etc.), instituts techniques (CETIOM, CTIFL, etc.), coopératives, etc., jusqu'en Allemagne à une formation des ingénieurs près de Stuttgart, à l'Université de Göttingen, etc.

Dans une étape ultérieure, à partir des années 2000, j'ai participé activement à la valorisation de nos travaux via le développement de logiciels. C'est ainsi que j'ai dirigé le projet de développement d'un logiciel d'aide au choix de produits phytosanitaires, Phyto-Choix avec le soutien de l'Institut Technique de la Vigne (ITV aujourd'hui IFV) qui a fait l'objet d'une centaine de ventes mais qui n'a pas été poursuivi suite à des problèmes de mise à jour dans l'environnement Microsoft. J'en ai assuré tout le travail d'encadrement d'une informaticienne d'une entreprise privée (2004-2005). De même, j'ai encadré tout une série d'informaticiens pour le logiciel de calcul des indicateurs de la méthode INDIGO®, mettant moi-même à l'occasion la main à la pâte (programmation informatique). Depuis son lancement dans les années 2002, nous avons recensé 190 utilisateurs d'INDIGO®.

Plus récemment, j'ai été un des initiateurs en 2007 du lancement du projet PLAGE³, (ACLN 8) via un financement CASDAR pour 2007-2009 pour une étude de faisabilité et un financement Ecophyto (ONEMA) 2010-2012 pour la réalisation d'une plate-forme informatique dédiée aux méthodes d'évaluations et indicateurs agro-environnementaux. Cette plate-forme via internet aura plusieurs fonctions :

- rassembler l'information sur les méthodes d'évaluation, les indicateurs agro-environnements existant, avec une aide au choix pour faciliter le travail des utilisateurs potentiels
- pour les concepteurs de méthode : la mise en commun de données de paramétrage des méthodes (ex : propriétés des substances actives, coef. énergétiques, etc.)
- Une plate-forme de compétence destinée à traiter de thématiques (ex : effets collatéraux de la réduction des pesticides, etc.).

Ce travail est principalement porté par Agro-Transfert Ressources et Territoires de Picardie. J'interviens comme expert scientifique principalement, et comme concepteur d'une des méthodes naturellement. A l'avenir, j'assurerai la présidence du comité scientifique qui référencera les nouvelles méthodes.

³ <http://www.agro-transfert-rt.org/index.php/fr/nos-projets/centre-de-competences-et-de-ressource/-plage->

3. Rayonnement scientifique

3.1. Liste des masters encadrés et thèses codirigées - Participation à des jurys (thèse, master, ingénieur, thèse)

(En souligné, les étudiants présents dans l'équipe et dont j'ai été l'encadrant principal)

3.2. Encadrement d'étudiants post-doctoraux

2010 : A. Lindahl (Univ. Upssala Suède) : Amélioration de l'indicateur I-Phy projet ONEMA

2010 : G. Fortino (20 %) : développement du modèle DEXiPM réseau Endure

2008-2009 : E. Lo-Pelzer (20 %) : développement du modèle DEXiPM réseau Endure

2006-2008 : W. Sadok (25 %) : développement du modèle MASC, projet ANR Discotech

3.3. Thèses codirigées

2009- : C. Ricou : Mise au point et validation d'un indicateur évaluant les effets des pratiques agricoles sur des services assurés par la biodiversité (bourse MESR)

2008-2011 : F. Le Bellec (Cirad) : Co-construction et évaluation à l'aide d'indicateurs d'un système de culture agrumicole durable pour la Guadeloupe (10 %)

2005-2009 : R. Armand (Univ. Strasbourg) : Etude des états de surface du sol et de leur dynamique pour différentes pratiques de travail du sol. Mise au point d'un indicateur de ruissellement (30 %)

2006-2008 : J. Wohlfahrt Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant (bourse MESR) :

2001-2004 : M. Thiollet-Scholtus Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole (Projet RVVS)

3.4. Master (maîtrise DEA, mémoire fin d'étude ingénieur) encadré

2011 : P.A. Pottier Caractérisation de l'évolution de bordures semi-naturelles implantées en parcelles agricoles, Mémoire master 2 Plante et Environnement, Université de Strasbourg

2011 : C. Schneller Développement et validation d'un indicateur de la valeur pollinisatrice des couverts en grandes cultures mémoire fin d'étude ENSAIA Nancy

2009 : V. Baecher Etude la dynamique des bandes fleuries: Mémoire Master2 FAGE, ENSAIA - Nancy-Universités, Nancy

2008 : A. Attoumani Les usages des méthodes d'évaluation agri-environnementale. Contribution à l'élaboration d'un guide pour le choix de ces méthodes: Mémoire de fin d'études, AgroCampus Rennes (10 %)

2007 : A. Tempé Construction d'un tableau de bord de suivi de la durabilité d'exploitations agricoles: Mémoire Master2, Université Haute-Alsace Colmar

2007 : C. Gouwie Module pesticide de PERSYST mémoire fin d'étude ENESAD Dijon (10 %)

2005 : J. Wohlfahrt Mémoire DEA, UMR INPL -INRA Agronomie Environnement Nancy-Colmar

2005 : F. Schneider valuation globale d'un essai système de culture de maïs durable: mémoire fin d'étude AGER INA-PG Paris Grignon, Paris

2004 : C. Tribouillard Construction et validation d'un indicateur "Ruissellement" (IRu) basé sur un modèle dans le cadre de la méthode INDIGO®, mémoire fin d'étude ENITA Bordeaux

2004 : N. Actis Dana Contribution à la validation des sorties de l'indicateur azote (IN) de la méthode INDIGO, Mémoire maîtrise Strasbourg, Université Louis Pasteur Strasbourg

2003. V. Flaitz Contribution à la mise au point d'un indicateur "travail du sol". Elaboration des modules d'évaluation "structure du sol" et "ruissellement" mémoire fin d'étude ENITA Bordeaux

2001 : I. Steffan Mise au point d'un indicateur ruissellement RUIS Mémoire maîtrise Strasbourg, Université Louis Pasteur Strasbourg

2000 : L. Chegard Suivi des pratiques d'un groupe d'agriculteurs de Moselle au moyen d'indicateurs agro-écologiques, mémoire fin d'étude ENSA Rennes (25 %)

1999 : F. Pervanchon Mise au point d'un indicateur agro-écologique d'évaluation de la consommation énergétique en grandes cultures, mémoire fin d'étude ENSA Toulouse

3.5. Participation à des jurys (thèse, master, ingénieur, etc.) (Autre qu'étudiants encadrés)

3.5.1. Jury de thèse

2008 : Meul M., 2008. Concretisation and operationalisation of ecological sustainability of Flemish farms, University of Ghent

3.5.2. Jury de master, ingénieur

1995 : Bernard P.-Y. Mise au point d'une méthode d'étude pour caractériser l'impact agro-écologiques de bandes herbeuses anti-érosives: Mémoire DEA

Comités de thèse

Cordeau S. (2008-10) Conséquences de la mise en place de bandes enherbées sur l'évolution de la flore adventice: Doctorat, UMR Agroécologie Dijon INRA-Université de Bourgogne,

Coulon C. (2009-2012) Méthode de caractérisation systemique du fonctionnement de la vigne a partir des effets combines du milieu et des pratiques culturales pour prevoir les types de vins. UE Vigne et Vin INRA Angers

D. Mezière (2010-), Evaluer et concevoir des stratégies de gestion des adventices pour une agriculture plus durable : amélioration et utilisation de modèles de dynamique des adventices UMR Agroécologie Dijon INRA-Université de Bourgogne

M. Favre (2011-) Intensification en système maraîcher biologique UR Ecodéveloppement INRA Avignon

C. Murgue (2011-) spatialisation des systèmes de culture pour la gestion des crises quantitatives de l'eau – UMR Agir INRA Toulouse

3.6. Relecture d'articles scientifiques

Revue	Nombre articles relus
Agronomy for Sustainable Development	3
Environmental Modelling & Software	3
Agricultural Systems	2
Biosystems Engineering	2
Ecological Indicators	2
Environmental Management	2
Journal of Environmental Management	2
Agriculture Environment and Ecosystems	1
Chemosphère	1
Ecosystems	1
Environmental Impact Assessment Review	1
Environmental Pollution	1
European Journal of Agronomy	1
Journal of Hazardous Materials	1
Journal of Stochastic Environmental Research & Risk Assessment	1
The Science of the Total Environment	1

3.7. Liste complète classée des publications et des communications

ACL : Articles dans des revues internationales ou nationales avec comité de lecture répertoriées par l'AERES ou dans les bases de données internationales (ISI Web of Knowledge, Pub Med...).

- ACL1** Bockstaller C., Girardin P., 1994. Effect of seed size on maize growth from emergence to silking. *Maydica*, 39, 213-218.
- ACL2** Girardin P., Chavagnat A., Bockstaller C., 1993. Détermination des caractéristiques des semences de maïs grâce à la radiographie aux rayons X. *Seed Science and Technology*, 21, 545-551.
- ACL3** Bockstaller C., Girardin P., Van Der Werf H. G. M., 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*, 7, 261-270.
- ACL4** Girardin P., Bockstaller C., Van Der Werf H. M. G., 1999. Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 13, 5-21.
- ACL5** Girardin P., Bockstaller C., Van Der Werf H. M. G., 2000. Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 227-239.
- ACL6** Reus J., Leenderste P., Bockstaller C., Fomsgaard I., Gutsche V., Lewis K., Nilsson C., Pussemier L., Trevisan M., Van Der Werf H., Alfarroba F., Blümel S., Isart J., Mcgrath D., Seppälä T., 2002. Comparing and evaluating eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 90, 177-187.
- ACL7** Pervanchon F., Bockstaller C., Girardin P., 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural Systems*, 72, 149-172.
- ACL8** Bockstaller C., Girardin P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76, 639-653.
- ACL9** Pervanchon F., Bockstaller C., Bernard P. Y., Peigné J., Amiaud B., Vertès F., Fiorelli J. L., Plantureux S., 2005. A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 105, 1-16.
- ACL10** Tixier P., Malézieux E., Dorel M., Bockstaller C., Girardin P., 2007. Rpest - An indicator linked to a crop model to assess the dynamics of the risk of pesticide water pollution application to banana-based cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 26, 71-81.
- ACL11** Bockstaller C., Guichard L., Makowski D., Aveline A., Girardin P., Plantureux S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 139-149.
- ACL12** Sadok W., Angevin F., Bergez J.-E., Bockstaller C., Colomb B., Guichard L., Reau R., Doré T., 2008. Ex ante assessment of the sustainability of alternative cropping systems: guidelines for identifying relevant multi-criteria decision aid methods. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 163-174.
- ACL13** Alkan Olsson J., Bockstaller C., Stapleton L., Knapen R., Therond O., Turpin N., Geniaux G., Bellon S., Pinto Correia T., Bezlepikina I., Taverne M., Ewert F., 2009. Indicator frameworks supporting ex-ante impact assessment of new policies for rural systems; a critical review of a goal oriented framework and its indicators. *Environmental Science and Policy*, 12, 562-572.
- ACL14** Armand R., Bockstaller C., Auzet A.-V., Van Dijk P., 2009. Runoff generation related to intra-field soil surface characteristics variability: Application to conservation tillage context. *Soil and Tillage Research*, 102, 27-37.
- ACL15** Aveline A., Rousseau M. L., Guichard L., Laurent M., Bockstaller C., 2009. Evaluating an environmental indicator : case study of MERLIN, an assessment method of the Risk of Nitrate Leaching. *Agricultural Systems*, 100, 22-30.
- ACL16** Bockstaller C., Guichard L., Keichinger O., Girardin P., Galan M. B., Gaillard G., 2009. Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29, 223-235.
- ACL17** Ewert F., Van Ittersum M. K., Bezlepikina I., Therond O., Andersen E., Belhouchette H., Bockstaller C., Brouwer F., Heckelei T., Janssen S., Knapen R., Kuiper M., Louhichi K., Alkan Olsson J., Turpin N., Wery J., Wien J. E., Wolf J., 2009. A methodology for integrated assessment of policy impacts in agriculture. *Environmental Science and Policy*, 12, 546-561.
- ACL18** Sadok W., Angevin F., Bergez J.-E., Bockstaller C., Colomb B., Guichard L., Reau R., Messean A., Doré T., 2009. MASC: a qualitative multi-attribute decision model for ex ante assessment of the sustainability of cropping systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 29, 447-461.
- ACL19** Martin P., Ouvry J. F., Bockstaller C., 2010. Adaptation of the curve number approach to runoff estimation for loamy soils over a growing season for winter wheat: comparison with the STREAM approach. *Land Degradation and Development*, 21, 376-387.

- ACL20** Wohlfahrt J., Colin F., Assaghir Z., **Bockstaller C.**, 2010. An indicator inferred from hydrological mechanistic model simulation to assess spatial agricultural management impact on pesticide runoff. *Ecological Indicators*, 10, 826-839.
- ACL21** Pelzer E., Fortino G., **Bockstaller C.**, Angevin F., Lamine C., Moonen C., Vasileiadis V., Guérin D., Guichard L., Reau R., Messéan A., 2012. Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. *Ecological Indicators*, 18, 171-182.
- ACL22** Le Bellec F., Rajaud A., Ozier Lafontaine H., **Bockstaller C.**, Malezieux E. 2012,. Evidence for farmers' active involvement in co-designing citrus cropping systems using an improved participatory method. The DISCS method Agronomy for Sustainable Development. DOI10.1007/s13593-011-0070-9
- ACL23** Lindahl A. M. L., **Bockstaller C.**, 2012. An indicator of pesticide leaching risk to groundwater. *Ecological Indicators*, 23, 95-108.

ACLN : Articles dans des revues avec comité de lecture non répertoriées par l'AERES ou dans des bases de données internationales.

- ACLN1** Girardin P., **Bockstaller C.**, 1997. Les indicateurs agro-écologiques, outils pour évaluer les systèmes de culture. *Oléagineux Corps gras Lipides*, 4, 418-426.
- ACLN2** Peigne J., **Bockstaller C.**, Pervanchon F., Girardin P., 2004. Evaluation des émissions de NH₃, N₂O et CH₄ des engrais de ferme à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux. *Fourrages*, 177, 93-112.
- ACLN3** **Bockstaller C.**, Wohlfahrt J., Huber A., Hennebert P., Zahm F., Vernier F., Keichinger O., Girardin P., 2008. Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation: exemple de l'indicateur I-PHY. *Ingénieries*, n°86, 103-114.
- ACLN4** Gerber M., Astigarraga M. L., **Bockstaller C.**, Fiorelli J. L., Hostiou N., Ingrand S., Marie M., Sadok W., Veysset P., Ambroise R., Peigné J., Plantureux S., Coquil X., 2009. Le modèle Dexi-SH* pour une évaluation multicritère de la durabilité agro-écologique des systèmes d'élevage bovins laitiers herbagers. *Innovations Agronomiques*, 4, 249-252.
- ACLN5** Messéan A., Lô-Pelzer E., **Bockstaller C.**, Lamine C., Angevin F., 2010. Outils d'évaluation et d'aide à la conception de stratégies innovantes de protection des grandes cultures. *Innovations Agronomiques*, 8, 69-81.
- ACLN6** **Bockstaller C.**, Lassere-Joulin F. S.-D., Piutti S., Villerd J., Amiaud B., Plantureux S., 2011. Assessing biodiversity in arable farmland by means of indicators: an overview. *Oléagineux Corps gras Lipides*, 18, 137-144.
- ACLN7** Craheix D., Angevin F., Bergez J. E., **Bockstaller C.**, Colomb B., Guichard L., Reau R., Doré T., 2012. MASC 2.0, un outil d'évaluation multicritère pour estimer la contribution des systèmes de culture au développement durable. *Innovations Agronomiques* 20, 35-48 *Innovations Agronomiques*, 20, 35-48.
- ACLN8** Galan M. B., Surleau, C., Leclercq C., Bernard M., **Bockstaller C.**, Guichard L., Minette S., Boizard H., Cariolle M., 2012. Etude de faisabilité d'une plate-forme WEB dédiée à l'évaluation agri-environnementale : le projet PLAGE 1. *Innovations Agronomiques*, 25, 41-53.

ASCL : Articles dans des revues sans comité de lecture.

- ASCL1** **Bockstaller C.**, Girardin P., 1993. Maïs, petit ou gros grains : même rendement. *Cultivar*, n°352, 89-90.
- ASCL2** **Bockstaller C.**, Girardin P., 1993. Prise en compte de la taille et de la forme de la semence de maïs en expérimentation. *Cahiers Techniques I.N.R.A.*, 32, 27-34.
- ASCL3** Girardin P., **Bockstaller C.**, Merouzeau L., 1998. Estimation de l'impact sur l'environnement de traitements phytosanitaires pour des colza transgéniques résistants au glyphosate et au glufosinate. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°33, 89-90.
- ASCL4** Girardin P., **Bockstaller C.**, Van Der Werf H., 1998. Tableau de bord agri-environnemental d'exploitation. *Adalia*, n°38, 22-24.
- ASCL5** Girardin P., **Bockstaller C.**, 1999. La méthode "agro-éco" : un tableau de bord environnemental d'exploitation. *Travaux et Innovations*, n°61, 18-21.
- ASCL6** Pervanchon F., Thiollet M., Amiaud B., **Bockstaller C.**, Girardin P., Keichinger O., 2004. Un indicateur INDIGO® pour l'analyse énergétique des systèmes de production. *Travaux et Innovations*, n°105, 35-37.
- ASCL7** Bockstaller C., Girardin P., 2006. Evaluation agri-environnementale des systèmes de culture : la méthode INDIGO®. *Oléoscope*, n°85, 4-6.
- ASCL8** Boullenger G., Le Bellec F., Girardin P., **Bockstaller C.**, 2008. Adaptation d'I-Phy : indicateur environnemental d'effet de l'utilisation des produits phytosanitaires à l'agrumiculture guadeloupéenne. *Phytoma La Défense des Végétaux*, n°617, 22-25.

C-INV : Conférences données à l'invitation du Comité d'organisation dans un congrès national ou international.

C-INV1 Bockstaller C., 2011. Critères et méthodes d'évaluation des performances environnementales des systèmes de production. Les 6es Rencontres du Végétal. Angers, 10-11 janvier 2011.

C-ACTI : Communications avec actes dans un congrès international.

C-ACTI1 Bockstaller C., Girardin P., Perler O., Häni F., 1994. Agri-environmental evaluation of arable farms by means of agroecological indices. In M. Borin, and M. Sattin, (Eds.), Third Congress of the European Society for Agronomy. Abano-Padova (Italy), 18-22 September 1994, European Society for Agronomy, p. 694-695. (poster)

C-ACTI2 Bockstaller C., Girardin P., 1996. The crop sequence indicator; a tool to evaluate crop rotations in relation to the requirements of Integrated Arable Farming Systems. *Aspects of Applied Biology*, 47, 405-408. (poster)

C-ACTI3 Bockstaller C., Girardin P., 1996. An example of an agro-ecological indicator : the organic matter management indicator. In M. K. van Ittersum, G. E. G. T. Venner, S. C. van de Geijn, and T. H. Jetten, (Eds.), Fourth Congress of the European Society for Agronomy. Veldhoven-Wageningen (The Netherlands), 7-11 July 1996, European Society for Agronomy, p. 228-229. (poster)

C-ACTI4 Bockstaller C., Girardin P., 1996. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. In M. K. van Ittersum, G. E. G. T. Venner, S. C. van de Geijn, and T. H. Jetten, (Eds.), Fourth Congress of the European Society for Agronomy. Veldhoven-Wageningen (The Netherlands), 7-11 July 1996, European Society for Agronomy, p. 414-415. (oral)

C-ACTI5 Bockstaller C., Girardin P., 1998. Assessing the P fertilization by means of an agro-ecological indicator: the Phosphorus indicator. In M. Zima, and M. L. Bartosova, (Eds.), Fifth Congress of the European Society for Agronomy. Nitra (Slovak Republic), 28 June-2 July 1998, European Society for Agronomy, p. 33-34. (poster)

C-ACTI6 Thiollet M., Bockstaller C., Girardin P., Morvan G., 2002. Adaptation of a pesticide indicator to the watershed scale. In F. J. Villalobos, and L. Testi, (Eds.), Seventh Congress of the European Society for Agronomy. Cordoba, 15-18 July 2002, ESA, p. 585-586. (oral)

C-ACTI7 Bockstaller C., Girardin P., 2002. A global indicator of environmental Sustainability (IGLO). In F. J. Villalobos, and L. Testi, (Eds.), Book of proceedings, 7th ESA Congress. Cordoba, 15-18 July 2002, European Society for Agronomy (ESA), p. 553-554. (poster)

C-ACTI8 Bockstaller C., Girardin P., 2002. Some methodological issues in the construction of environmental indicators. In F. J. Villalobos, and L. Testi, (Eds.), 7th ESA Congress. Cordoba, 15-18 July 2002, European Society for Agronomy (ESA), p. 551-552. (oral)

C-ACTI9 De Mol F., Gerowitt B., Bockstaller C., 2003. Bewertung von Ackerbausystemen mit den agrar-ökologischen Kenngrößen des Programms INDIGO. In F. Isermeyer, J. Böttcher, V. Hoffmann, E. Kalm, and A. Otte, (Eds.), Umweltindikatoren - Schlüssel für eine umweltverträgliche Land- und Forstwirtschaft: Agrarspectrum Schriftenreihe, 36: Frankfurt am Main (Germany), VerlagsUnionAgrar, p. 236-237. (oral)

C-ACTI10 Bellon S., Bockstaller C., Geniaux G., Girardin P., 2006. Beyond agri-environmental indicators, the need of a framework. In M. Fotyma, and B. Kaminska, (Eds.), 9th ESA Congress. Warsaw, Poland, September 4-6, 2006, p. 623-624. (oral)

C-ACTI11 Benoît M., Passouant M., Thenail C., Hubert-Moy L., Dupraz P., Brassac C., Le Ber F., Marie J. F., Bockstaller C., Barriere O., King D., Le Bas C., Ruelle P., 2006. Why and how design monitoring processes of farmer practices in European landscape? In H. Langeveld, and N. Roling, (Eds.), Changing European Farming Systems for a Better Future: New Visions for Rural Areas, p. 461-462. (poster)

C-ACTI12 Bockstaller C., Blatz A., Müller-Sämman K., Hölscher T., Schneider F., Juncker-Schwing F., 2006. Improving the sustainability of irrigated maize-based cropping systems in the Rhine plain. In M. Fotyma, and B. Kaminska, (Eds.), 9th ESA Congress. Warsaw, Poland, September 4-6, 2006, p. 511-512. (poster)

C-ACTI13 Bockstaller C., Müller-Sämman K., Schneider F., Blatz A., 2006. Complementary approaches to assess the sustainability of prototype cropping systems. In M. Fotyma, and B. Kaminska, (Eds.), 9th ESA Congress. Warsaw, Poland, September 4-6, 2006, p. 509-510. (poster)

C-ACTI14 Guichard L., Aveline A., Bockstaller C., Makowski D., 2006. A model-based approach to assess nitrogen losses in crop rotations including grain legumes. Grain legumes and the environment: how to assess benefits and impacts? Zurich, 18-19 november 2004, AEP (Paris), p. 181-183. (poster)

C-ACTI15 Müller-Sämman K., Hölscher T., Bockstaller C., Maier J., Vetter R., 2006. Mais nachhaltig bestellen: Konzeption und vertiefte Auswertung von Anbausystemen. . Jahrestagung Ges. Pflanzenbauwiss.,

- Rostock 2006. Kurzfassungen der Vorträge. Mitteilung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaft, 18, 116-117. (oral)
- C-ACTI16** Rosnoblet J., Girardin P., Weinzaepflen E., **Bockstaller C.**, 2006. Analysis of 15 years of agriculture sustainability evaluation methods. In M. Fotyma, and B. Kaminska, (Eds.), 9th ESA Congress. Warsaw, Poland, September 4-6, 2006, p. 707-708. (oral)
- C-ACTI17** Thiollot-Scholtus M., **Bockstaller C.**, Girardin P., 2006. From field to watershed scale: adaptation of vineyard pesticide indicator. In M. Fotyma, and B. Kaminska, (Eds.), 9th ESA Congress. Warsaw, Poland, September 4-6, 2006, p. 719-720. (poster)
- C-ACTI18** Bellon S., **Bockstaller C.**, Fauriel J., Geniaux G., Lamine C., 2007. To design or redesign: how can indicators contribute. In M. Donatelli, J. Hatfield, and A. Rizzoli, (Eds.), 1st Farming Systems Design Symposium. Catania, 10-12 September 2007, p. 137-138. (poster)
- C-ACTI19** Bezlepkin I. V., Alkan-Olsson J., Athanasiadis I. N., Janssen S., Ruinelli L., Knapen R., Li H., **Bockstaller C.**, Belouchette H., Therond O., 2007. Integration of models, data and expert knowledge by means of indicators: the Seamless project experience. In M. Donatelli, J. Hatfield, and A. Rizzoli, (Eds.), 1st Farming Systems Design Symposium. Catania, 10-12 September 2007, p. 247-248. (oral)
- C-ACTI20** **Bockstaller C.**, Gaillard G., Baumgartner D., Freiermuth Knuchel R., Reinsch M., Brauner R., 2007c. Comparing environmental farm management tools based on indicators. In M. Donatelli, J. Hatfield, and A. Rizzoli, (Eds.), 1st Farming Systems Design Symposium. Catania, 10-12 September 2007, p. 139-140. (poster)
- C-ACTI21** **Bockstaller C.**, Bellon S., Brouwer F., Geniaux G., Girardin P., Pinto Correia T., Stapleton L. M., Alkan-Olsson J., 2007d. Developing an indicator framework to assess sustainability of farming systems. In M. Donatelli, J. Hatfield, and A. Rizzoli, (Eds.), 1st Farming Systems Design Symposium. Catania, 10-12 September 2007, p. 141-142. (poster)
- C-ACTI22** Sadok W., Angevin F., Bergez J.-E., **Bockstaller C.**, Colomb B., Guichard L., Reau R. L., N., Coquil X., Messean A., Bohanec M., Doré T., 2007. Indicator-base MCDA framework for ex ante assessment of the sustainability of cropping systems. In M. Donatelli, J. Hatfield, and A. Rizzoli, (Eds.), 1st Farming Systems Design Symposium. Catania, 10-12 September 2007, p. 193-194. (oral)
- C-ACTI23** **Bockstaller C.**, Turpin N., Stapleton L. M., Van Der Heide M., Therond O., Pinto Correia T., Voltr V., Raley M., Bezlepkin I., Bousset J.-P., Alkan-Olsson J., Ewert F., 2009a. A structured set of indicators for integrated assessment of future agri-environmental policies. In M. K. Van Ittersum, J. Wolf, and H. H. Van Laar, (Eds.), Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009, Wageningen University and Research Center, Wageningen, p. 176-177. (oral)
- C-ACTI24** **Bockstaller C.**, Stapleton L. M., Van Der Heide M., Geniaux G., Bellon S., Josien E., Raley M., Alkan-Olsson J., 2009. From a disaggregated set of indicators to a synthetic, composite assessment of sustainability: Paths and pitfalls. In M. K. Van Ittersum, J. Wolf, and H. H. Van Laar, (Eds.), Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009, Wageningen University and Research Center, Wageningen, p. 178-179. (poster)
- C-ACTI25** Ewert F., Van Ittersum M. K., Bezlepkin I., Therond O., Andersen E., Belhouchette H., **Bockstaller C.**, Brouwer F., Heckeley T., Janssen S., Jonsson B., Knapen M. J. R., Kuiper M., Louhichi K., Alkan-Olsson J., Ruinelli L., Rizzoli A., Turpin N., Wery J., Wien J. E., Wolf J., 2009. A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment of policy impact in agriculture. In M. K. Van Ittersum, J. Wolf, and H. H. Van Laar, (Eds.), Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009, Wageningen University and Research Center, Wageningen, p. 130-131. (oral)
- C-ACTI26** Therond O., Turpin N., Janssen S., Athanasiadis I. N., Knapen M. J. R., **Bockstaller C.**, 2009. From models to indicators: ontology as a knowledge representation system. In M. K. Van Ittersum, J. Wolf, and H. H. Van Laar, (Eds.), Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009, Wageningen University and Research Center, Wageningen, p. 140-141. (poster)
- C-ACTI27** Turpin N., Therond O., Ewert F., Bezlepkin I., Alkan Olsson J., **Bockstaller C.**, Janssen S., 2009. Spatial upscaling of on-farm indicators: Concepts to use a scientific knowledge base to match policymakers' requirements. In M. K. Van Ittersum, J. Wolf, and H. H. Van Laar, (Eds.), Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009, Wageningen University and Research Center, Wageningen, p. 66-67. (oral)
- C-ACTI28** Wohlfahrt J., Bockstaller C., Girardin P., 2008. Construction and validation of an agro-ecological indicator to predict pesticide surface water contamination risk. Proceedings of the Summer School Pesticides Environment 2007. Metaponto, Matera (Italie), 9-14 September 2007, p. 746-775.

- C-ACTI29 Bockstaller C.**, Baecher V., Rabolin C., Schneider C., Amiaud B., Plantureux S., 2010. Effects of management on plant diversity of sown field margins. In J. Wery, I. Shili-Touzy, and A. Perrin, (Eds.), Agro 2010 the XIth ESA Congress. Montpellier (France), August 29th - September 3rd 2010, Agropolis International Editions, p. 159-160. (poster)
- C-ACTI30** Guichard L., **Bockstaller C.**, Loyce C., Makowski D., 2010. PERSYST, a cropping system model based on local expert knowledge. In J. Wery, I. Shili-Touzy, and A. Perrin, (Eds.), Agro 2010 the XIth ESA Congress. Montpellier (France), August 29th - September 3rd 2010, Agropolis International Editions, p. 827-828. (poster)
- C-ACTI31** Le Bellec F., Mailloux J., Dubois P., Rajaud A., Kreiter S., **Bockstaller C.**, Tixier M.-S., Malézieux E., 2010. Phytoseiid mites (Acari) are bio-indicators of agricultural practice impact on the agroecosystem functioning. In J. Wery, I. Shili-Touzy, and A. Perrin, (Eds.), Agro 2010 the XIth ESA Congress. Montpellier (France), August 29th - September 3rd 2010, Agropolis International Editions, p. 157-158. (poster)
- C-ACTI32** Lô-Pelzer E., **Bockstaller C.**, Lamine C., Angevin F., Messéan A., 2010. DEXiPM, a model for qualitative multi-criteria assessment of the sustainability of innovative cropping systems based on integrated crop management. In J. Wery, I. Shili-Touzy, and A. Perrin, (Eds.), Agro 2010 the XIth ESA Congress. Montpellier (France), August 29th - September 3rd 2010, Agropolis International Editions, p. 825-826. (oral)
- C-ACTI33** Reau R., Angevin F., Bergez J. E., Blouin M., **Bockstaller C.**, Colomb B., Doré T., Guichard L., Landé N., Messean A., Munier-Jolain N., Petit M.-S., 2010. Innovative cropping systems design and multicriteria assessment. In J. Wery, I. Shili-Touzy, and A. Perrin, (Eds.), Agro 2010 the XIth ESA Congress. Montpellier (France), August 29th - September 3rd 2010, Agropolis International Editions, p. 409-410. (poster)
- C-ACTI34** Plantureux S., Villerd J., Amiaud B., Taugourdeau S., **Bockstaller C.**, 2011. Selection of simple indicators by machine learning: Application to the estimation of permanent grassland plant richness. 24th General Meeting of the European Grassland Federation. Raumberg-Gumpenstein (Austria), 28-31 août 2011.
- C-ACTI35** **Bockstaller C.**, Ricou C., Schneller C., Gaba S., Chauvel B., Amiaud B., Plantureux S., 2012. Assessing the pollination value of field margin flora by means of a predictive indicator. In F. Stoddard, and P. Mäkelä, (Eds.), the XIIth ESA Congress. Helsinki (Finlande), August 20th - August 20th 2012, p. 110-111. (oral)
- C-ACTI36** Craheix D., Angevin F., Bergez J. E., **Bockstaller C.**, Colomb B., Guichard L., Reau R., Doré T., 2012. MASC, a model to assess the sustainability of cropping systems: taking advantage of feedback from first users. In F. Stoddard, and P. Mäkelä, (Eds.), the XIIth ESA Congress. Helsinki (Finlande), August 20th - August 20th 2012, p. 282-283. (poster)

C-ACTN : Communications avec actes dans un congrès national.

- C-ACTN1** Wohlfahrt J., Bockstaller C., Girardin, 2007. Construction d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides par ruissellement. Séminaire 2007 de l'école doctorale RP2E "Ingénierie des Ressources, Procédés, Produits et Environnement. Nancy (France), 11 janvier 2007, p. 243-249.
- C-ACTN2** Ricou C., Amiaud B., Plantureux S., **Bockstaller C.**, 2011. Conception d'un indicateur évaluant l'effet des pratiques agricoles sur la diversité floristique des bordures de champs, leur valeur patrimoniale et pour les insectes pollinisateurs. Séminaire 2011 de l'école doctorale RP2E Nancy (France), 20 janvier 2011.

C-COM : Communications orales sans actes dans un congrès international ou national.

- C-COM1** **Bockstaller C.**, Van Der Werf H. G. M., 1999. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems: case of the pesticide indicator. XIVth International plant protection congress (IPPC). Jerusalem, July 35-30 1999, p. 101.
- C-COM2** **Bockstaller C.**, 2001. Comparaison transfrontalière de deux systèmes d'indicateurs agro-écologiques. Forum ITADA "Agriculture durable : peut-on mesurer les prestations environnementales des exploitations agricoles ?" Sissach (CH), ITADA, p. 56-60.
- C-COM3** **Bockstaller C.**, Girardin P., 2002. Evaluer les systèmes de culture à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux : la méthode INDIGO®. Les Rencontres Annuelles du CETIOM. Paris, 3-4 décembre 2002, CETIOM, p. 54-58.
- C-COM4** Girardin P., **Bockstaller C.**, 2002. INDIGO® : Méthode d'évaluation des systèmes de production à la parcelle. Quels diagnostics pour quelles actions environnementales. Toulouse, 10-11 octobre 2002, Solagro, p. 119-124.

- C-COM5** Bockstaller C., Keichinger O., Girardin P., 2004. Produits phytosanitaires et environnement : Un point sur les indicateurs de risques., XXXIV^{ème} Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP). Dijon, 26-28 mai 2004, CDrom, p. 6 pages.
- C-COM6** Gaillard G., Baumgartner D., Freiermuth Knuchel R., Bockstaller C., Reinsch M., Brauner R., 2005. Comparison of farm management tools. In F. C. Piqué, and J. R. Pons, (Eds.), Innovation by Life Cycle Management - International Conference., Barcelona, September 5-7, 2005, p. 360-364.
- C-COM7** Martin P., Bockstaller C., Ouvry J. F., 2005. Towards a modification of the cultivation methods allowing runoff reductions: a data-processing decision support tool for dialogue with farmers. COST 634 : On- and Off-site Environmental Impacts of Runoff and Erosion : Soil conservation management, perception and policy. Mont Saint Aignan, June 5-7, 2005, p. 27.
- C-COM8** Bockstaller C., Gaillard G., Baumgartner D., Freiermuth Knuchel R., Reinsch M., Brauner R., Unterseher E., 2006. Betriebliches Umweltmanagement in der Landwirtschaft: Vergleich der Methoden INDIGO, KUL/USL, REPRO, und SALCA. 118. VDLUFA-Kongress 19-22 September 2006. Freiburg (Germany), VDLUFA, p. 14. (oral)
- C-COM9** Wohlfahrt J., Bockstaller C., Keichinger O., Girardin P., 2006. Construction d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes des pesticides par ruissellement. XXXVI^{ème} Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP). Strasbourg, http://congres2006.gfpesticides.org/resume_etendu/resume_etendu.php, p. 12.
- C-COM10** Bockstaller C., Wohlfahrt J., Huber A., Keichinger O., Girardin P., 2007a. Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation. AFPP-Protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires. Paris, 15-16 novembre 2007, p. 12 p.
- C-COM11** Bockstaller C., Keichinger O., Wohlfahrt J., Chapot J. Y., Girardin P., 2007b. Transfert des pesticides vers les eaux: évaluer les pratiques agricoles à l'aide d'indicateurs. Azote, phosphores, pesticides, les nouvelles stratégies de réduction des flux en amont. Journée Scientifique et Technique ENGEES-ULP-LIFE-ASTEE 8 février 2007, p. 19-20.
- C-COM12** Zahm F., Peyrey C., Vernier F., Saudubray F., K. P., Bockstaller C., Girardin P., Hubert A., Da Costa J.-P., 2007. Evaluation des modules « eaux de surface » de quatre indicateurs phytosanitaires (ADSCOR, EIQ, EPRIP, I-PHY) en bassin viticole. Premiers résultats issus d'un test appliqué aux pratiques phytosanitaires du bassin du Ruiné (Charente). GFP 2007. Bordeaux.
- C-COM13** Bockstaller C., 2008. Les indicateurs de durabilité, du choix au tableau de bord, Colloque de restitution du projet OPA, Lyon.
- C-COM14** Gerber M., Astigarraga M. L., Bockstaller C., Fiorelli J. L., Hostiou N., Ingrand S., Marie M., Sadok W., Veysset P., Ambroise R., Peigné J., Plantureux S., Coquil X., 2008. Le modèle Dexi-SH* pour une évaluation multicritère de la durabilité agro-écologique des systèmes d'élevage laitier herbager. Colloque National sur l'AB : " Les recherches en Agriculture Biologique: de l'étude des verrous techniques à la conception de modèles de développement ". Montpellier (FRA), 11-15 mai 2008.
- C-COM15** Hayer F., Bockstaller C., Gaillard G., Kägi T., Mamy L., Strassemeyer J., 2008. Multicriteria comparison of ecotoxicity methods with focus on pesticide application strategies. 14th International Symposium on Toxicity Assessment. Metz (France), August 30-September 4 2009, p. 136.
- C-COM16** Kägi T., Bockstaller C., Gaillard G., Hayer F., Mamy L., Strassemeyer J., 2008. Multicriteria comparison of RA and LCA toxicity methods with focus on pesticide application strategies. 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector. Zurich (Switzerland), November 12-14, 2008.
- C-COM17** Peigné J., Bockstaller C., Pervanchon F., Girardin P., Plantureux S., 2008. Evaluation des émissions de N₂O et CH₄ des engrais de ferme à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux, Colloque National sur l'AB : " Les recherches en Agriculture Biologique: de l'étude des verrous techniques à la conception de modèles de développement ", Montpellier (France), 11-15 mai 2008.
- C-COM18** Thenail C., Hubert-Moy L., Bockstaller C., Ruelle P., 2008. De l'observation des pratiques à la conception d'indicateurs de durabilité des activités agricoles, Colloque national projets ADD COPT et RMT OAAT, Construire et mettre en réseau l'observation des activités et pratiques agricoles Paris.
- C-COM19** Armand R., Auzet A. V., Bockstaller C., 2009. Variabilité intraparcélaire des états de surface du sol en contexte de Technique Sans Labour [TSL]. Impact sur le ruissellement et l'érosion. In D. Schwarz, (Ed.), 10^è Journées d'Etude des Sols. Strasbourg, 11-15 mai 2009, Université de Strasbourg, p. 255-256.
- C-COM20** Bockstaller C., 2009. Perspectives on environmental indicators for a sustainable rural sector II Seminar EMBRAPA-CIRAD-INRA. Montpellier (France), 22-23 September 2009, p.
- C-COM21** Bockstaller C., 2009. La prise en compte du sol dans les méthodes d'évaluation agri-environnementale des systèmes de production végétale. In D. Schwarz, (Ed.), 10^è Journées d'Etude des Sols. Strasbourg, 11-15 mai 2009, Université de Strasbourg, p. 213-214.
- C-COM22** Le Bellec F., Malezieux E., Bockstaller C., Ozier Lafontaine H., Lesueur Jannoyer M., 2009. A participatory method to design innovative sustainable cropping systems for citrus production at the field

- scale in the French West Indies. 2nd Farming Systems Design Symposium. Monterey (USA), 23-26 August 2009. (oral)
- C-COM23** Lôt-Pelzer E., **Bockstaller C.**, Lamine C., Mouron P., Messéan A., 2009. DEXi-PM: a model for ex ante sustainability assessment of innovative crop protection strategies. 2nd Farming Systems Design Symposium. Monterey (USA), 23-26 August 2009. (oral)
- C-COM24** Thiollot-Scholtus M., Tonus A., Barbeau G., **Bockstaller C.**, 2010. Assessment of environmental sustainability of wine growing activity in France. VIII International Terroir Congress. Saove, Italy, June 14th-18th 2010, p. 821-826.
- C-COM25** Decourtye A., Rollin O., Requier F., Odoux J.-F., Henry M., Gaujour E., Chabert A., Plantureux S., **Bockstaller C.**, Allier F., Gateff S., Chaigne G., Landé N., Emonet E., Aupinel P., Bretagnolle V., 2011. Conception et évaluation de systèmes de culture innovants conciliant les enjeux de protection des abeilles et de durabilité de l'agriculture AFPP – Neuvième conférence internationale sur les ravageurs en agriculture Montpellier, 26 et 27 octobre 2011 p. 1-8.
- C-COM26** Ricou C., Amiaud B., Plantureux S., **Bockstaller C.**, 2011. The development of a predictive indicator to assess the effect of agricultural practices on plant diversity in margin strips and their ecosystemic services (pollinisation and conservation flora). 4th workshop of the EWRS Working group Weeds and Biodiversity. Dijon (France), 28 February - 2 March 2011, AgroSup Dijon, INRA, p. 35.
- C-COM27** **Bockstaller C.**, 2012a. Construction des indicateurs de durabilité, principe généraux, spécificités dans les approches multicritères et ex ante. École thématique INRA : Évaluation multicritère de la contribution des systèmes de cultures au développement durable. Toulouse, 22-25 mai 2012.
- C-COM28** **Bockstaller C.**, 2012b. Evaluation du risque de transfert de pesticides vers les eaux de surface et souterraines : quel indicateur ? . Colloque Phytoret. Colmar, 9 octobre 2012.
- C-COM29** Chabert A., Gayraud M., Chaigne G., Emonet E., Cerrutti N., Decourtye A., **Bockstaller C.**, 2012. Conception de systèmes de cultures innovants et leurs évaluations. Abeilles et systèmes agricoles de grandes cultures : Polinov étudie les interactions pour concevoir des systèmes de cultures innovants. Poitiers, 29 novembre 2012, p. 29-32.
- C-COM30** Craheix D., Angevin F., Bergez J. E., **Bockstaller C.**, Colomb B., Guichard L., Omon B., Reau R., Doré T., 2012a. Multicriteria assessment of the sustainability of cropping systems: A case study of farmer involvement using the MASC model The 10th European IFSA Symposium. Aarhus, Denmark, 1-4 July 2012, http://www.ifsa2012.dk/downloads/WS6_4/D_Craheix.pdf, p. 1-9.
- C-COM31** Decourtye A., Rollin O., Requier F., Odoux J.-F., Henry M., Chabert A., Plantureux S., Allier F., **Bockstaller C.**, Michel N., Chaigne G., Petrequin P., Cerrutti N., Emonet E., Aupinel P., Bretagnolle V., 2012. Polinov : la recherche de systèmes de culture performants pour l'agriculture, pour l'apiculteur et pour les abeilles. in Abeilles et systèmes agricoles de grandes cultures : In Polinov étudie les interactions pour concevoir des systèmes de cultures innovants. Poitiers, 29 novembre 2012, p. 3-5.
- C-COM32** Plantureux S., **Bockstaller C.**, Chabert A., Michel N., Decourtye A., 2012. DEXi-abeilles : Outil d'évaluation multicritères des systèmes de cultures. Abeilles et systèmes agricoles de grandes cultures : In Polinov étudie les interactions pour concevoir des systèmes de cultures innovants. Poitiers, 29 novembre 2012, p. 25-27.
- C-AFF : Communications par affiche dans un congrès international ou national.**
- C-AFF1** **Bockstaller C.**, Girardin P., 1991. Characterization of the seeds heterogeneity within a maize ear. 83rd Annual Meeting American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science of America. Denver, Colorado (USA), October 27- November 1 1991, p. 95.
- C-AFF2** **Bockstaller C.**, Grimal A., Girardin P., 1992. Influence de la variabilité morphologique des semences sur le comportement du maïs au champ. IVe rencontre Internationale sur les Semences. Angers (France), 20-24 Juillet 1992, p. 95.
- C-AFF3** **Bockstaller C.**, Girardin P., 2000. Using a crop sequence indicator to evaluate crop rotations. 3rd International Crop Science Congress 2000 ICSC. Hambourg, 17-22 August 2000, p. 195.
- C-AFF4** Pervanchon F., Plantureux S., Blouet A., **Bockstaller C.**, Girardin P., 2000. Evaluating the agri-environmental impacts of nitrogen inputs on grasslands. 3rd International Crop Science Congress 2000 ICSC. Hambourg, 17-22 August 2000, p. 37.
- C-AFF5** Reinsch M., Vetter R., **Bockstaller C.**, 2000. Zwei Umweltbewertungsverfahren im Vergleich - Wegweiser zu einer nachhaltigen Landwirtschaft im Oberrhein. 112. VDLUFA-Kongress. Stuttgart-Hohenheim, 18-20 September 2000, VDLUFA, p. 184.
- C-AFF6** **Bockstaller C.**, Girardin P., 2001. "IN", an indicator to assess nitrogen losses in cropping systems. 11th Nitrogen Workshop. Reims, 9-11 September 2001, INRA, p. 419-420.
- C-AFF7** Armand R., **Bockstaller C.**, Auzet A. V., Tribouillard C., Van Dijk P. M., Koller R., 2004. Describing and modelling soil surface characteristics as indicators of runoff properties of cultivated soils. COST 634 :

On- and Off-site Environmental Impacts of Runoff and Erosion. Bratislava, Slovakia, 10th October 2004.

- C-AFF8** Bockstaller C., Armand R., Auzet A. V., Martin P., Van Dijk P. M., 2005. Assessing the effects of cropping systems on soil surface characteristics and runoff using a model-based indicator. COST 634 : On- and Off-site Environmental Impacts of Runoff and Erosion : Soil conservation management, perception and policy. Mont Saint Aignan, June 5-7, 2005, p. 45.
- C-AFF9** Chapot J.-Y., Bockstaller C., Meyer J.-L., Rousset C., 2007. Relations entre KOC de huit herbicides et concentrations en conditions de transferts préférentiels générés à partir de l'état de surface du sol. Etude sur lysimètres. GFP 2007. Bordeaux.
- C-AFF10** Therond O., Turpin N., Bezlepkinab I., Belhouchette H., Bockstaller C., Janssen S., Alkan Olsson J., Bergez J.-E., Wery J., Ewert F., 2008. Models outputs aggregation for indicator assessment within SEAMLESS-Integrated Framework. In O. Dilly, and K. Helming, (Eds.), International Conference: Impact Assessment of Land Use Changes (SENSOR project). Berlin, April 6-9, 2008, p. 180. (
- C-AFF11** Reau R., Angevin F., Bergez J. E., Blouin M., Bockstaller C., Colomb B., Doré T., Guichard L., Landé N., Messéan A., Munier-Jolain N., Petit M.-S., 2009. A methodology for prototyping sustainable cropping systems based on a combination of design process and multicriteria assessment. 2nd Farming Systems Design Symposium. Monterey (USA), 23-26 August 2009.

OS : Ouvrages scientifiques (Chapitre)

- OS1** Girardin P., Bockstaller C., Van Der Werf H. M. G., 1996. Evaluation of the sustainability of a farm by means of indicators. In R. K. Behl, A. P. Gupta, A. L. Khurana, and A. Singh, (Eds.), Resource Management in fragile environments, 1: New Delhi, CCS HAU, Hisar & MMB, p. 280-296.
- OS2** Girardin P., Bockstaller C., Van Der Werf H. M. G., 1999. A method to assess the environmental impact of farming systems by means of agri-ecological indicators. In Y. A. Pykh, D. E. Hyatt, and R. J. M. Lenz, (Eds.), Environmental indices: System analysis approach: Advances in Sustainable Development, 1, EOLSS Publishers Co, p. 297-312.
- OS3** Bockstaller C., Girardin P., 2000. Agro-ecological indicators - Instruments to assess sustainability in agriculture. In M. Härdtlein, M. Kaltschmitt, I. Lewandowski, and H. Wurl, (Eds.), Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaft: Initiativen zum Umweltschutz, 15: Stuttgart, Erich Schmidt Verlag, p. 69-83.
- OS4** Bockstaller C., 2002. Agrarökologie: Bewertungs- und Verfahrensansätze in Frankreich. In E. A. Spindler, (Ed.), Agrar-Öko-Audit: Frankfurt am Main, DLG-Verlags, p. 89-99.
- OS5** Bockstaller C., 2004. Elaboration et utilisation des indicateurs. Exemple de I-Phy. In E. Barriuso, (Ed.), Estimation des risques environnementaux des pesticides: un point sur: Paris, INRA Editions, p. 75-86.
- OS6** Bockstaller C., Galan M. B., Capitaine M., Colomb B., Mousset J., Viaux P., 2008. Comment évaluer la durabilité des systèmes en production végétale ? In R. Reau, and T. Doré, (Eds.), Systèmes de culture innovants et durables: quelles méthodes pour les mettre au point et les évaluer: Dijon, Educagri, p. 29-51.
- OS7** Vertès F., Bockstaller C., Espagnol S., Guichard L., Petit J., Raison C., 2010. Stratégies de choix des méthodes et outils d'évaluation environnementale en systèmes d'élevage. In S. Espagnol, and P. Leterme, (Eds.), Elevages et environnement: Dijon/Paris, Educagri éditions/Editions Quae, p. 15-64.

OS : Ouvrages scientifiques (Ouvrage)

- OS8** Girardin P., Guichard L., Bockstaller C., 2005. Indicateurs et tableaux de bord. Guide pratique pour l'évaluation: Londres, Paris, New-York, Lavoisier, 39 p.

R : Rapports

- R1** Bockstaller C., Girardin P., 1997. Les indicateurs agro-écologiques, Document INRA-ARAA, 36 p.
- R2** Girardin P., Hanson M., Bockstaller C., 1997. Mise au point et validation d'indices agro-écologiques pour le diagnostic des exploitations de grande culture s'orientant vers la Production Intégrée., Colmar, ITADA, p. 16
- R3** Reus J., Leenderste P., Bockstaller C., Fomsgaard I., Gutsche V., Lewis K., Nilsson C., Pussemier L., Trevisan M., Van Der Werf H., Alfarroba F., Blümel S., Isart J., Mcgrath D., Seppälä T., 1999. Comparing environmental risk indicators for pesticides. Results of the European CAPER project. CLM 426-1999, Utrecht, Centre for Agriculture and Environment, 183 p.
- R4** Bockstaller C., Girardin P., 2000. Mode de calcul des indicateurs agro-écologiques, Document INRA-ARAA, p. 102.
- R5** Bockstaller C., Hanson G., Girardin P., 2000. Faisabilité de la Production Intégrée en grande culture, Colmar, ITADA, p. 82.

- R6 Bockstaller C.**, Reinsch M., Girardin P., 2002. Mise en oeuvre des indicateurs agro-écologiques : comparaison avec la méthode KUL, élargissement d'autres systèmes de production, application en zones sensibles, informatisation du calcul., Colmar, ITADA, p. 112.
- R7 Bockstaller C.**, Girardin P., 2003. Mode de calcul des indicateurs agri-environnementaux de la méthode INDIGO®, Document INRA-ARAA, p. 115.
- R8** Alkan Olsson J., **Bockstaller C.**, Weinzaepflen E., Stapleton L., Garrod G. D., Pinto M.-T., 2006a. D 2.1.2: An extended package of definitions of indicators and operational methodologies to assess them– for being implemented in Prototype 2 SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2, p. 73.
- R9** Alkan Olsson J., Theesfeld I., Schleyer C., Cairol D., Turpin N., Callois J. M. P., Brouwer F., Van Der Heide M., Garrod G. D., Stapleton L., **Bockstaller C.**, Weinzaepflen E., Bellon S., Zhang C., Gottschalk P., Smith P., Voltr V., Pinto M.-T., Oliveira R., 2006b. D2.1.1: A restricted package of definitions of indicators and operational methodologies to assess them- to be implemented in Prototype no. 1 and suggestions for the future developments of indicators in SEAMLESS, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2, p. 183.
- R10 Bockstaller C.**, 2006. Propositions d'amélioration de la liste d'indicateurs de durabilité d'une exploitation agricole (Projet OPA), Rapport projet COPT, p. 17.
- R11 Bockstaller C.**, Gaillard G., Baumgartner D., Freiermuth Knuchel R., Reinsch M., Brauner R., Unterseher E., 2006a. Méthodes d'évaluation agri-environnementale des exploitations agricoles : Comparaison des méthodes INDIGO, KUL/USL, REPRO et SALCA, Colmar, ITADA, p. 112.
- R12 Bockstaller C.**, Müller-Sämann K., Vetter R., Mayer J., Blatz A., Juncker-Schwing F., 2006b. Production de maïs durable dans la plaine du Rhin supérieur: conception et évaluation approfondie de systèmes de culture, Colmar, ITADA, p. 117.
- R13** Garrod G. D., **Bockstaller C.**, Pinto M.-T., Theesfeld I., 2006. PD 2.2.2: Gap analysis: identification of indicators to be developed for SEAMLESS-IF. PD222, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2, p. 52.
- R14** Josien E., Bousset J., Taverne M., **Bockstaller C.**, 2006. PD 2.6.1: A report on the needs of stakeholders with respect to assessment of indicators (multicriteria approach), SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2, p. 42.
- R15 Bockstaller C.**, Weinzaepflen E., Stapleton L., Garrod G. D., Correia M.-T., 2007. PD 2.2.3: A working paper on thematic indicators, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2, p. 73.
- R16** Van Der Heide C. M., Brouwer F., Bellon S., **Bockstaller C.**, Garrod G. D., Geniaux G., Oliverai R., Smith P., Stapleton L., Weinzaepflen E., Zhang C., 2007. PD 2.5.1: Review of approaches to establish reference levels to interpret indicators. 30, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2, 44
- R17 Bockstaller C.**, Girardin P., 2008. Mode de calcul des indicateurs agri-environnementaux de la méthode INDIGO®, Document INRA-ARAA, 120 p.
- R18** Alkan Olsson J., **Bockstaller C.**, Turpin N., Therond O., Bezlepkina I., Knapen R., 2009. Indicator framework, indicators, and up-scaling methods implemented in the final version of SEAMLESS-IF, . SEAMLESS Report No.42, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2, 97 p, ISBN no. 978-90-8585-585-9.
- R19** Hayer F., Gaillard G., Kägi T., **Bockstaller C.**, Mamy L., Strassemeyer J., 2009. Tutorial of DEXiPM arable crops: A qualitative multi-criteria model for the assessment of the sustainability of pest management systems. Deliverable DR3.10, ENDURE Network of Excellence, EU 6th Framework Programme, project number: 031499, 70 p.
- R20** Fortino G., Lô-Pelzer E., **Bockstaller C.**, Messéan A., 2010a. Presentation of the updated version of DEXiPM arable crops: A qualitative multi-criteria model for the assessment of the sustainability of pest management systems. Deliverable DR2.22a, ENDURE Network of Excellence, EU 6th Framework Programme, project number: 031499, 30 p.
- R21** Fortino G., Lô-Pelzer E., **Bockstaller C.**, Messéan A., 2010b. Tutorial of DEXiPM arable crops: A qualitative multi-criteria model for the assessment of the sustainability of pest management systems. Deliverable DR2.22b, ENDURE Network of Excellence, EU 6th Framework Programme, project number: 031499, 50 p.
- R22** Strassemeyer J., **Bockstaller C.**, Mamy L., 2010. Report on environmental risk and benefits assessment (TR3.3.). Deliverable DR3.3, ENDURE Network of Excellence, EU 6th Framework Programme, project number: 031499, 74 p.
- R23 Bockstaller C.**, 2011. Conception et mise en œuvre d'un Indicateur d'évaluation des risques des produits phytosanitaires sur la Qualité de l'Eau (CRIQUE): Rapport final Paris, ONEMA-INRA, 27 p.
- R24** Peyraud J.-L., Cellier (Coord.) P., Aarts F., Béline F., **Bockstaller C.**, Bourblanc M., Delaby L., Donnars C., Dourmad J.-Y., Dupraz P., Durand P., Faverdin P., Fiorelli J. L., Gaigné C., Girard A., Guillaume F., Kuikman P., Langlais A., Le Goffe P. L. P., S., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V.,

Réchaudière O., Rochette P., Vertès F., Veysset P., 2012a. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, rapport Inra (France)
http://www.inra.fr/l_institut/expertise/expertises_realisees/flux_d_azote_lies_aux_elevages_rapport_d_expertise, 527 p,

- R25 Bockstaller C.**, Vertès F., Aarts F., Fiorelli J. L., Peyraud J.-L., Rochette P., 2012. Chapitre 8. Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs. In J.-L. Peyraud, P. Cellier (coord.), F. Aarts, F. Béline, **C. Bockstaller**, M. Bourblanc, L. Delaby, C. Donnars, J.-Y. Dourmad, P. Dupraz, P. Durand, P. Faverdin, J. L. Fiorelli, C. Gaigné, A. Girard, F. Guillaume, P. Kuikman, A. Langlais, P. L. P. Le Goffe, S., P. Lescoat, T. Morvan, C. Nicourt, V. Parnaudeau, O. Réchaudière, P. Rochette, F. Vertès, and P. Veysset, (Eds.), Rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, rapport, : (France), Inra
- R26 Bockstaller C.**, Auberger J., Cadoux S. G., L., Haese C., Van Der Werf H., 2012. Essai de cartographie des méthodes d'évaluation environnementale et de la durabilité, Rapport pour le Département Environnement et Agronomie, INRA, p. 22.
- R27 Keichinger O., Bockstaller C.**, 2012. Guide méthodologique pour une Utilisation pertinente des Indicateurs relatifs aux proDuits phytosanitairEs (GUIDE) : Rapport final Paris, ONEMA-INRA, 26 p.

DEUXIEME PARTIE :

BILAN DES RECHERCHES EFFECTUEES

1. Introduction

Une remise en question de l'agriculture intensive

Depuis les années 60, la production agricole a connu un formidable développement dans les pays occidentaux, qui a vu un doublement de la production de céréales en 40 ans (Tilman et al., 2002). Cette modernisation de l'agriculture qui s'est étendue à certains pays du Sud dans le cadre de la « révolution verte » (Griffon, 1999 ; Evenson et Gollin, 2003) a été permise par la mécanisation et l'intensification de l'agriculture. A partir des années 80, ce modèle de développement agricole intensif a été progressivement remis en question dans les pays occidentaux ainsi que dans le pays du Sud (Kirchmann et Thorvaldsson, 2000 ; Tilman et al., 2002). Cependant, certains auteurs en intégrant la consommation en terres cultivables et en se basant sur des calculs d'efficience ont défendu les vertus de l'intensification (Zoebl, 1996 ; Glendinning et al., 2009). Quoiqu'il en soit, ce mouvement de remise en question de l'agriculture intensive a été porté par différents acteurs, scientifiques, protecteurs de la nature, décideurs etc. en raison de problèmes économiques de surproduction dans les années 80 puis de problèmes environnementaux dans les années 90. La conférence de Rio en 1992 a vu l'émergence dans les médias des concepts de développement et d'agriculture durable à la suite des travaux au niveau international, avec entre autre le rapport fondateur de Mme Brundland (World Commission on Environment and Development, 1987). Ce idée de durabilité présente l'avantage d'être fédérateur mais manque d'une définition opérationnelle partagée malgré la multiplicité des définitions (Hansen, 1996, Pervanchon et Blouet, 2002). Il est ainsi considéré par certaines comme une source d'une « illusion motrice » (Lacousmes, 2005).

En parallèle à ce mouvement au niveau des instances internationales, des agronomes et spécialistes de la protection des cultures ont travaillé depuis des décennies à des modes de production alternatifs aux systèmes intensifs basés sur une utilisation massive d'intrants chimiques. On peut citer l'agriculture biologique qui repose sur des travaux plus anciens de la première moitié du XX^e siècle (Pervanchon et Blouet, 2002 ; Robin, 2007), d'agriculture extensive (low-input, Edwards, 1987), les concepts de lutte, protection et production intégrée (El Titi et al., 1993 ; Ferron, 1999 ; Ferron, 1999 ; Viaux, 1999 ; Munier-Jolain, 2011), d'agriculture raisonnée, de système de culture intégré (Meynard et Girardin, 1991 ; Holland et al., 1994) ou encore d'agro-écologie (Altieri, 2002; Dalgaard et al., 2003 ; Wezel et al., 2009), et plus récemment d'intensification écologique (Griffon, 2007 ; Doré et al., 2010). La prise en compte de l'environnement et, pour certaines, de principes d'écologie via notamment les moyens de régulation naturels, caractérise ces alternatives à l'agriculture intensive. Dans tous les cas, ces propositions techniques peuvent apparaître comme des essais de traductions techniques de l'agriculture durable. Se pose néanmoins la question de l'efficacité de ces propositions : dans quelle mesure, celles-ci peuvent-elles contribuer au développement d'une agriculture « durable », ou du moins « plus durable » ?

Des outils d'évaluation, un pré requis au développement d'une agriculture durable

Mes travaux tirent leur origine d'une réflexion de P. Girardin (alors Directeur de recherches INRA) avec d'autres agronomes sur ces nouvelles formes d'agriculture et notamment l'Agriculture ou Production Intégrée (Girardin et Spiertz, 1993; Meynard et Girardin, 1993). C'est durant cette période qu'il a été amené à lancer un programme de recherches sur le développement d'indicateurs agri-environnements, d'abord nommés « indices agro-écologiques » dans sa première proposition de mars 1993). Deux constats ont été l'origine de ce travail :

- Le développement de systèmes de production et de systèmes de culture⁴ plus respectueux de l'environnement nécessite des outils d'évaluation opérationnels. Cette phase d'évaluation est devenue un des pivots de toute démarche de progrès (Meynard et al., 2002) et un pré requis à la mise en œuvre opérationnelle du concept d'agriculture durable (Hansen, 1996).
- Le recours à des mesures de terrain comme proposé dans la démarche de prototypage (Vereijken, 1997) ou à des modèles de simulation développés par la recherche posent des problèmes de mise en œuvre (van Ittersum et Donatelli, 2003). Ceci est dû à des problèmes de complexités de l'objet (la durabilité ou la biodiversité *per se*, par exemple), ou des problèmes de coût, ou d'accessibilité des données d'entrées et des valeurs pour le paramétrage dans le cas des modèles.

La proposition de recours à des indicateurs comme « mesures alternatives » (Mitchell et al., 1995) a été depuis reprises par de nombreux auteurs, ce qui a conduit Riley (2001a) à parler d'une « *indicator explosion* ». Pour éviter des ambiguïtés sur le terme d'indicateurs (Heink et Kowarik, 2010), je proposerai une définition très large en m'inspirant de différentes définitions (Gras et al., 1989 ; Mitchell et al., 1995 ; Maurizi et Verrel, 2002, etc.) : « *des grandeurs de nature très diverse (données, calculs, observations, mesures), qui fournissent une information au sujet de variables plus difficiles d'accès ou de systèmes plus complexes. Ils doivent permettre d'aider un utilisateur dans son action (prise de décision, construction de programme d'action, modélisation⁵, etc.)* ».

Des travaux lancés en 1993

C'est dans ce contexte que s'inscrit mon travail de recherche. Celui-ci a débuté en 1993 après le DEA et une thèse que j'avais menés sous la conduite de P. Girardin dans le domaine de l'écophysiologie du maïs sur des sujets totalement différents, dans le contexte d'alors de la station d'agronomie de l'INRA de Colmar. Après ma thèse, j'ai eu le privilège de pouvoir participer aux travaux sur indicateurs dès le début de cette « aventure », à la station d'agronomie de l'INRA, devenue entre temps, en 2001 l'équipe Agriculture Durable (AD) de l'UMR INPL-INRA Agronomie et Environnement Nancy-Colmar. Avant mon recrutement définitif à l'INRA en 2005, j'ai mené mes travaux à l'INRA dans le cadre d'une mise à disposition par une structure régionale, l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA) dans le cadre de quatre programmes transfrontaliers de l'ITADA⁶. Depuis début 2007, P. Girardin m'a transmis l'animation scientifique de l'équipe AD.

Hypothèses et questions de recherche :

Le constat de P. Girardin que les modèles proposés par la recherche étaient trop complexes pour un usage en routine nous a conduit à l'hypothèse implicite qu'il était possible de construire des indicateurs offrant un meilleur compromis entre l'intégration des processus conduisant à des résultats validés scientifiquement, et les contraintes de faisabilité nécessitant une limitation des variables d'entrées à des données accessibles et en nombre réduit. Une seconde hypothèse qui s'est imposée suite aux premiers travaux est que la conception d'indicateurs nécessitait des développements méthodologiques spécifiques et innovants par rapport à ce qui se faisait en modélisation. Enfin, avec la multiplication des

⁴ Nous définissons le système de culture d'après M. Sebillotte (dans Doré T., Meynard J. M., 2006. Introduction. In T. Doré, M. Le Bail, P. Martin, B. Ney, and J. Roger-Estrade, (Eds.), L'agronomie aujourd'hui: Versailles, Quae, p. 33-41.), intégrant la succession culturale et les itinéraires techniques mis en œuvre sur la parcelle, et associerons le système de production à l'échelle supérieure de l'exploitation agricole

⁵ En effet, comme noté un peu plus haut, les modèles peuvent présenter des problèmes de faisabilité en raison d'un problème d'accessibilité à des données d'entrées. Celles-ci peuvent aussi être estimées via un indicateur.

⁶ ITADA : Institut Transfrontalier d'Application et de Développement Agronomique qui a géré quatre programmes Interreg regroupant des partenaires Alsaciens et Allemands du Bade-Wurtemberg, dans lesquels se sont inscrits mes travaux entre 1993 et 2005.

travaux sur le sujet des indicateurs et le nombre exponentiel de propositions d'indicateurs de tout genre (Riley, 2001 ; Rosnoblet et al., 2006), (*C-ACTI 16*), j'ai supposé qu'il existait de grands types d'indicateurs fondamentalement différents, développés dans des contextes spécifiques, par différents groupes d'utilisateurs et répondants aux besoins de ces derniers.

Ceci m'a conduit à organiser mes travaux autour de plusieurs axes :

- **la mise au point d'une méthode d'évaluation agri-environnementale des systèmes de culture**, avec la construction de différents indicateurs (chapitres 2.1 et 2.2). En tant qu'agronome nous nous sommes focalisés sur la partie biophysique, agronomique et environnementale. Nous reviendrons sur les liens avec les autres dimensions de la durabilité. Par ailleurs, nous n'aborderons pas dans ce mémoire, les extensions à d'autres systèmes de productions à partir de mes travaux originaux sur grandes cultures, projets d'extension que P. Girardin a en majorité encadrés.
- **des développements méthodologiques** couvrant différents aspects : la validation des indicateurs (chapitre 2.3), des nouveaux modes de constructions à partir de modèles (chapitre 2.5), le changement d'échelle (chapitre 3), l'agrégation composite ou multicritère (chapitre 4) qui comprendront des propositions de nouveaux indicateurs et méthode.
- **Une généralisation des travaux** en resituant et en comparant nos méthodes et indicateurs dans le contexte devenu très large des indicateurs (chapitre 1), ceci dans le contexte à partir des années 2000 d'une « explosion » de méthodes d'évaluation et d'indicateurs (Riley, 2001a ; Rosnoblet et al., 2006), (*C-ACTI 16*).
- Enfin un travail d'application des méthodes d'évaluation à la **conception et à l'évaluation des systèmes de culture innovants** (chapitre 6)

2. Des indices au modèle, du modèle à l'indicateur :

Suite à sa première proposition qui portait sur le développement « d'indices agroécologiques intégrés » (Annexe 1), P. Girardin a lancé un programme de recherche à l'automne 1993.

J'ai été chargé dans le cadre des deux premiers programmes transfrontaliers de l'ITADA⁶, entre 1994 et 1998 de travailler sur la mise au point des premiers indices agro-écologiques et d'en tester la faisabilité sur un réseau d'exploitations (Girardin et al., 1997; Bockstaller et al., 2000), (*R2, R5*). Ces travaux seront résumés au chapitre 2.1. Pour l'indicateur pesticides (dénommé d'abord *Ipest* puis *I-Phy*), nous étions rapidement arrivés avec P. Girardin au constat qu'il fallait une personne à plein temps sur le sujet et c'est Hayo van der Werf qui fut chargé de ce travail dans le cadre d'un contrat postdoctoral (van der Werf, 1996 ; van der Werf et Zimmer, 1998). A l'exception de ce travail sur pesticides, nos premières propositions ont fait l'objet de nombreuses critiques malgré quelques publications scientifiques (Bockstaller et al., 1997 ; Girardin et al., 1999 ; Girardin et al., 2000), (*ACL3, ACL4, ACL5*). Ceci m'a conduit à reprendre tout ce travail de fond en comble, en faisant évoluer les indices agro-écologiques vers des indicateurs d'impacts environnementaux, ce qui va aboutir à la méthode INDIGO[®] (chapitre 2.2). Ainsi, à la suite des premières réflexions méthodologiques de P. Girardin sur les approches multicritères (Arondel et Girardin, 2000), j'ai poursuivi des travaux méthodologiques sur le développement d'indicateurs, la validation (chapitre 2.3) qui se poursuivront sur le changement d'échelle (chapitre 4), et l'agrégation (chapitre 5).

2.1. Des indices aux indicateurs agro-écologiques

2.1.1. Démarche de construction

L'objectif fixé initialement était de « fournir aux agriculteurs un outil de diagnostic permettant d'apprécier le niveau d'atteinte de la Production Intégrée (PI)⁷ de leur exploitation et aux décideurs un outil d'évaluation agro-écologique des exploitations agricoles en vue de la mise en place de leur politique de gestion de la ressource en eau ou de l'espace ».

Différents utilisateurs étaient visés, et, en fait l'ambition était de fournir un outil aux principaux intervenants dans le monde agricole :

- pour les agriculteurs, afin de leur permettre de situer leurs pratiques par rapport aux exigences de la PI et éventuellement de les adapter d'une année à l'autre. Ce sont des outils d'aide à la décision.
- pour les agronomes et conseillers qui pourront les utiliser pour comparer différents itinéraires techniques en place dans des essais ou par simulation.
- pour les décideurs dans le cadre de la mise en œuvre de programmes d'orientation des pratiques agricoles (Ferti-Mieux ...), afin de donner un aperçu de l'évolution des pratiques agricoles par rapport aux exigences de la PI et de respect du milieu.

Ce dernier groupe visé a fait l'objet d'un débat récurrent avec les représentants de la profession agricole qui craignaient le développement d'outils de contrôle. Ceci nous a amené à nuancer l'objectif pour ce dernier groupe en écrivant : « Néanmoins l'utilisation de ces outils ne paraît pas adaptée à un contexte où il existe un enjeu financier direct pour l'agriculteur, les données fournies par l'agriculteur pour le calcul des indicateurs n'étant pas contrôlables. Les agriculteurs participant à ce type d'évaluation doivent être volontaires ». Ce débat que nous avons connu a été entre temps identifié et formalisé par certains auteurs anthropologue (Somers, 1997) ou agents impliqués dans des actions locales (Chémery et Boissier, 2002)

⁷ Je ne reviendrai pas ici en détail sur la définition de la Production Intégrée. Des références sont données dans l'introduction. En quelques mots, il s'agit d'une voie intermédiaire entre l'agriculture biologique et l'agriculture intensive, faisant appel explicitement dans sa définition aux mécanismes de régulation naturels de même que dans l'agro-écologie ou dans l'intensification écologique.

Principes à la base du calcul d'un indicateur agro-écologique

Selon les choix faits avec P. Girardin, nous avons présenté les indicateurs sous forme d'indices variant de 0 à 10 et calculés à partir des données techniques fournies par l'agriculteur et des données stables du milieu à la disposition de celui-ci (analyse de sol ...). Leur calcul ne fait pas appel à des données issues de mesures de terrain répétées :

- Une valeur de l'indicateur égale à 7 signifie que l'agriculteur satisfait aux recommandations « réalistes » de la PI. Nous avons fixé la valeur de référence à 7 et non à 5 pour exprimer un niveau satisfaisant et non juste moyen tout en montrant qu'il reste une marge de progrès.
- Une valeur inférieure à 7 signifie que l'agriculteur s'éloigne de ces recommandations « réalistes » de la PI.
- Une valeur supérieure à 7 signifie que l'agriculteur va plus loin que ces recommandations « réalistes » de la PI en appliquant des techniques de la PI de pointe ou plus coûteuses en temps.

Excepté l'indicateur *assolement* calculé au niveau de l'exploitation agricole, les autres indicateurs sont calculés au niveau de la parcelle. Une valeur au niveau de l'exploitation est obtenue à partir d'une moyenne pondérée au prorata de la surface de chaque parcelle. La plupart des indicateurs sont calculés sur la période récolte de la culture précédente-récolte de la culture de l'année considérée.

J'ai construit les modes de calculs à partir des premières propositions des réunions organisées par P. Girardin à l'automne 1993 et durant l'hiver 1993-94. Ces réunions regroupaient différents acteurs de la recherche et du développement de l'Est de la France qui ont aussi identifié des thématiques jugées pertinentes quant aux effets des pratiques agricoles. J'ai poursuivi le travail en m'appuyant sur les connaissances scientifiques disponibles. Pour tester la faisabilité de la méthode, j'ai calculé les indicateurs sur un réseau de 14 exploitations (10 en Alsace 6 dans le Haut-Rhin et 4 dans le Bas-Rhin, ainsi que 4 exploitations dans le Bade Wurtemberg, réseau que nous avons mis en place durant le premier projet ITADA⁶ (1994-1995) en sélectionnant des exploitations aux types de sol et assolement variés (Tableau 1).

Tableau 1 – Présentation des 14 exploitations du réseau

N° exploitation	Type de sol ^a	SAU (ha)	Assolement 1994 (ha)	Nombre de parcelles
4	Limon argileux	73	Mg (45) Bh (21)	18
5	Alluviaux s	62	Mg (49) PdT (4)	3
6	Alluviaux s	86	Mg (70) Asp (0,4)	6
7	variable	56	Mg (23) Bh (8) Ch (4) Cp (4)	31
8	variable	133	Mg (105)	30
9	variable	58	Mg (38) Bh (3) Tab (3)	29
10	Limon profond	54	Mg (31) Bs (11)	43
11	Limon p + autres	42	Mg (26) Cc (4) Bh (3)	61
12	Limon profond	32	Mg (15) Bh (6) Bs (5) Tab (2)	16
13	Limon profond	73	Mg (43) Bh (9) To (4) Asp (0,8)	21
14*	Argilo-calcaire s+ autres	126	Bh (45) Pp (21) Lop (21) Av (17) Se (12) Cp (11)	54
15	Alluviaux s et sableux-limon.	84	Mg (37) To (14) Bd (7) Bs (3) Bh (2)	35
16*	Limon p + humifère m	103	Mg (52) Bh (37) To (13)	85
17*	Limon profond	87	Mg (60) Bh (8) Asp (3)	100

^a Travail du sol réduit (17 : semis direct puis travail superficiel, 16 Dutzi, 17 : travail superficiel en 1994)

^b s : superficiel m : moyen p : profond variable : sols alluviaux s, sol humifère moyen, limon profond

^c Asp : asperge Av : avoine Bd : blé dur Bh Blé tendre hiver Bs : betterave sucrière Cc : choux à choucroute, Ch : colza hiver Cp : colza printemps Lop : lin oléagineux printemps Mg : maïs grain PdT : pomme de terre Pp : pois protéagineux Se : seigle hiver Tab : tabac To : tournesol

Tableau 2 – Mode de calcul des premiers indices agro-écologiques (Bockstaller et Girardin, 1997 ; Girardin et al., 1997), (R1, R2).

Indicateur	Mode de construction	Type d'estimation	Mode de calcul
<i>Assolement</i> (Girardin et Bockstaller, 1997), (ACL3)	Equation avec facteurs qualitatifs	qualitative	IAS = Nc . T Nc : nombre de cultures : une culture est notée : <u>0 point</u> si sa part dans la SAU est < 1 ha ou > 67 % <u>1 point</u> si sa part dans la SAU est comprise entre 1 ha et 50 % <u>0,5 point</u> si sa part dans la SAU est comprise entre 50 et 67 % T : facteur dépendant de la taille des parcelles et de Nc (La taille de parcelle est donnée par le rapport SA10 SA10 = surface des parcelles > 10 ha / SAU exploitation)
<i>Succession culturale</i> (Bockstaller et Girardin, 1996), (C-ACTI 2)	Equation avec facteurs qualitatifs	qualitative	ISC = kp + kr + kd kp : Effet de la culture précédente notée sur 5 points kr : Temps de retour de la culture notée sur 2 points kd : Diversité des cultures notée sur 3 points
<i>Matière organique</i> (Bockstaller et al., 1997), (ACL3)	Equation utilisant des sorties d'un modèle simple	quantitative	IMO = 7 . Ax / AR Ax : Apports moyens en humus pour les quatre dernières cultures (résidus, fumier, etc.) AR : apports nécessaires (AR) pour maintenir le sol à long terme à une teneur d'équilibre qui soit satisfaisante. (pour des conditions moyennes).
<i>Phosphore</i> (Bockstaller et Girardin, 1998), (C-ACTI5)	Somme de bonus, malus	Quantitative et qualitative	IP = 7 + kdo + Σ ki kdo : écart de la dose apportée à la dose recommandée (kdo < 0) Σ ki : somme des bonus (si localisation de l'engrais, analyse du pouvoir fixateur Avec 1 point de malus : augmentation de 30 kg P2O5 / ha de l'écart à la dose. 1 point de bonus : estimation d'un gain d'efficacité de la dose apportée (estimation qualitative)
<i>Azote</i> (Bockstaller et Girardin, 2001), (C-AFF6)	Somme de bonus, malus	semi-quantitative, estimation	IN = 7 + Σ ki Σ ki : ensemble des bonus et malus liés aux modules “ <u>volatilisation de l'ammoniac</u> ” (INvol) et “ <u>lessivage des nitrates</u> ” (INles). Avec 1 point de malus : augmentation de 30 kg N / ha du risque de lessivage ou de volatilisation suite au non-respect des recommandations. 1 point de bonus : diminution de 30 kg N / ha du risque de lessivage suite à des pratiques “ allant plus loin ” que les recommandations minimales (ex : pilotage N)
<i>Irrigation</i>	modèle simple	quantitative, calcul par le modèle	Iirr = 7 + kbi + Σ ki avec kbi : “ drainage ” total (1 point de malus : risque de 20 mm de drainage) Σ ki : somme des bonus (1 point de bonus : estimation d'une diminution du risque de drainage, ex : pilotage de l'irrigation)
<i>Pesticides</i>	Système expert avec sous-ensemble flous	qualitative	Cf. van der Werf et Zimmer, 1998

2.1.1. Résultats

Suite aux premières réunions de lancement du projet, j'ai développé 7 indicateurs ou indices agro-écologiques - la terminologie n'était pas encore fixée durant cette période - pour les grandes cultures. A ceci s'est ajouté l'indicateur lpest ou l-Phy développé par H. van der Werf (van der Werf et Zimmer, 1998). Le Tableau 2 donne une vue d'ensemble du mode de calcul. Les propositions de calcul varient selon les indicateurs, en fonction des connaissances disponibles et de la problématique donnée.

La mise en œuvre des indicateurs agro-écologiques a compris les étapes suivantes :

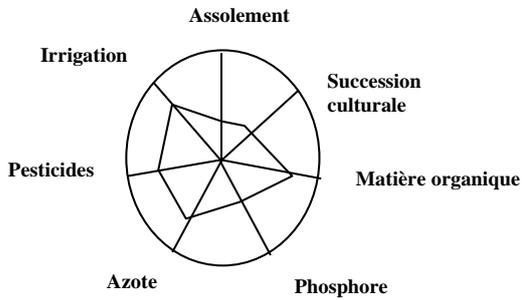
- Recueil des données chez les agriculteurs : En fonction de la manière de procéder de l'agriculteur nous avons mis entre 1/2h à 3 h avec le technicien INRA, A. Blatz. Les agriculteurs avec un grand nombre de parcelles se sont bien organisés (outil informatique, système de notation). Pour l'exploitation 17, nous avons procédé à des regroupements en grandes unités sol*système de culture. Il est à noter qu'il faut toujours compter un temps de discussion avec l'agriculteur dans ce genre d'enquête, d'autant plus que ce type d'outil doit amener à des échanges par la suite. Il faut rajouter une première demi-journée pour la prise de contact, la description du parcellaire et l'historique.
- Calcul des indicateurs : Un premier logiciel de calcul utilisant Access 97. Ce programme a été développé par des stagiaires informatiques à l'INRA de Colmar que j'ai encadrés. Il a fallu une demi-journée à une journée de traitement en moyenne en fonction du nombre de parcelles.
- Restitution des résultats : Celle-ci s'est faite de manière collective lors d'une réunion annuelle et par une restitution individuelle où j'ai procédé en deux étapes, résumée dans la Figure 1. Cela a débuté par un diagnostic global au niveau de l'exploitation avec une figure en radar (ex : Figure 5) inspirée des travaux sur la Production Intégrée en Suisse (Magnollay, 1993 et utilisée pour représenter de l'information non équivalente (Giampietro et Pastore, 2000). Dans une seconde étape, les résultats sont analysés indicateur par indicateur au niveau parcellaire, voire plus détaillé (ex : par substance active, etc.)

Du calcul de l'ensemble des indicateurs, les tendances suivantes sont ressorties :

- D'une manière générale, la majorité des résultats au niveau des moyennes des exploitations sont inférieurs à 7 donc en dessous des recommandations minimales de la Production Intégrée. Ceci est vrai en particulier pour les indicateurs *succession culturales*, *phosphore*, *azote*. Pour l'indicateur *pesticides*, une grande variabilité est observée, et quelques exploitations sont proches 7 en 1994. Au niveau parcellaire, il existe aussi une variabilité.
- En terme d'évolution, il existe peu de variation si on excepte les progrès observés pour l'indicateur *phosphore*, ceux de l'agriculteur 5 pour l'azote et les diminutions des indicateurs *assolement* et *pesticides*.

Etape 1 : Diagnostic exploitation

⇒ présenté sous forme d'un **tableau de bord** (figure en radar)

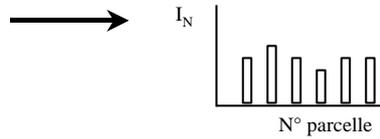


Objectif

⇒ *Diagnostic* : vue d'ensemble de l'exploitation
 ⇒ *Aide à la décision* : mise en évidence des domaines d'intervention prioritaires, confirmation de certains choix

Etape 2 : Diagnostic parcellaire

⇒ Analyse des résultats parcellaires de certains indicateurs avec **histogrammes** des valeurs/parcelles



Objectif

⇒ *Diagnostic* : analyse des moyennes exploitation
 ⇒ *Aide à la décision* : adaptation des pratiques aux cultures et conditions parcellaires

Figure 1 – Première formalisation de l'utilisation des indicateurs agro-écologiques (Bockstaller et al., 2000), (R5).

a)

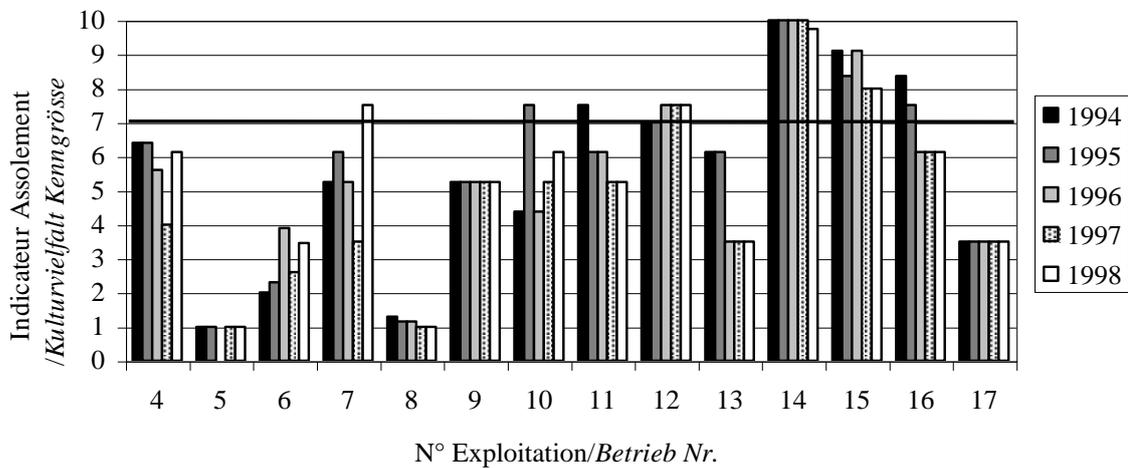
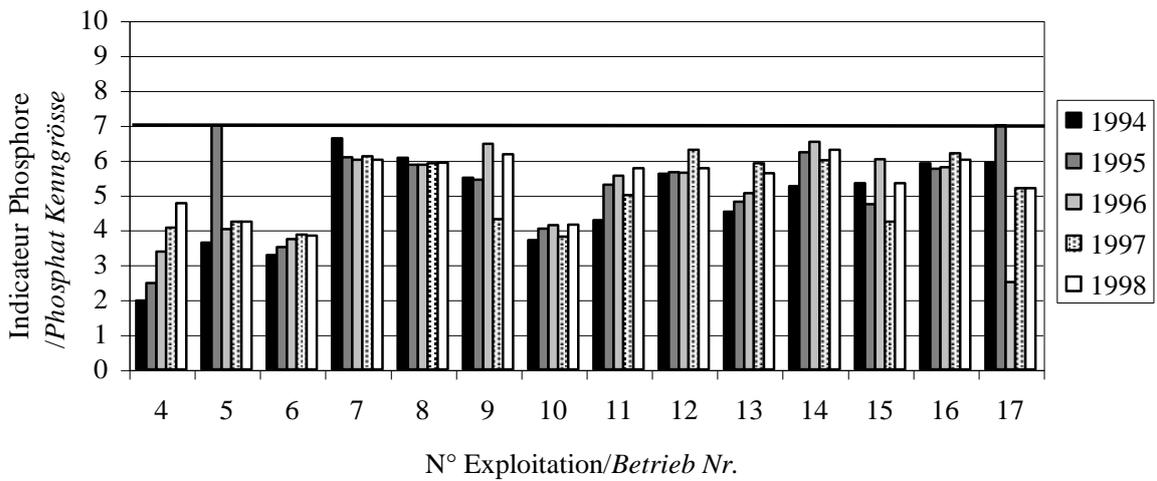
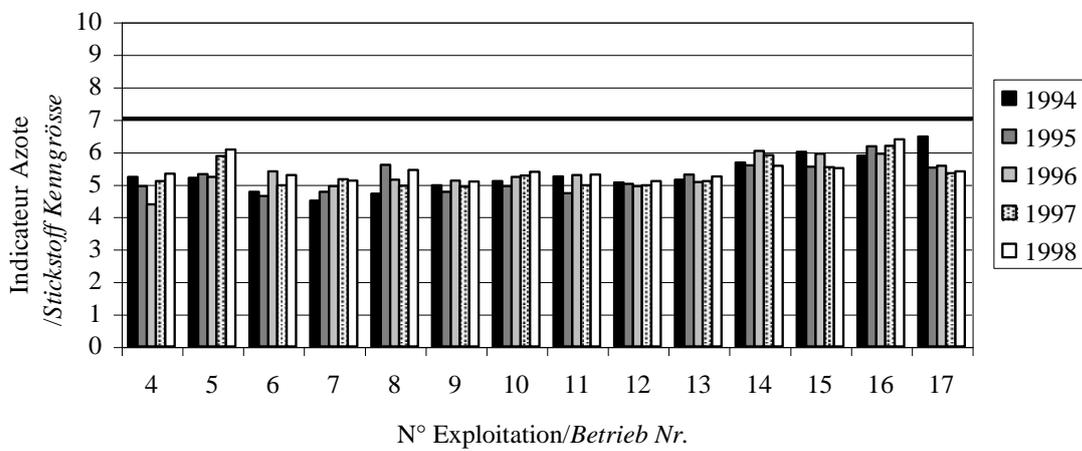


Figure 2 (cf. légende page suivante)

b)



c)



d)

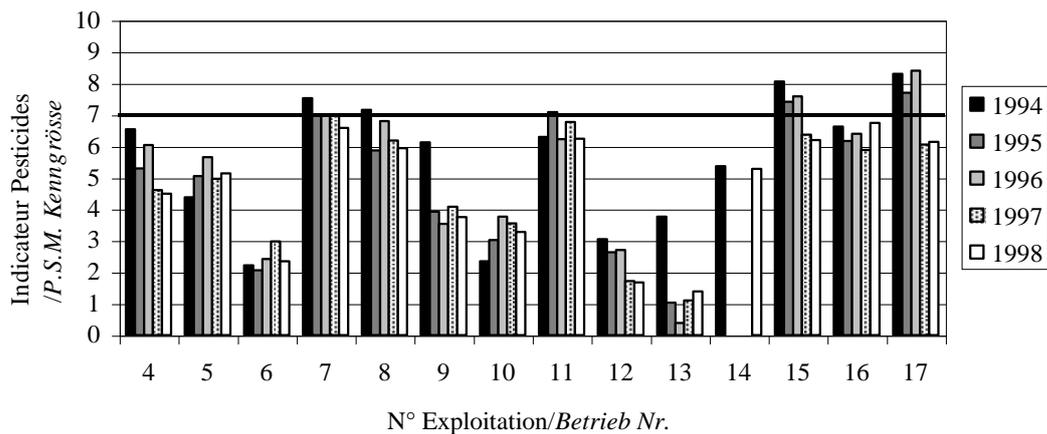


Figure 2 - Valeurs de l'indicateur calculé sur le réseau d'exploitations (4-13 : expl. alsaciennes, 14-17 : expl. allemandes) pour la période 1994-98 : **a)** assolement, **b)** phosphore, **c)** azote, **d)** pesticides.

2.2. La méthode INDIGO® 1999-2003

2.2.1. Une démarche de construction

Dans cette phase de remise à plat complète des travaux précédents, je me suis appuyé sur la démarche de développement des indicateurs proposée par Girardin et al. (1999), (ACL4) que j'ai formalisée à nouveau en 5 étapes (Bockstaller et al., 2008), (ACL11) et qui constitueront les différentes parties de ce chapitre. Ce travail de révision du calcul des indicateurs s'est accompagné du choix de dénommer la méthode par un nom plus communicatif que le terme d'indicateurs agro-écologiques. Après un premier essai avec AGRO-ECO (Girardin et al., 2000), (ACL5), nous avons fait appel à un spécialiste en communication qui nous a amené au choix d'INDIGO®. Ce nom comprend bien la racine d'indicateurs et se comprend dans plusieurs langues. Cependant, bien que n'ayant pas trouvé d'acronyme simple, nous avons gardé le nom sans acronyme et cela n'a pas posé de problème pour son acceptation.

2.2.2. Choix des objectifs et des utilisateurs

La méthode INDIGO® a été développée pour permettre aux agronomes, chercheurs comme conseillers de réaliser :

- des diagnostics agri-environnementaux globaux au niveau d'une exploitation et des parcelles de l'exploitation, d'identifier des points forts et faibles dans les pratiques, les systèmes de cultures, les parcelles à risques, etc. ceci pour permettre aux utilisateurs de prendre des décisions sur les pratiques à changer, les composantes d'un système de culture à changer, dans le cas d'une évaluation a posteriori (*ex post*) ou à sélectionner un système de culture ou une pratique dans le cas d'une évaluation a priori (*ex ante*). Le diagnostic agri-environnemental repose sur une évaluation de l'« impact » ou le risque des pratiques sur différentes composantes environnementales. Nous utilisons ici le terme d'« impact » de manière très générale alors que nous en préciserons la définition par la suite ceci par rapport à la chaîne causale (cf. chapitre 5.2).
- d'effectuer dans un second temps des simulations pour répondre à des questions du type « que se passerait-il si telle pratique était changée ? ».

Le cadre d'utilisation des indicateurs, les utilisateurs visés pour la méthode INDIGO® ont donc été précisés. J'ai d'un côté donné plus de généralité en enlevant les références à un système de référence fondé sur la Production Intégrée. De l'autre côté, j'ai limité le public visé aux agronomes pris dans un sens large, du chercheur aux conseillers agricoles, voire à des agriculteurs, en tout cas des personnes ayant des connaissances agronomiques et en environnement, vu le degré de complexité des méthodes de calcul et des données d'entrée nécessaires.

Pour chaque indicateur, je me suis appuyé sur la démarche de « matrice agri-environnementale » proposée par P. Girardin (Girardin et Bockstaller, 1997 ; Girardin et al., 2000) (ACL3 ; ACL5), pour clarifier les objectifs spécifiques à chaque indicateur (Figure 3). J'ai eu cependant eu des difficultés à positionner l'indicateur succession culturale dans ce cadre, l'indicateur n'évaluant pas directement un impact environnemental mais la cohérence d'ensemble du système de culture qui se traduit par une stabilité plus grande du rendement, une moindre dépendance aux intrants chimiques.

En fait, si cette représentation en matrice permet de servir de base aux discussions préliminaires avec les acteurs pour identifier les indicateurs à développer, elle présente un manque de flexibilité et ne permet pas de représenter les interactions entre composantes du système. N'étant pas parti à zéro durant cette phase de développement, je n'ai pas réutilisé cette matrice pour faire les choix initiaux dans le développement des indicateurs mais me suis contenté de resituer les choix effectués, pour les rendre transparents, une qualité

indispensable à toute méthode d'évaluation (Bockstaller et al., 2009) (ACL16). Cette matrice met aussi en évidence les choix faits dans l'agrégation qui aboutit à des indicateurs composites agrégeant plusieurs modules ou sous-indicateurs (représentés dans la matrice par des astérisques). A ce niveau d'agrégation, je préfère parler d'indicateurs synthétiques (cf. chapitre 4.1).

			PRATIQUES CULTURALES									Indicateurs d'impact liés à un compartiment de l'environnement	
			GESTION DES FACTEURS DE PRODUCTION						GESTION DE L'ESPACE				
			Pesticides	Azote	Phosphore	Eau	Energie	Matière organique	Sol	Assolement	Couverture du sol		Elements non-productifs
OBJECTIFS AGR-ENVIRON.	EAU	SURFACE QUAL.	*	(*)	(*)	(*)		-	(*)		(*)	(*)	<p>→ Erosion</p> <p>→ Paysage</p>
		SOUTER. QUAL.	*	*	-	*							
	AIR	QUALITE	*	*			(*) ^b						
	SOL	QUANTITE							(*)		(*)	(*)	
		STRUCTURE				(*)		* c	(*)				
		QUALITE CHIMIQUE	(*)		* a			* c	-				
	RESSOURCES NON-RENOUVELABLE		-		* a		(*) ^b						
	FAUNE / FLORE		(*)	-		(*)			(*)	* d		(*)	
	PAYSAGE								* d	*		*	

▼ Pesticides ▼ Azote ▼ Phosphore ▼ Irrigation ▼ Energie ▼ Matière organique ▼ Travail du sol ▼ Assolement ▼ Couverture du sol ▼ Structures écologiques

Indicateurs d'impact liés aux pratiques¹
 () en cours d'élaboration ou prévu
 - impact mineur non pris en compte
 * a les modules suivis de la même lettre sont condondu
 * a
¹ en gras indicateur mis au point

Figure 3 – Matrice agri-environnementale présentant les objectifs en termes de compartiment et thématique environnementale visés pour chaque indicateur

2.2.3. Construction des indicateurs

2.2.3.1. Hypothèse de base et démarche de construction

Dans ce travail de révision j'ai gardé les choix et hypothèses de base qui ont conduit aux indicateurs agro-écologiques présentés au chapitre précédent :

- Utilisation uniquement de données accessibles sur l'exploitation
- Les échelles spatiales et temporelles : parcelle et exploitation, cycle cultural ou année calendaire (pour l'indicateur *azote*).
- Echelle des indicateurs exprimée entre 0 et 10. Cependant la signification de l'indicateur a changé. Les indicateurs évaluent les impacts des pratiques agricoles, des systèmes de culture en termes de risque pour l'environnement. Le 0 exprime un niveau d'impact inacceptable et 10 un niveau minime voire nul tandis que la valeur de référence 7 situe le niveau minimum acceptable.

Durant cette phase, j'ai révisé le mode de calcul de l'ensemble des indicateurs :

- En supprimant le recours à des sommes de scores (bonus/malus)
- en développant des modèles opérationnels, i.e. utilisant des données d'entrées en nombre réduit et accessibles (Bockstaller et al., 2008), (ACL11) pour évaluer l'« impact » sur l'environnement. Nous reviendrons sur ce choix qui n'a été formalisé que par la suite (cf. chapitre 5.2.1)
- Pour l'indicateur *I-Phy*, j'ai clarifié le paramétrage et l'agrégation au niveau d'un programme de traitement.

- J'ai travaillé sur de nouvelles thématiques : *énergie* (Pervanchon et al., 2002 ; Pervanchon et al., 2004) (*ACL7, ASCL6*), *érosion* (Steffan, 2001 ; Flaitz, 2003 ; Tribouillard, 2004), *structure du sol* (Flaitz, 2003). Seul le travail sur *énergie* a abouti pour l'instant. Celui sur l'*érosion* m'a conduit à des collaborations avec des spécialistes de l'érosion (Armand et al., 2009 ; Martin et al., 2010), (*ACL14, ACL19*). Mais faute de temps, je n'ai pas pu finaliser le travail et l'ai confié à un collègue de l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA) dans le cadre d'une convention de collaboration que j'ai mise en place. Ce travail demande des compétences et du temps que je n'ai pas pu dégager. De même, il ne m'a pas été possible de retravailler l'indicateur *structure du sol*.

2.2.3.2. Mode de calcul des indicateurs INDIGO®.

Le mode de calcul des huit indicateurs synthétiques de la méthode INDIGO® est présenté dans le Tableau 3. Il a été fortement remodelé pour *assolement, succession culturale, phosphore, azote, irrigation*.

Tableau 3 - Mode de calcul des indicateurs de la méthode INDIGO® (détail dans Bockstaller et Girardin, 2008), (R17).

Indicateur	Mode de construction	référence	Mode de calcul
<i>Assolement</i>	Equation avec facteurs quantitatifs	qualitative	<p>IAS = k . NC . D . T</p> <p>k : facteur de calibrage (k= 2 pour Nc ≤ 4 et 1,25 pour Nc ≥ 8) NC : nombre de cultures D : facteur d'équirépartition des cultures : $D = \sum (p_i \cdot \ln p_i) / \ln Nc$, p_i : % SAU pour la culture i T : facteur dépendant de la taille des parcelles et de Nc (La taille de parcelle est donnée par le rapport SA10 SA10 = : $SA_{10} = (\sum c_i \cdot S_i) : S_i$: surface de la parcelle i, c_i : valeur d'appartenance ou « poids » la parcelle i dans le calcul de SA₁₀ Si $S_i < 5$ alors $c_i = 0$, la parcelle est considérée comme « petite » et n'entre pas dans le calcul Si $S_i > 25$ alors $c_i = 1$, la parcelle est totalement comptée dans le calcul de SA₁₀ Si $5 \leq S_i \leq 25$ alors $c_i = 1/20 \cdot (S_i - 5)$</p>
<i>Succession culturale</i> (Bockstaller et Girardin, 2000), (C-AFF3)	Equation avec facteurs qualitatifs	qualitative	<p>I_{SC} = k_p . k_r . k_d</p> <p>k_p : Effet de la culture précédente notée sur 6 points k_r : Temps de retour de la culture notée sur 1,2 points k_d : Diversité des cultures notée sur 1,4 points</p>
<i>Matière organique</i> (Bockstaller et al., 1997), (ACL3)	Equation utilisant des sorties d'un modèle simple	quantitative	<p>I_{MO} = 7 . A_X / A_R</p> <p>A_X : Apports moyens en humus pour les quatre dernières cultures (résidus, fumier, etc.) A_R : apports nécessaires (AR) pour maintenir le sol à long terme à une teneur d'équilibre qui soit satisfaisante. (pour des conditions moyennes).</p>
<i>Phosphore</i>	Modèle basé sur un calcul d'un écart à la dose recommandée	quantitative	<p>I_P = 10 - Max(Psol, Pres) □ / C</p> <p>Psol et Pres : respectivement module sol et ressources non renouvelables. On calcule D : écart à la dose recommandée : $D = X - X_R$ avec X : dose totale en P ((P₂O₅/ha) Si D < 0 alors Psol = - D et Pres = 0 Si D > 0 alors Psol = 0 et Pres = D C : facteur de calage pour permettre une tolérance de $D = \pm 30$ P₂O₅/ha (I_P entre 7 et 10)</p>
<i>Azote</i> (Pervanchon et al., 2005 ; Bockstaller et al., 2008), (ACL9, ACL11)	Modèle estimant les pertes d'azote par lessivage NO ₃ , volatilisation NH ₃ et émission N ₂ O	semi-quantitative, estimation	<p>I_N = Minimum(I_{NH3}, I_{N2O}, I_{NO3}) (cf. Figure 4)</p> <p>I_{NH3} : module d'émissions de NH₃ : NH₃-N volatilisé = dose d'azote * coeff volatilisation (v) Le coeff v est fonction de la période d'apport, type d'engrais, de l'incorporation, etc.</p> <p>I_{N2O} module d'émissions de N₂O : N2O-N émis = dose azote * 0,0125 .fc. fc : facteur de correction en fonction du sol (ex : hydromorphie fc = 2), du travail du sol, etc.</p> <p>I_{NO3} : module de lessivage NO₃ : NO₃-N lessivé = lessivage printemps (LP)+lessivage hiver (LP) LP : coeff équation Burns * azote disponible (fonction date, dose 1^{er} apport, fractionnement) ; LH : bilan N minéral post récolte * coeff équation Burns)</p>

Tableau 3 - Mode de calcul des indicateurs de la méthode INDIGO® (détail dans Bockstaller et Girardin, 2008), (R17) - (suite)

<i>Irrigation</i>	modèle hydrique à deux réservoirs	quantitative, calcul par le modèle	<p>Irrig = 10 – Max(D, E)/C</p> <p>D: drainage suscité par l'irrigation à partir d'un calcul de bilan hydrique E : excès d'irrigation par rapport au rationnement (en l'absence E =D) C : facteur de calage permettant une tolérance de 20 % par rapport à l'apport D et E basé sur le calcul d'un bilan hydrique à deux réservoirs</p>
<i>Pesticides</i> (van der Werf et Zimmer, 1998 ; Bockstaller et al., 2008c), (ACLN3)	Système expert avec sous-ensemble flous	qualitative	<p>Pour chaque substance active i : calcul d'un risque eaux souterraines (Reso), de surface (Resu) et air (Rair) entre 0 et 10 (risque nul), (van der Werf et Zimmer, 1998) agrégés avec la dose en un risque substance active l-physa_i.</p> <p>Reso fonction du GUS^a, potentiel lessivage, couverture de sol et DJA^a) Resu fonction du potentiel de ruissellement et de dérive, de la couverture du sol et de l'incorporation, de la DT50, de l'aquatox et de la DJA Rair : fonction du KH^a, incorporation, DT50 et DJA^a</p> <p>Paramétrage des paramètres potentiel de lessivage et de ruissellement en fonction des caractéristiques du sol, pente, travail du sol, bande enherbée ; la dérive fonction de l'éloignement au cours d'eau Pour l'ensemble des traitements i : I-Phy = Min (lphysa_i) – Σ k_i (% surface traitée)_i* (10 - lphysa_i)/10 lphysa_i : indicateur pour l'application de la substance active i. k_i coefficient de pondération obtenu empiriquement et par régression (en posant k=0,1 pour lphysa = 10 , k=0,2 pour lphysa = 7 et k=1 pour lphysa=2). On obtient k = -1,7175*e^(-0,2913*lphysa) Σ k_i * (10 - lphysa_i)/10 : somme des risques pondérées dont on a enlevé la valeur minimale lphysa_i ^a GUS : indice de lessivage fonction de la demi-vie (DT50) et du coefficient d'adsorption (KOC), DJA : dose journalière admissible, KH : constante de Henry (sans unité)</p>
<i>Energie</i> (Pervanchon et al., 2002), (ACL7)	Modèle estimant la consommation d'énergie	quantitative	<p>I_{En} = a(E_t)² + a(E_t) + c</p> <p>a, b, c : facteurs de calage obtenus par calcul de ET pour une culture de blé biologique (I_{En}=10) intégrée (I_{En}=7) et très intensive (I_{En}=0) E_t : énergie consommée (MJ/ha) E_t = E_{mach} + E_{irr} + E_{fert} + E_{phyto}</p> <p>E_{mach} : énergie directe consommée par le passage des outils : estimée en fonction du type d'outil, de sa largeur, de la vitesse d'avancement, de facteurs liés à l'entretien des machines, de la taille de la parcelle E_{irr} : énergie directe consommée pour l'irrigation : équation analogue à celle de E_{mach} E_{fert} : énergie indirecte consommée pour la fabrication des engrais minéraux, estimés avec des coefficients énergétiques tenant compte des progrès technologiques E_{phyto} : énergie indirecte consommée pour la fabrication des produits phytosanitaires, estimés avec des coefficients énergétiques</p>

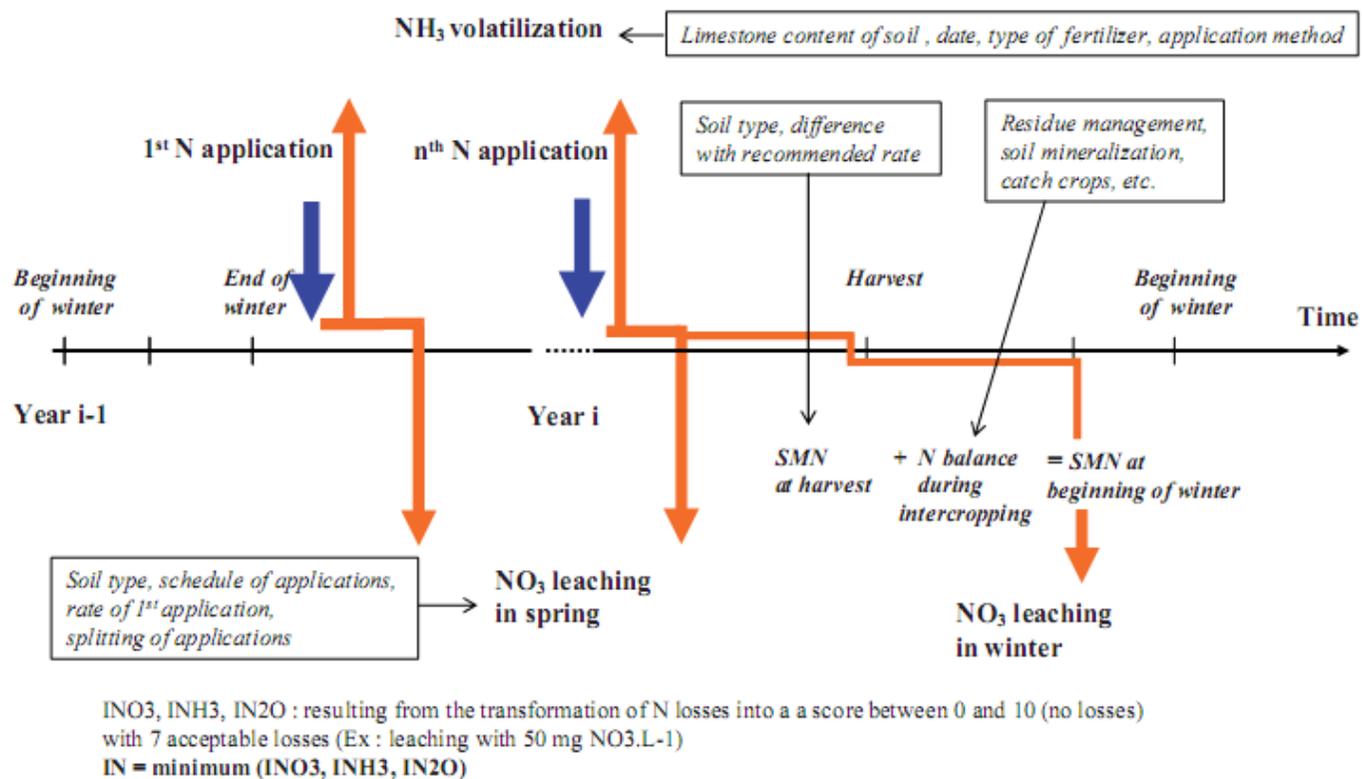


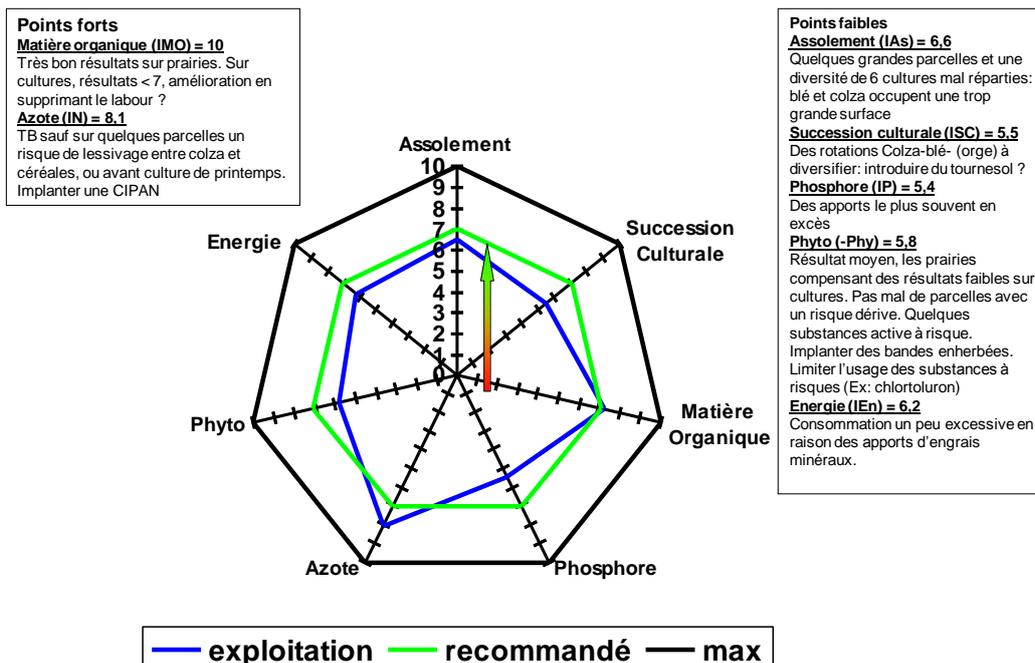
Figure 4 - Présentation générale de la démarche de construction de l'indicateur azote. Les flèches bleues représentent les apports d'azote et les flèches rouges l'évolution de l'azote dans l'agrosystème, (absorption par les plantes, émissions gazeuses, lessivage, etc.). En encadré sont données les pratiques culturales prises en compte. Des caractéristiques des sols et des données climatiques moyennes entrent aussi dans l'estimation des différents types de pertes d'azote (cf. Tableau 3 et Bockstaller et Girardin, 2008), (R17).

2.2.3.3. Calculs et exemples de sorties avec les indicateurs d'INDIGO®

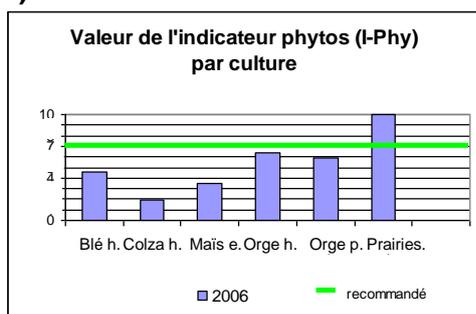
La Figure 5 donne quelques exemples de sorties d'INDIGO® qui s'obtiennent directement avec le logiciel de calcul, développé par des stagiaires et un informaticien sous ma responsabilité. D'un calculateur sous le logiciel de base de données d'Access de Microsoft, nous sommes passés à une application développée dans l'environnement Access mais ne nécessitant pas le logiciel (utilisation d'un exécutable). Je reviendrai sur l'utilisation de la méthode INDIGO® au chapitre 2.3.4.

a)

POINTS FORTS et FAIBLES de L'EXPLOITATION



b)



c)

Date Traitement	Produit Phyto	Nom Matière Active	Dose matière active (gha)	Pot. Lessivage	Pot. Ruissellement	Pot. Dérive	Risque Eaux Souterraines	Risq. Eau Surface	Ris. Air	I-physa
10/10/05	Karaté Zéon	lambda-cyhalothrine	5	0,80	0,25	1,00	10,0	0,0	8,2	6,9
26/10/05	Celio	clodinafop-propargyl	15	0,80	0,25	1,00	10,0	1,3	10,0	7,1
26/10/05	Celio	cloquintocet-mexyl	4	0,80	0,25	1,00	10,0	1,8	10,0	7,2
26/10/05	Harmony M	metsulfuron méthyle	2	0,80	0,25	1,00	4,2	0,6	10,0	6,4
26/10/05	Harmony M	thifensulfuron-méthyle	20	0,80	0,25	1,00	2,7	0,1	10,0	6,2
26/10/05	Shval	chlortoluron	1000	0,80	0,25	1,00	4,9	0,2	10,0	2,6
16/04/06	Courtex T	chloriméquat chlorure	920	0,80	0,25	1,00	8,2	2,4	10,0	4,2
18/04/06	atlantis WG	iodosulfuron-méthyl-sodium	2	0,80	0,25	1,00	5,9	1,0	10,0	6,7
18/04/06	atlantis WG	mesosulfuron-methyl	8	0,80	0,25	1,00	6,6	1,5	10,0	6,9
24/04/06	Tomigan	fluroxypyr	60	0,80	0,25	1,00	7,0	3,7	10,0	6,9
12/05/06	Opera	épiciconazole	13	0,80	0,25	1,00	9,6	1,8	10,0	7,2
12/05/06	Opera	pyraclostrobine	33	0,80	0,25	1,00	10,0	1,1	10,0	7,0
12/05/06	Opus	épiciconazole	50	0,80	0,25	1,00	9,6	1,8	10,0	7,1
03/06/06	Opus	épiciconazole	38	0,80	0,25	1,00	9,6	1,7	10,0	7,1

Figure 5 – Exemples de sorties de calcul de la méthode INDIGO® sur une exploitation de Lorraine (adapté de Pansin, 2007) : a) représentation en radar des résultats au niveau de l'exploitation, b) résultats par culture de l'indicateur I-Phy, c) détail des résultats d'I-Phy par substance active.

2.2.3.4. Paramétrage de l'indicateur I-Phy

Le calcul du risque par substance active proposé par H. van der Werf dans l'indicateur I-Phy faisait appel à des propriétés de substance active, demi-vie (DT50), etc. à des paramètres de sensibilité du milieu au transfert, à la couverture du sol par la culture pour intercepter les produits et les soustraire aux transferts sur le sol. En reprenant son travail je me suis attelé à construire une base de données pour les propriétés des substances actives, la couverture de sol et des propositions de paramétrage des paramètres du milieu.

Pour les propriétés des substances actives, une fois surmonté la désagréable surprise d'une grosse variabilité des données, j'ai décidé de faire un travail de confrontation de différentes bases en m'appuyant sur les bases de données françaises du Comité de Liaison servant à la méthode SIRIS (version 1998) et de la base AGRITOX de l'INRA⁸. Ces valeurs ont été comparées à des valeurs issues de bases de données américaine (ARS sur internet, 1995), néerlandaise (Linders et al., 1994), le Pesticide Manual d'Angleterre (Tomlin, 1997, et versions plus récentes jusqu'à 2006), de la bibliographie, de données de firmes et plus récemment de la base Footprint⁹. Ces autres sources ont aussi servi à compléter les manques. La règle de base a été donc de prendre la valeur sélectionnée par Agritox, à moins qu'une information bibliographique (ex : sur les métabolites, sur le devenir de la substance active, etc.) ou des données plus précises dans une autre base aient été disponibles. Plus de détail sur les règles de décision sont données dans Bockstaller et Girardin (2008), (R17) Dans le fichier Excel support de la base, j'ai écrit un commentaire pour chaque substance active expliquant le choix de la valeur.

Pour la couverture de sol interceptant les produits phytosanitaires, j'ai proposé des valeurs en extrapolant des valeurs proposées pour quelques cultures dans le groupe européen CAPER auquel j'ai participé entre 1997 et 1999 (Reus et al., 1999), (R3).

Pour les paramètres liés au milieu, j'ai proposé des arbres de décision pour calculer les potentiels de lessivage et de ruissellement par défaut à partir de l'information qui était jugée disponible sur une exploitation moyenne :

- Texture, profondeur de sol, classe de teneur en matières organiques, sensibilité à la battance, présence d'hydromorphie, etc.

Cependant, nous avons volontairement laissé la possibilité à l'utilisateur de paramétrer à dire d'expert ces paramètres ou à partir d'une méthode de terrain d'estimation des risques de transferts comme celle du CORPEN (Réal, 2004). Une étude récente réalisée par Novak et al., (2009) a montré une relative concordance entre cette approche de terrain et la nôtre.

2.2.4. Détermination des références

Nous avons fait le choix d'exprimer les indicateurs de la méthode INDIGO[®] sur une échelle rappelant l'échelle scolaire de notation entre 0 (mauvais) et 10 (bon), de performance environnementale. Ce choix n'a naturellement rien de scientifique et a été fait pour que nos indicateurs puissent être compris par les non-scientifiques. D'autres possibilités existent, échelle de risque 0 (bon) et 1 ou 10 ou 100 (mauvais), voire une échelle entre une valeur négative et positive (Bockstaller et al., 2008), (ACL11).

Pour faciliter l'interprétation des indicateurs, nous avons décidé d'instaurer une plage de tolérance à l'instar d'une méthode allemande KUL (Eckert et al., 2000), ceci entre un minimum acceptable en termes d'impact fixé à 7, et 10, exprimant un impact ou risque très faible voire nul.

⁸ Depuis 2007, la base a été transférée à l'AFSAA (devenu ANSES entre temps) :

<http://www.dive.afssa.fr/agritox/index.php>

⁹ <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/fr/index.htm>

Pour la majorité des indicateurs quantitatifs, *azote, énergie*, etc., il a fallu proposer une fonction de conversion entre les sorties du modèle opérationnel et l'échelle entre 0 et 10. Pour d'autres indicateurs, un facteur de calage explicite a été proposé alors que pour d'autres, une correspondance qualitative entre le 7 et telle combinaison de valeurs pour les facteurs d'entrées a été proposée. Pour caler l'indicateur, je me suis appuyé quand cela était possible sur des données externes :

- une norme, (ex : norme NO_3), seuil (critical load pour les retombées de polluants atmosphériques pour NH_3 (Bobbink et al., 1996)), une recommandation (4 cultures en production intégrée (El Titi et al., 1993)), un seuil de tolérance (pour I_P (Eckert et al., 2000)), un seuil de précision des apports I_{irr} (ITCF et AGPM)

Sinon j'ai utilisé un itinéraire de référence pour une culture donnée représentative (le blé pour I_{En}), et/ou une combinaison de valeurs de facteurs jugés acceptables (I_{SC} , I-Phy).

Tableau 4 – détermination des valeurs de référence pour les indicateurs de la méthode INDIGO®

Indicateur	Facteur /fonction de calage	Valeurs de référence
<i>Assolement</i>	1 facteur de calage	Un ensemble de pratiques, ex : : 4 cultures (El Titi et al., 1993) également réparties (donc $k = 2$ et $D = 1$). Une parcelle de 25 ha ou 2 parcelles de 15 ha et 4 parcelles de 10 ha sur 200 ha.
<i>Succession culturale</i>	Valeur des facteurs k_p et k_d choisis pour caler l'indicateur	A un ensemble de pratique : ex : bon précédent ($k_p = 4-5$). temps de retour respecté ($k_r = 1-1,2$). 4 cultures différentes (El Titi et al., 1993) ($k_d = 1,4$).
<i>Matière organique</i>	L'indicateur est une fonction linéaire entre le réalisé et le recommandé.	La valeur 7 correspond à la situation où le réalisé correspond au recommandé (maintien des teneurs en MO des sols à un niveau satisfaisant (Rémy et Marin-Lafleche, 1974))
<i>Phosphore</i>	L'indicateur est une fonction linéaire de l'écart entre le réalisé et le recommandé à deux plages entre 4 et 10 et pente plus faible entre 0 et 4.	10 : écart nul 7 écart de ± 30 kg P_2O_5 /ha 4: écart de ± 60 kg P_2O_5 /ha 0: écart de ± 180 kg P_2O_5 /ha
<i>Azote</i>	L'indicateur est une fonction linéaire des pertes à deux plages entre 4 et 10 et pente plus faible entre 0 et 4.	10 : perte nulle 7 : perte correspondant à une perte maximale acceptable (norme nitrate, critical load pour NH_3 , 30 % de gamme des ordres de grandeur) 4 : deux fois les pertes maximales acceptables 0 : six fois les pertes maximales acceptables
<i>Irrigation</i>	L'indicateur est une fonction linéaire du drainage	C : facteur de calage permettant une tolérance d'un excès de 20 % par rapport à l'apport
<i>Pesticides</i>	Aucun	Les règles de décision ont été fixées pour permettre que la valeur 7 corresponde : - à un traitement à risque pour un compartiment mais à faible dose (= 7) - à un programme de traitement avec un traitement à 7 et des traitements à risque ≥ 7
<i>Energie</i>	Fonction de calage polynomiale entre l'indicateur et la consommation d'énergie	La fonction est calée sur : 10 : itinéraire de blé biologique (0 intrants, sans irrigation, labour) 7 : itinéraire blé intégré (faible intrants, sans irrigation, non-labour) 0 : itinéraire blé très intensif

2.2.5. Test de sensibilité

Le test de sensibilité a plusieurs objectifs :

- tester si l'indicateur différencie des situations jugées différentes a priori. Ainsi pour l'indicateur assolement, dans sa première version, toutes les parcelles > 15 ha étaient jugées trop grandes. Ainsi une division d'une parcelle de 40 ha en 2 parcelles de 20 ha, représentant un effort important, ne faisait pas bouger l'indicateur (Tableau 2), ce qui a été noté par des agriculteurs engagés dans une telle démarche. Nous avons, dans la seconde version, relevé le seuil à 25 ha (Tableau 3 et Tableau 4).
- connaître pour un indicateur basé sur un modèle opérationnel le comportement de l'indicateur en fonction de la variation des variables d'entrées pour connaître le poids de ces dernières. Ceci permet de simplifier éventuellement l'indicateur, d'identifier les variables ayant le plus de poids et devant faire l'objet d'une attention plus soutenue en termes de collecte (Berthiaume et al., 2010).

Ce travail a été réalisé pour l'indicateur I-Phy pour le calcul du risque au niveau substance active (van der Werf et Zimmer, 1998) pour *l'énergie* (Pervanchon et al., 2002), (ACL7) et pour *l'azote* (Pervanchon et al., 2005 pour le module prairies), (ACL9) en fixant à chaque fois les variables d'entrées à un niveau favorable, moyen ou défavorable. Pour l'indicateur *énergie*, il est ressorti que la consommation indirecte d'énergie venant de la fabrication des pesticides n'avait qu'un faible poids en grandes cultures. J'ai cependant décidé de garder ce module pour des raisons pédagogiques et pour prendre en compte les interactions avec le travail du sol. En effet en agriculture biologique, la suppression du recours aux pesticides peut conduire à une surconsommation d'énergie par le machinisme, de même qu'une suppression du labour peut entraîner une augmentation de l'utilisation des herbicides.

2.2.6. Test de validation

Cette dernière partie sera traitée dans le paragraphe suivant car ayant fait de développement méthodologique spécifique.

2.3. La question de la validation

Au début de nos présentations de nos travaux aux collègues, une question surgissait habituellement : « est-ce que vos indicateurs sont-ils validés ? ». Par là, il était compris que nos indicateurs devaient être confrontés à des mesures de terrain. Cependant, dans les articles sur indicateurs qui commençaient à être publiés, je ne trouvais pas de référence à cette question de manière systématique. Dans le projet CAPER, nous avons aussi conclu que ce genre de validation est extrêmement compliquée (Reus et al., 2002), (ACL6), N'étant pas satisfait de cette réponse, j'ai décidé d'entreprendre un travail méthodologique en m'appuyant sur les discussions du projet CAPER et les premières réflexions entreprises avec P. Girardin (Girardin et al., 1999a), (OS2).

Je garderai le terme de validation - qui suppose une réponse oui/non plutôt qu'évaluation - qui donne une estimation des performances, termes de plus en plus utilisés en modélisation, pour éviter l'ambiguïté d'une « évaluation d'une méthode d'évaluation ». Les deux termes sont par ailleurs souvent utilisés de pair (ex : Bellocchi et al., 2010).

2.3.1. Une méthode

Dans un article publié en 2003, j'ai proposé un cadre méthodologique pour la validation des indicateurs en repartant de la définition du terme validation et en m'appuyant sur les acquis

en modélisation (Bockstaller et Girardin, 2003), (ACL8). La démarche de validation s'articule autour de trois axes (Figure 6):

La validation de la construction des indicateurs, basée sur une soumission du mode de calcul de l'indicateur à un groupe d'experts et/ou à un journal scientifique

La validation des sorties de l'indicateur, à l'instar de ce qui se fait en modélisation mais en proposant des adaptations dans la méthode de comparaison - quand l'indicateur repose sur un modèle simplifié dont on ne peut attendre une relation linéaire avec des mesures de terrain, - avec d'autres sources de données en l'absence de mesures disponibles.

La validation de l'usage qui vise à évaluer dans quelle mesure l'indicateur répondait aux attentes des utilisateurs, s'il est utilisé, comment il est utilisé.

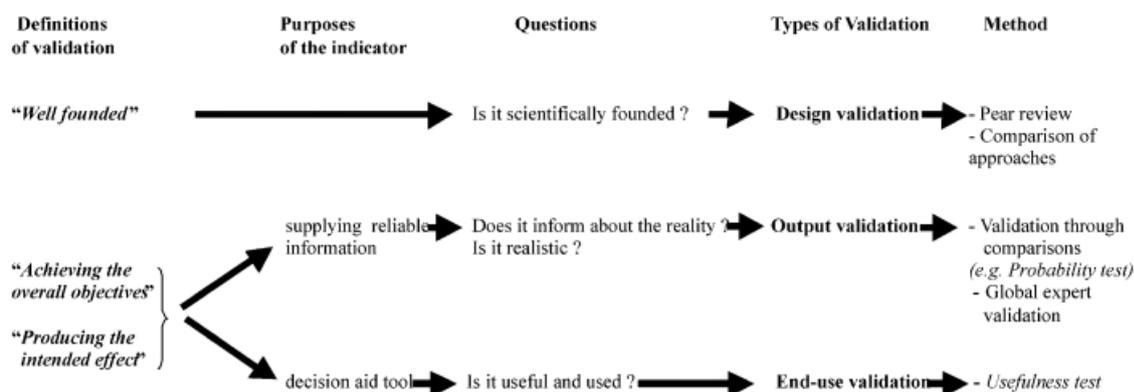


Figure 6 – Cadre méthodologique pour la validation des indicateurs (Bockstaller et Girardin, 2003)

2.3.2. La validation de la construction

Ce travail a été fait pour plusieurs indicateurs qui ont été publiés dans des journaux scientifiques : *matière organique* (Bockstaller et al., 1997), (ACL3), *pesticides* (van der Werf et Zimmer, 1998 ; Bockstaller et al., 2008), (ACLN3), *énergie* (Pervanchon et al., 2002), (ACL7), *azote* pour la partie prairie (Pervanchon et al., 2005), (ACL9). Dans plusieurs cas, il y a eu des retours des relecteurs sur le mode de calcul comme pour l'indicateur azote dont la première version reposant sur un calcul d'un bilan sur l'ensemble du cycle a été refusée. La seconde version plus proche de la version grandes cultures a été acceptée. Pour les autres indicateurs, des publications en colloques ont permis de les soumettre à la communauté scientifique¹⁰. L'indicateur irrigation est le seul à ne pas avoir fait l'objet d'une publication.

2.3.3. Validation de la sortie des indicateurs

L'objectif est d'évaluer le réalisme des sorties de l'indicateur, de tester la qualité prédictive des indicateurs. Par rapport à la procédure habituelle en modélisation, de comparaison des valeurs prédites avec des valeurs observées, nous avons identifié plusieurs difficultés :

- la nature des sorties de l'indicateur qui sont un score, une classe et non une grandeur physique directement comparable à une observation. Par ailleurs, la

¹⁰ Cela reste un grand regret de ne pas avoir pu trouver le temps de publier l'indicateur azote pour sa partie grandes cultures, un brouillon étant toujours dans mes cartons ! Le fait de retrouver l'indicateur dans des articles de revue de bon niveau est cependant une certaine forme de validation (Cannavo P., Recous S., Parnaudeau V., Reau R., 2008. Modeling N dynamics to assess environmental impacts of cropped soils. *Advances in Agronomy*, 97, 131-174. ; Buczko U., Kuchenbuch R. O., 2010. Environmental Indicators to Assess the Risk of Diffuse Nitrogen Losses from Agriculture. *Environmental Management*, 45, 1201-1222.).

construction de l'indicateur résulte souvent d'une agrégation de variables totalement différentes, variables environnementales et toxicologique, comme dans le cas de plusieurs indicateurs d'INDIGO®

- la simplicité du modèle qui sert de base à l'indicateur qui a priori amène le concepteur à ne pas attendre une corrélation entre les sorties de l'indicateur et des observations.
- la disponibilité d'un jeu de données permettant auquel on peut confronter les sorties de l'indicateur. En effet, les indicateurs traitent d'une multiplicité de thématiques, à différentes échelles, ce qui peut expliquer ce manque.

2.3.3.1. Le problème des sorties de l'indicateur

Pour ce qui est des sorties, la validation peut consister à chercher une corrélation entre la sortie de l'indicateur et une mesure, une observation de terrain. Ceci a été réalisé par certains auteurs, comme pour un P-index (indicateur de ruissellement de phosphate, Lemunyon et Gilbert, 1993), des indicateurs de risque de lessivage nitrate (ten Berge, 2002), pour le bilan phosphaté (Ekholm et al., 2005) ou encore des indicateurs de biodiversité (Butler et al., 2009). Il est à noter que plusieurs auteurs ont ainsi mis en évidence la faible capacité prédictive des soldes ou bilans entrées-sorties azotés par rapport au lessivage des nitrates (ex : Appel et al., 1994 ; Lord et al., 2002 ; Oenema et al., 2005 ; Ruijter et al., 2007 ; Vertès et al., 2007). Dans le cas de sorties qui résulte d'une agrégation composite, de variables ou module totalement différents, nous avons proposé de réaliser le test pour chaque module séparément : ex : pour le module eau de surface et le module eaux souterraines d'I-Phy, en figeant les variables qui n'influent pas directement sur la mesure qui sert de base de comparaison. Ainsi dans le cas d'indicateur estimant le risque lié aux pesticides, comme c'est le cas dans I-Phy, il a fallu fixer les variables toxicologiques ou écotoxicologiques.

2.3.3.2. Que faire en cas d'absence de mesures ?

Pour la disponibilité des données, il est à noter que ce cas existe aussi pour certains types de modèle tels les modèles de changement climatique ou les modèles hydrologiques des souterraines (Konikow et Bredehoeft, 1992). Pour pallier ce manque, j'ai proposé en l'absence de données résultant de mesures, d'observations, de comparer les sorties des indicateurs :

- à des sorties d'un modèle ayant fait l'objet d'une validation (Pussemier dans Reus et al., 1999), (*R3*).
- à des sorties d'autres indicateurs construit de manière indépendantes, comme je l'ai fait pour les indicateurs pesticides dans le projet CAPER (Reus et al., 2002), (*ACL6*).
- à des données fournies par des experts, ce que j'ai fait pour le paramètre majeur « effet du précédent » (kp) de l'indicateur succession culturale (Bockstaller et Girardin, 1996) (*C-ACT1 2*). En l'occurrence c'était des données de P. Viaux (Viaux, 1997).
- En l'absence de telles données, il est encore possible de soumettre les sorties à des avis d'expert.

Il est clair que la validation perd en puissance avec l'utilisation de données autres que des mesures de terrain. Cependant, si on se réfère à certains auteurs qui se fondent sur les travaux épistémologiques, notamment de K. Popper (Addiscott et al., 1995), une telle procédure de comparaison ne permet pas dans tous les cas de vérifier la véracité d'un modèle, mais d'estimer la probabilité qu'il soit faux. Ceci peut donc justifier toute procédure de confrontation à des données autres que de terrain ou à des avis d'experts pour se donner

les chances de rejeter un indicateur, bien que la portée des conclusions soit plus limitée qu'avec des observations de terrain.

2.3.3.3. Quelle procédure de comparaison ?

Pour des indicateurs dont les sorties reposent directement sur un modèle, il est possible de comparer les sorties à une mesure, en ne se limitant pas à une approche graphique qui peut être source de piège (Kirchner et al., 1996). Ces auteurs ont montré que la comparaison à des mesures observées ou à des séries temporelles de mesures n'est pas assez puissante pour mettre en évidence certains biais dans les modèles. Ceci peut s'expliquer par la compensation entre facteurs. L'approche graphique doit être complétée par une procédure statistique bien que la mise en œuvre de test d'inférence soit critiquée (Harrison, 1990 ; Mitchell, 1997). Ainsi, Mayer et Butler, 1993 ont recommandé de faire plutôt appel à plusieurs critères descriptifs des performances qui soient complémentaires, et qui ne doivent donc pas être liés entre eux (Yang et al., 2000). Entre temps, une procédure d'agrégation de ces critères a été proposée pour pouvoir conclure (Bellocchi et al., 2010).

J'ai mis en œuvre une telle approche pour le module nitrates de l'indicateur azote (Figure 7), avec deux jeux de données. Pour celui de Mirecourt, on observe une bonne efficacité du modèle (EF) mais une certaine imprécision (RMSE) qui peut aussi être dû aux données mesurées dans des systèmes avec apport de matière organique, ce qui rend le paramétrage plus difficile. Dans un autre test avec des données issues du Nord de l'Allemagne (Sieling et al., 1999), le modèle sous-estimait systématiquement les pertes, probablement en raison d'une surestimation de l'absorption d'azote avant hiver par le colza. J'ai aussi appliqué ce test au module « consommation énergétique des passages d'outils » de l'indicateur énergie (résultats non publiés).

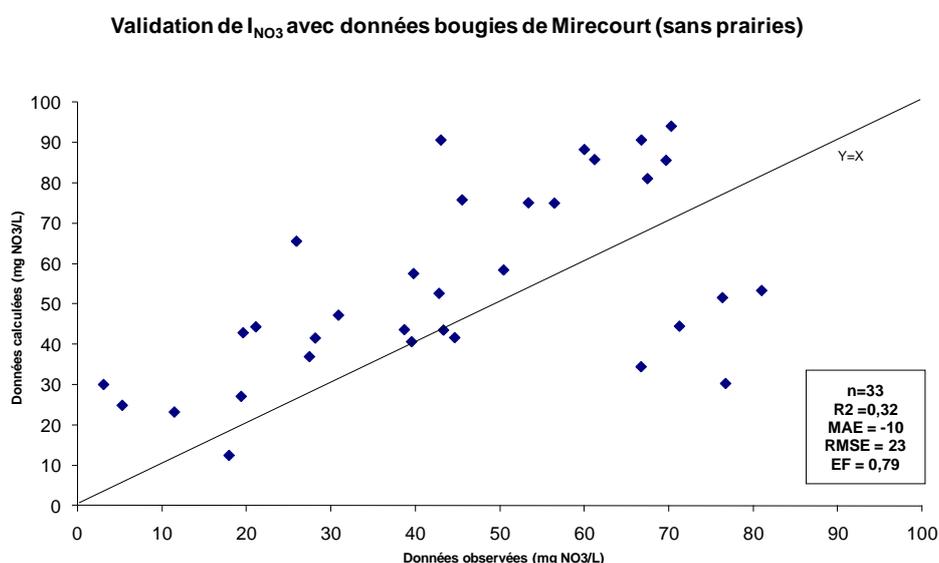


Figure 7 – Validation du module nitrates (I_{NO_3}) de l'indicateur azote ; MAE : erreur absolue moyenne, RMSE : racine carrée de la moyenne de la somme des écarts, EF : efficacité du modèle. Les données ont été obtenues sous bougies poreuses d'un réseau de parcelles en Lorraine (P.-Y. Bernard, com. pers.)¹⁰.

Dans le cas d'indicateurs reposant sur des approches plus simplifiées et/ou qualitatives, où a priori on ne s'attend pas à une relation linéaire, j'ai proposé avec P. Girardin un *test de vraisemblance*. Le but est de déterminer le pourcentage de points - comparant une sortie d'indicateur à une mesure – se situant à l'intérieur d'une *zone de vraisemblance*. Celle-ci est

définie à l'avance en fonction du mode de calcul de l'indicateur et de ce qu'on peut attendre comme comportement de l'indicateur. Un exemple pour 2006 est donné pour l'indicateur I-Phy (Figure 8). La zone de vraisemblance a été définie de la manière suivante : une sous-estimation du risque (faux négatif) n'est pas acceptée alors qu'une « fausse alerte » (faux positif) est acceptable, sachant qu'I-Phy ne prend pas en compte le climat et que le risque de transfert ne s'exprime pas forcément. Ce choix permet d'éviter une sous-estimation du risque (Hertwich et Hammitt, 2001).

Les modules eau de surface ont fait l'objet de plusieurs tests de validation donnant des pourcentages de vraisemblance plus faible autour des 70-80 % (Bockstaller et al., 2008), (ACLN3). Pour le module eaux souterraines, j'ai mené un test avec des données d'une expérimentation conduite par J.-Y Chapot à l'INRA de Colmar sous ma responsabilité, ceci sur lysimètre, et un autre avec des données issues de bougies poreuses de Lorraine (R. Cherrier, com. pers.). Ils ont abouti respectivement à des pourcentages de 84 % et 95 % avec des mauvais résultats pour deux molécules.

Initialement dans la publication (Bockstaller et Girardin, 2003), (ACL8), nous avons proposé un test avec une sortie oui/non avec un seuil de 95 % pour passer par la suite dans une démarche d'évaluation de la capacité prédictive de l'indicateur au travers de ce pourcentage de vraisemblance. Elle a été ainsi appliquée de cette manière pour un autre indicateur qualitatif évaluant le risque de lessivage des nitrates en grandes cultures, MERLIN développé en Poitou-Charentes (Aveline et al., 2009), (ACL15).

Pour résumer toute cette procédure, j'ai proposé un arbre de décision (Figure 9). Ce travail a fait l'objet d'une grande demande de la publication (article le plus téléchargé de la revue en 2004).

RESU	Concentration Phyto (µg/l)				
	[0;0,05[[0,05;0,1[[0,1;1[[1;10[[10;∞[
10					
]7-9[
[4-7[112	10	3	4	37
[4-0[86	11	17	40	11
0	41		5	9	

Zone d'acceptation
 Pourcentage en zone d'acceptation : 86,5 %

▲ Figure 4 – Validation du module eau de surface de l'indicateur I-Phy à l'aide d'un test de vraisemblance effectué avec les mesures des placettes de Baslieux-sous-Châtillon (Marne) en 2005. Les valeurs dans une case du tableau représentent le nombre de points trouvés pour un cas de figure (ex. : pour 112 points, la valeur d'I-Phy se trouve dans la classe [4-7[et les concentrations mesurées sont inférieures à 0,05 mg/l).

Figure 8 – Exemple de test de vraisemblance estimant les qualités prédictives d'un indicateur pour le module eau de surface (RESU) de l'indicateur I-Phy (Bockstaller et al., 2008c), (ACLN3).

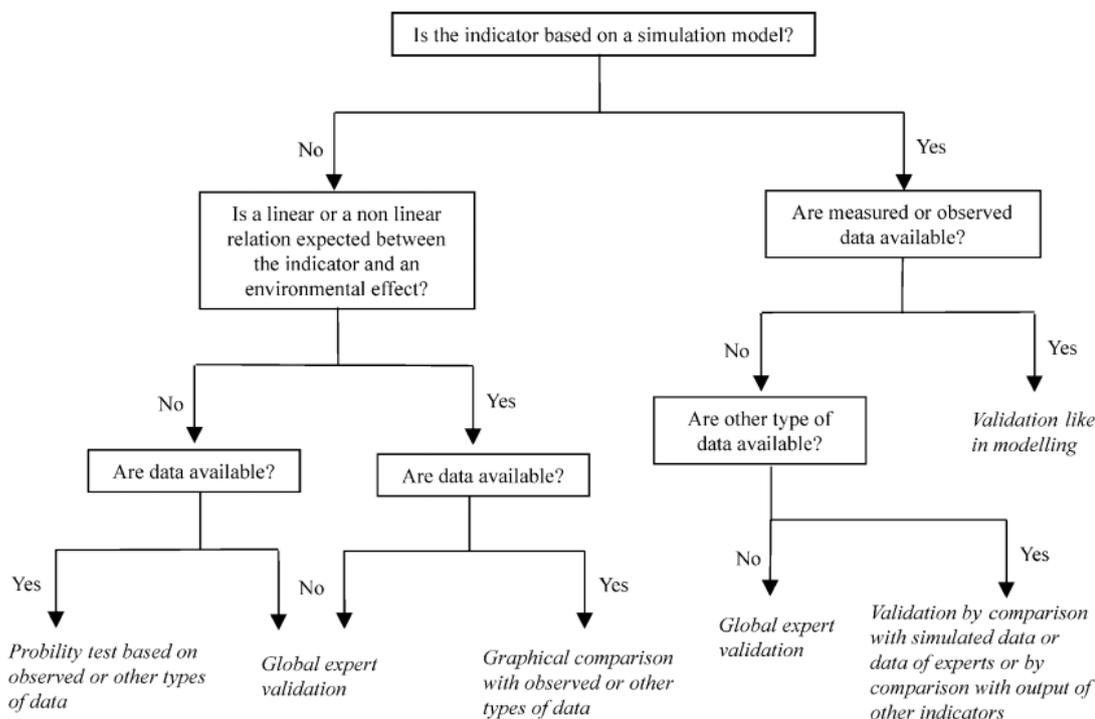


Figure 9 – Un arbre de décision résumant les possibilités de validation des sorties d'un indicateur (Bockstaller et Girardin, 2003) (ACL8).

2.3.4. Validation des usages

Le développement d'indicateurs se justifiant par la nécessité de fournir aux acteurs des outils d'évaluation opérationnels, il est aussi important de vérifier dans quelle mesure les indicateurs répondent aux attentes des utilisateurs, s'ils sont utilisés, comment ils sont utilisés. Une telle procédure manque très souvent en modélisation, ce que regrette Cox (1996), pour le cas des modèles de prédiction pour l'aide à la décision. Certes, un décalage existe entre le moment où un outil est développé et publié et sa valorisation à plus grande échelle. Quelques études en particulier en Australie ont été menées sur des modèles en protection des cultures (Cox, 1996) ou de culture (Hochman et al., 2001, Keating et al., 2003), pour lesquels des efforts de diffusion ont été faits. Keating et al. (2003) ont recensé 107 utilisations pour le modèle APSIM. Cependant il ressort de ce travail que ces modèles n'ont été que rarement utilisés comme modèle d'aide à la décision pour assister les producteurs dans leur décision au jour le jour, ce pour quoi ils avaient souvent été conçus. Ceci a conduit van Ittersum et Donatelli (2003) à parler d'un usage « plus modeste » des modèles de culture, comme outil d'apprentissage et d'exploration, d'aide à l'expérimentation.

Pour en venir à la méthode INDIGO[®], si les premiers travaux datent de fin 1993, la méthode telle que nous la connaissons actuellement a commencé à être diffusée en mars 2002. Le logiciel INDIGO[®] grandes cultures a commencé à être distribué en 2004 dans sa version 1.0. Après plusieurs années de recul, il est donc possible de faire le point sur son utilisation.

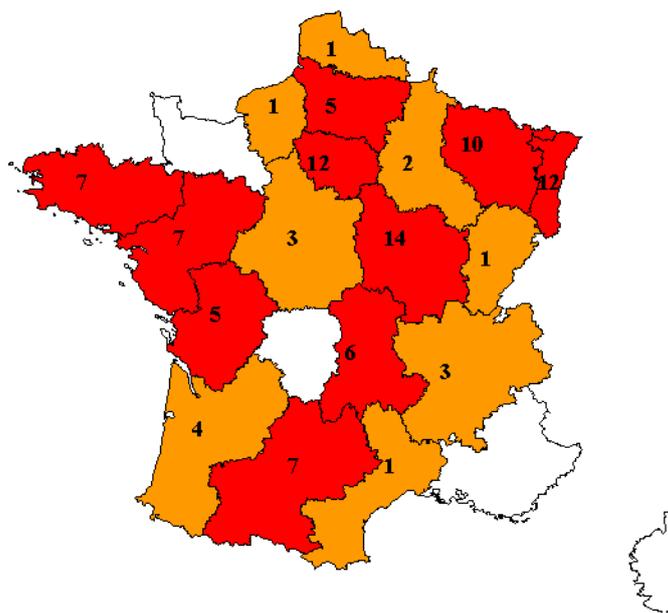
2.3.4.1. Les utilisateurs de la méthode INDIGO[®]

A la question, de savoir, si la méthode INDIGO[®] est utilisée, la réponse est clairement affirmative comment en témoigne le Tableau 5 avec 203 utilisations jusqu'en août 2012 sans compter des demandes de remise à niveau de version. Ces utilisateurs viennent de quasiment toutes les régions françaises, si on excepte la région PACA et le Limousin, deux régions pauvres en grandes cultures¹¹ (Attoumani, 2008, Figure 10). En termes d'utilisateurs, c'est bien le public visé au départ, agronomes depuis les chercheurs jusqu'aux conseillers agricoles qui est concerné en passant par les ingénieurs des Instituts techniques. A noter aussi le nombre significatif d'étudiants, en général des futurs agronomes. Récemment quelques demandes sont venues de bureaux d'étude, dans l'Yonne notamment. En revanche, très peu d'agriculteurs comme pressenti d'ailleurs, ont fait une demande. Quelques demandes sont venues aussi de l'étranger dont une de Tunisie.

¹¹ Depuis le stage d'A. Attoumani, une demande nous est venue de Basse-Normandie

Tableau 5 – Un point sur l'utilisation de la méthode INDIGO® entre 2002 et 2012 (Rabolin, com. pers.).

Utilisateurs	Nombre	%
Chambres Agriculture	41	20
Etudiants	32	16
INRA	27	13
Instituts techniques et équivalents (ARAA, Agro-Transferts)	22	11
Enseignement supérieur	19	9
Organisations professionnelles agricoles	15	7
Privés (Bureau étude, Coop, etc.)	14	7
Lycées Agricoles	10	5
Autre pays d'Europe	6	3
Organismes recherche	7	3
Administrations	4	2
Agriculteurs et groupements	2	1
Institutions gestion de l'eau	2	1
Hors Europe	2	1
Total	203	100

Figure 10 – Localisation des utilisateurs de la méthode INDIGO® en France (Attoumani, 2008)¹¹.

2.3.4.2. Les utilisations de la méthode INDIGO®

Par rapport à la première utilisation envisagée de la méthode INDIGO®, qui était d'évaluer de manière multicritère en ex-post l'impact des pratiques agricoles pour accompagner des actions de conseils (cf. Figures 1 et 5), plusieurs autres utilisations ont été identifiées :

Attoumani (2008) a ainsi identifié sur un échantillon de 25 utilisateurs dont 4 d'INDIGO®, 7 types d'usage dont 3 concernaient soit la méthode INDIGO®, soit l'indicateur I-Phy, voire l'indicateur azote (I_N) :

- type 1 : acquisition de références sur des systèmes de culture dans le cadre de la protection de ressources en eau (I-Phy, I_N)
- type 2 : mise en conformité des exploitations agricoles vis-à-vis de la réglementation environnementale
- type 3 : la mise en place et l'évaluation d'actions sur des bassins versants (I-Phy, I_N)
- type 4 : l'utilisation de méthodes d'évaluation pour le management environnemental
- type 5 : l'acquisition de références sur toutes les thématiques environnementales (INDIGO®)
- type 6 : la mise en place d'actions pour la réduction des consommations énergétiques des exploitations agricoles.
- type 7 : dans la thématique « énergie », l'utilisation pour l'acquisition de références.

Dans le cas de la méthode INDIGO®, la demande pour un seul des indicateurs et non pour l'ensemble des indicateurs n'était pas prévue au départ. Dans toutes les demandes du logiciel recensées dans le Tableau 5, une grande partie concernent des demandes pour l'indicateur I-Phy ou I_N . En 2005, avec la montée des prix de l'énergie, nous avons eu quelques demandes spécifiques pour l'énergie. Parmi les diverses utilisations autres que celle initialement annoncée, on peut aussi citer :

- l'évaluation *ex-post* et *ex-ante* de système de culture dans des essais système. Pour l'essai systèmes de culture de l'INRA de Toulouse (Nolot, 2002 ; Bockstaller et al., 2006b), (*R12*), l'ensemble des indicateurs ont été utilisés. Pour les travaux dans le cadre du projet ADAR système de culture innovant poursuivi dans le RMT SdCi et le travail sur le modèle MASC (cf. chapitre 4.6.3), différents modules de la méthode (nitrate, I-Phy eaux souterraines, etc.) ont été utilisés (ex : Lançon et al., 2008). Pour certains essais centré sur la protection intégrée, le désherbage, seul l'indicateur I-Phy (ex : Chikowo et al., 2009, travaux de la Chambre d'Agriculture de la Marne, travaux d'Y. Messmer d'Arvalis sur des essais systèmes).
- l'évaluation *ex post* de programmes de traitements phytosanitaires sans atrazine dans d'un essai (Lunzenfichter, 2002)
- évaluation *ex post* des pratiques phytosanitaires dans des zones Ferti-mieux (ex : Burtin, 2008)
- évaluation *ex ante* de scénarios d'évolution des pratiques sur une opération Ferti-mieux (Burtin et Bockstaller, non publié, cf. chapitre 3.3)
- évaluation *ex ante* de programme de désherbage de variété de colza transgénique (Girardin et al., 1998), (*ASCL3*)
- établissement d'une liste positive de substance active pour les bassins de captage (Brobeck-Allard, Chambre Agriculture 68)

De cette liste, il ressort que les travaux sur essais systèmes sont proches de l'utilisation initiale prévu avec des exploitants, avec un changement d'échelle et de contexte, se limitant

à l'échelle du système de culture en expérimentation, et non de l'exploitation agricole. Nous restons dans ce cas très souvent dans une utilisation multithématique. Les utilisations à l'échelle du petit territoire n'ont pas été formalisées au départ et peuvent poser des problèmes spécifiques (cf. chapitre 3). Celles de type *ex ante* comme dans le cadre de négociation sur l'orientation des pratiques (colza transgénique, liste positive) sont vraiment à la marge des usages prévus.

2.3.4.3. Satisfaction des attentes

Un premier travail avait été entrepris à la fin des années 1999 sur les indices agro-écologiques avec une série d'enquêtes réalisées chez des agriculteurs du réseau en Alsace et chez quelques agriculteurs du réseau du CEDAPA en Bretagne, chez qui l'indicateur I-Phy avait été utilisé une première fois (Douguet et al., 1999). Pour le réseau alsacien, les retours sur l'ensemble de la méthode INDIGO[®] ont été assez bons sauf sur succession culturale, ce qui se comprend aisément dans un contexte de monoculture de maïs (Tableau 6). Pour l'indicateur I-Phy testé en Bretagne, l'échantillon réduit de 4 utilisateurs enquêtés n'a pas permis pas dégager des tendances. Dans le travail d'Attoumani (2008), la méthode INDIGO[®] a été évaluée entre « moyennement adaptée » et « bien adaptée » à dire d'expert pour les 3 usages recensés qui la concernait. Du côté des utilisateurs, l'entrée des données a été néanmoins jugée lourde.

Il est à noter que des utilisateurs nous redemandent le logiciel ce qui peut être un signe de satisfaction, bien qu'il faille nuancer ces résultats. En effet, l'introduction des indicateurs de la méthode INDIGO[®] dans la méthode MASC (cf. chapitre 4.6.3) et le développement de cette méthode peut expliquer certaines « redemandes ».

2.3.4.4. Des interactions récurrentes avec les utilisateurs

En fait, un tel travail de validation des usages doit conduire à une interaction entre développeur et utilisateurs (Fisher, 1998), à l'instar de ce qui peut se faire dans d'autres domaines.

Il ne nous est pas possible de tracer ici tous les échanges avec les utilisateurs qui ont conduit à de nombreuses améliorations de l'outil. Pour le mode de calcul des indicateurs proprement dit, on peut citer un ajout important à l'indicateur I-Phy venant des échanges avec nos partenaires proches de l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace (ARAA, ex : utilisation dans le cadre d'opération Ferti-mieux, Burtin, 2008) : l'ajout de modules de calcul de risques par compartiment agrégeant de manière séparée chaque risque eaux souterraines, de surface et air avec la dose (cf. Tableau 3).

Tableau 6 – Retours des agriculteurs du réseau alsacien chez qui les indicateurs agro-écologiques ont été testés (Girardin et al., 1997 voir aussi Douguet et al., 1999), (R2).

a) sur la présentation des indicateurs agro-écologiques

Présentation des Indicateurs agro-écologiques	
	Nombre d'agriculteurs
Positif	10
Négatif	3
Partagé	0
Sans avis	2
Non sondé	2

b) sur le contenu

Contenu des indicateurs agro-écologiques	
	Nombre d'agriculteurs
Reflète l'opinion de la Production Intégrée	2
Nouveau par rapport à la recherche du rendement max.	1
Conforte l'agriculteur	2
Permet d'apprendre des choses nouvelles	1
Difficile à juger sur 1 année	1
Crainte sur l'utilisation des indicateurs	2
Proposition : prise en compte des aspects sur la biologie du sol	1
Proposition : indicateur "observation de la parcelle "	1

c) sur le conseil établi au moyen des indicateurs d'après les principes de la PI

	Conseil PI		
	Succession culturale	Fertilisation PK	Fertilisation N
	Nombre d'agriculteurs		
Positif	4	10	6
Négatif	7+3 *	2	4
Partagé	0	0	2
Sans avis	2	4	4
Non sondé	1	1	1

* partiel : positif sur les surfaces en jachères ou non irriguées

2.4. Adaptation de la méthode INDIGO® à d'autres systèmes de production

Après la première phase qui a abouti à la première série d'indicateurs en grandes cultures, l'équipe a été sollicitée par plusieurs instituts techniques ITV (maintenant IFV), CTIFL (partie fruit) puis CTIFL (partie légume), etc. pour adapter la méthode INDIGO® à ces systèmes de production. Ce travail a été principalement porté et encadré par P. Girardin. J'ai naturellement assuré un soutien scientifique mais limité faute de temps et devant avant tout investir dans l'amélioration des indicateurs en grandes cultures

En résumé, l'indicateur I-Phy a été complété d'un module auxiliaire d'un module dérivé dans l'air pour la viticulture (Thiollet, 2003 ; Thiollet-Scholtus et al., 2010), (C-COM24) et la production de légume de plein champ (Keichinger, 2006). Ces modules ont été complexifiés en arboriculture (Griffith, 2004).

Pour l'indicateur *matière organique et énergie*, peu d'adaptations ont été faites en viticulture si ce n'est un reparamétrage. Pour l'*azote*, il a fallu tenir compte de la gestion différenciée des

rangs et interrangs (couverts ou travail du sol dans les interrangs) en viticulture et arboriculture, des spécificités, plantation en rang et zone d'interrang large pour la production fruitière, et la multiplication des cycles culturaux sur l'année en production légumière. Par ailleurs, des indicateurs spécifiques ont été développés s'inspirant largement de la méthode INDIGO® (ex : indicateur *couverture de sol*, *antigel* pour la viticulture).

2.5. Du modèle à l'indicateur : une nouvelle proposition pour le calcul d'I-Phy (DEA et thèse de J. Wohlfahrt, 2005-2008, post-doc A. Lindahl 2010)

2.5.1. Problématique

Après plusieurs années d'utilisation de l'indicateur I-Phy et suite à l'accumulation de connaissances et de la bibliographie nouvelle, je me suis posé la question de l'amélioration de cet indicateur. Se posait alors la question de l'intégration des processus dans des indicateurs qualitatifs basés sur des arbres de décision tels qu'I-Phy.

L'hypothèse que j'ai émise c'est de pouvoir utiliser des modèles à base physique dans lesquels sont intégrés un bon niveau de processus et validés pour aider à la construction de tels indicateurs et limiter la construction empirique basé sur le jugement « expert » du développeur. Cette utilisation, je la voyais à 2 niveaux :

- pour le choix des variables pertinentes à entrer
- pour caler les valeurs de conclusion des arbres sur des résultats de simulation reflétant donc jusqu'à un certain point la réalité.

J'ai lancé ce travail pour le module eaux de surface d'I-Phy dans le cadre du DEA de J. Wohlfahrt et poursuivi dans la première partie de sa thèse, et pour le module eaux souterraines dans le cadre d'un travail postdoctoral.

2.5.2. Une nouvelle version de l'indicateur

Nous avons choisi le modèle PRZM (Carsel et al., 1998) qui évalue le transfert des pesticides par ruissellement et qui est actuellement utilisé au niveau européen pour l'homologation des pesticides, bien que l'évaluation du ruissellement se fasse par la méthode empirique des « curve number » (Boughton, 1989). Ce modèle a aussi été utilisé dans un grand projet européen Footprint (Centofanti et al., 2008). Nous avons mené une étude de sensibilité qui a permis de déterminer le poids des principales variables. Pour réduire le nombre de variables, nous les avons agrégées en des groupes homogènes (Tableau 7) :

- le risque de ruissellement sur la parcelle, (cf. potentiel de ruissellement dans la première version d'I-Phy_{esu}, cf. Tableau 3)
- La disponibilité de la substance active fonction de l'intervalle de temps entre l'application - fonction de cette durée et de la DT50 (dans la première version seule cette variable était utilisée) - et le moment où le ruissellement se produit
- la quantité de substance potentiellement présente, fonction de la dose pondérée par le taux d'interception (cf. variable couverture du sol dans position dans la première version)

Dans un second temps nous avons calé les sorties de l'indicateurs sur des sorties des simulations réalisées pour un scénario climatique de type worst case (Figure 11).

Tableau 7 – Variables entrant dans le calcul de la nouvelle version de l'indicateur I-Phy eau de surface (Wohlfahrt, 2005 ; Wohlfahrt, 2008)

Decision tree Variable (DTVs)	Origin	Calculation	Fuzzy class range	membership function	Input variable (unit)
Runoff potential	Expert knowledge	Slope, Soil texture, agricultural practices	0-1	Linear function	Slope : mean slope (%) Soil texture : measured data (4 classes) Agricultural practices : soil cover, grassed strip
Availability	1 st order degradation kinetic	$e^{-\frac{\ln 2 \cdot t}{DT50}}$	0-1	Linear function	t : Time between application and runoff (days) DT50 : Half-life of the pesticide (days)
Rate	Direct measured values	Rate – CI + FW	10-5000 g.ha ⁻¹	Logarithmic function	Rate : pesticide rate applied (g AI ¹ / ha) Cover interception (CI) : soil cover (%) Foliar washoff (FW) : 10% of cover interception

¹ AI: active ingredient

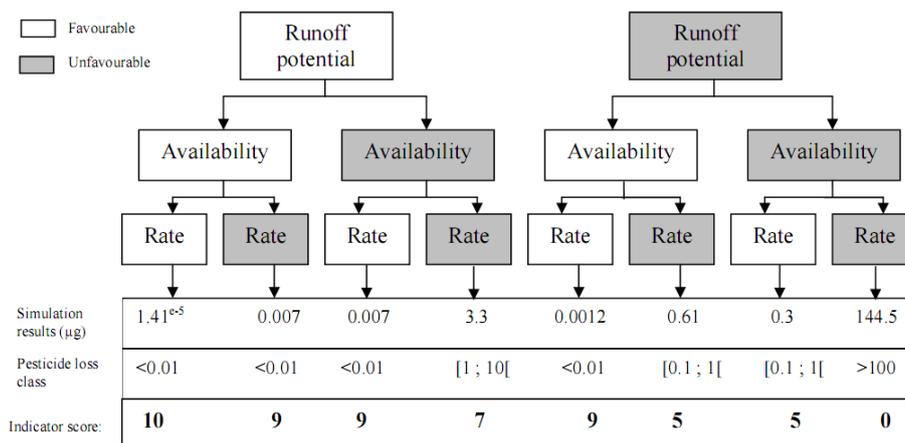


Figure 11 – Structure de l'arbre de décision de la nouvelle version de l'indicateur I-Phy (eau de surface, Wohlfahrt, 2005 ; Wohlfahrt, 2008).

2.5.3. Evaluation de l'indicateur

Nous avons réalisé un test de sensibilité (Figure 12a) pour des variables fixées à des niveaux favorables, médian et défavorables, et de validation (Figure 12b) basé sur un test de vraisemblance obtenus avec différents jeux de données d'expérimentations sur placette à Baslieux-sous-Châtillon (Champagne) et à l'INRA de Colmar.

Le potentiel de ruissellement a le plus de poids, suivi de la variable disponibilité et de la dose (Tableau 7). Quant à la qualité prédictive, 97 % des points se trouvent dans la zone de vraisemblance (cf. chapitre 2.3.3.3), avec cependant une forte proportion de points en zone de surestimation du risque.

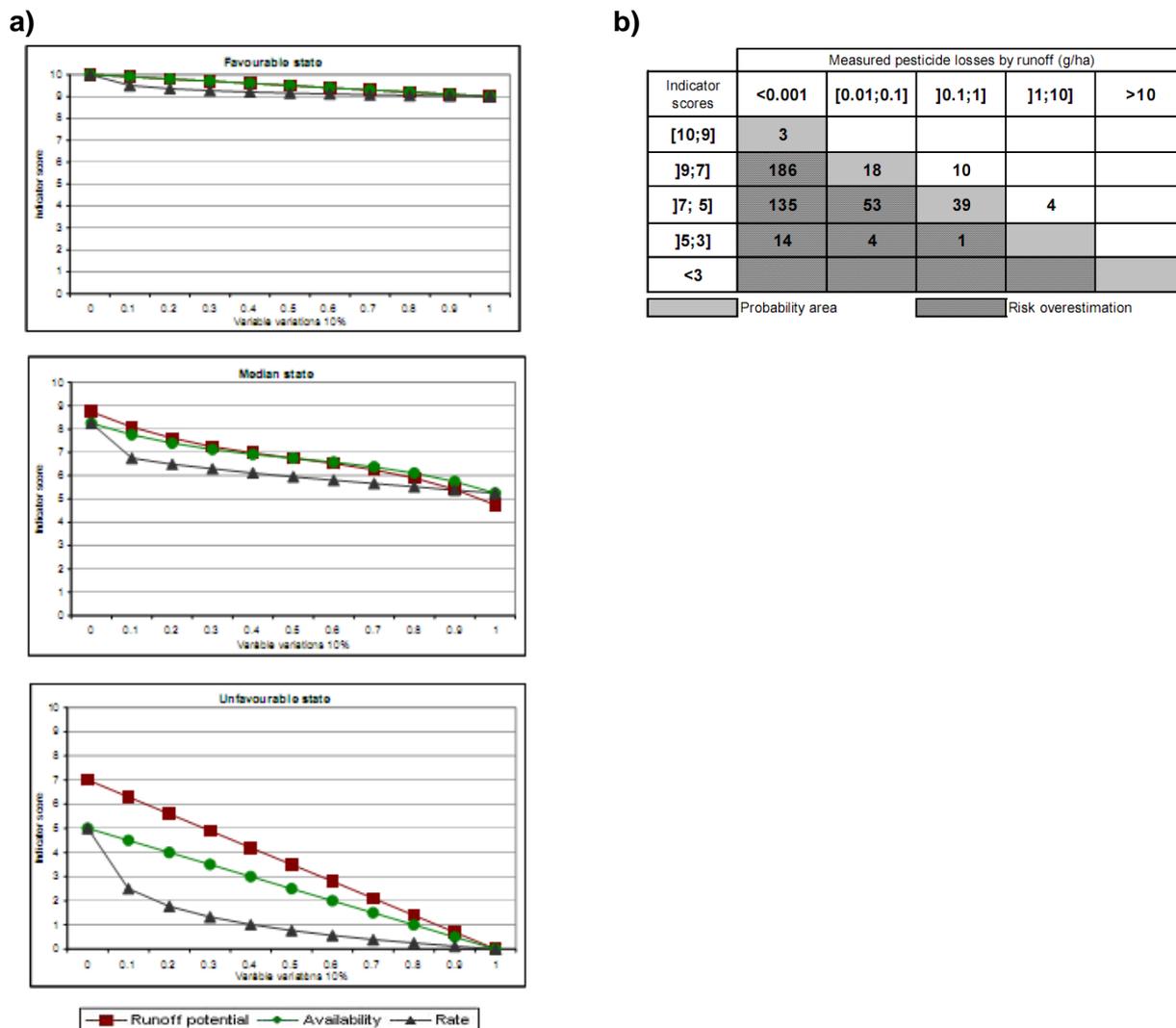


Figure 12 – Evaluation de la nouvelle version de l'indicateur I-Phy (eau de surface, Wohlfahrt, 2005 ; Wohlfahrt, 2008) : a) test de sensibilité (cf. chapitre 2.2.5), b) test de vraisemblance (cf. chapitre 2.3.3.3).

2.5.4. Adaptation du module eaux souterraines

Plus récemment, j'ai poursuivi ce travail pour le module eaux souterraines (projet Crique financé par l'ONEMA en 2010 avec une étudiante en post-doc de l'Université d'Uppsala, Anna Lindahl (Lindahl et Bockstaller, 2012), (ACL23). Pour les eaux souterraines, j'ai porté mon choix sur le modèle MACRO (Larsbo et al., 2005) qui prend en compte les transferts préférentiels (Jarvis, 2007), jusqu'alors peu pris en compte dans les indicateurs pesticides (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).

Nous avons mis en œuvre une démarche différente (cf. chapitre 7.2, Figure 43) de celle pour le module eaux de surface. Le modèle MACRO nous a servi à identifier des variables pertinentes et des seuils pour les sous-ensembles flous (cf. Encadré 3, chapitre 4.5). Dans un second temps, nous avons construit les arbres de décisions et calé les valeurs de conclusion à partir des sorties du modèle MACRO à l'instar de ce qui a été fait pour le module eau de surface. Mais nous sommes allés plus loin en simulant les cas intermédiaires ce qui nous a permis de définir les courbes des fonctions d'appartenance avec une méthode d'apprentissage neuro-flou (neuro-fuzzy) qui combine la transparence linguistique

des systèmes basé sur la théorie des ensembles flous avec la capacité apprentissage réseau de neurones (Babuška et Verbruggen, 2003). Une autre différence a été la prise en compte de la variabilité climatique en prenant des jeux de données sur 20 ans issues du projet Footprint¹². Par ailleurs, les simulations ont été toutes faites pour une dose de 1 kg/ha de substance active. Un algorithme basé sur une hypothèse de linéarité de l'effet dose a été développé pour prendre en compte la dose. Basé sur le modèle MACRO, nous avons donc intégré la dose de manière plus quantitative et explicite dans l'indicateur.

La Figure 13 montre un exemple d'arbre de décision pour les cultures d'hiver et la compare avec l'ancienne version de l'indicateur. Une différence importante est que les résultats sont plus nuancés lorsque les propriétés de la molécule sont favorables (cas entourés par le rectangle rouge). Ceci n'est pas sans conséquence sur les résultats, notamment les traitements au glyphosate (Tableau 8). L'effet dose est aussi plus marqué.

Il me reste à intégrer toutes ces nouveautés dans l'indicateur I-Phy.

Figure 13 – Arbre de décision pour différentes textures (saison d'application automne sur blé, zone climatique: 1, (texture de surface (en haut) et en profondeur (en bas) : G : grossière, M : moyenne, F : fine. Comparaison avec l'ancienne version du module (van der Werf et Zimmer, 1998).

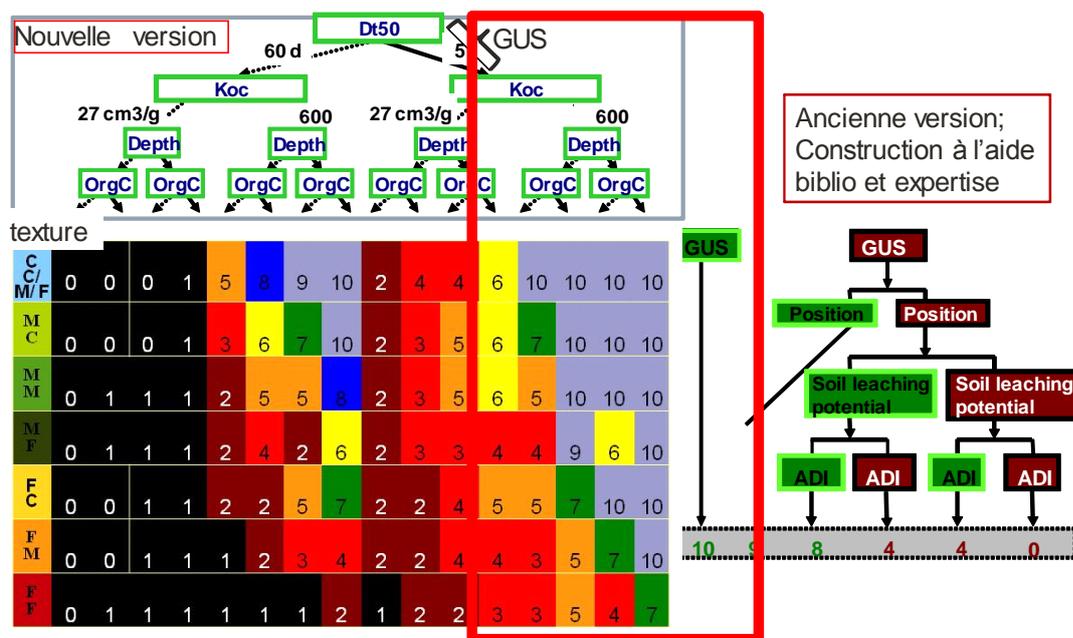


Tableau 8 - Exemples de calcul pour différents herbicides pour la nouvelle et l'ancienne version de l'indicateur (Bockstaller, 2011) (R23), cas du blé d'hiver traitement à l'automne.

Substance active	Dose (g/ha)	Texture	profondeur sol	Nouvel indicateur	Ancien indicateur
Glyphosate	2000	fine	Superficielle (40 cm)	1,1	9
Glyphosate	1000	fine	Superficielle (40 cm)	1,3	9,1
Glyphosate	2000	moyenne	profonde (100 cm)	8,3	9
Glyphosate	1000	moyenne	profonde (100 cm)	8,8	9,1
Isoproturon	1000	fine	Superficielle (40 cm)	1,2	5,3
Isoproturon	500	fine	Superficielle (40 cm)	2,3	6
Isoproturon	1000	moyenne	profonde (100 cm)	5,0	6,9
Isoproturon	500	moyenne	profonde (100 cm)	6,1	7,3

¹² <http://www.eu-footprint.org/fr/>

Résumé du chapitre 2 : des indices au modèle, du modèle à l'indicateur

Ce chapitre retrace ma contribution au développement de la méthode INDIGO[®]. L'objectif fixé initialement par P. Giardin à l'origine de ce travail était de « fournir aux agriculteurs un outil de diagnostic permettant d'apprécier le niveau d'atteinte de la Production Intégrée (PI) ». Dans une première phase, j'ai travaillé sur des indices agro-écologiques basés sur une approche de notation des pratiques, sous forme de bonus/malus, pour plusieurs indicateurs (*assolement, succession, culturale, matière organique, phosphore, azote, irrigation*). A partir de 1999, j'ai commencé à revoir le calcul de ces indicateurs en intégrant une démarche de construction plus formalisée. Ce travail a abouti à la méthode INDIGO[®] composée d'indicateurs reposant sur des modèles opérationnels. Ceux-ci sont des fonctions estimatrices de l'effet des pratiques en interaction avec le milieu, mais n'utilisent qu'un nombre limité de variables qui doivent rester accessibles, ce qui les différencie de beaucoup de modèles issus de la recherche. En plus des indicateurs précédemment cités, j'ai développé un indicateur *énergie*, de consommation énergétique et paramétré l'indicateur *pesticides* développé par un autre membre de l'équipe. Cette phase a conduit aux premières publications scientifiques de rang A sur le sujet dont un article fondateur (Bockstaller et al., 1997 (ACL3)).

En parallèle, j'ai commencé à travailler avec P. Girardin sur des questions méthodologiques et notamment sur la validation des indicateurs. Pour répondre aux questionnements des modélisateurs et pour aller plus loin que le constat initial « les indicateurs ne sont pas faciles à valider », j'ai développé un cadre méthodologique en 3 étapes : la validation de la construction (par des publications notamment), la validation des sorties par une confrontation des résultats d'indicateurs à des données mesurées, et la validation de l'usage. Pour la seconde étape, j'ai formalisé un test pour prendre en compte l'absence de corrélation étroite dans certains cas en raison des simplifications introduites dans le calcul de l'indicateur. En cas d'absence de données mesurées, j'ai proposé des alternatives (Bockstaller et Girardin, 2003), (ACL6). Ce cadre méthodologique a naturellement été appliqué à plusieurs indicateurs de la méthode INDIGO[®], *azote* (nitrate I_{NO_3}) et *pesticides* (I-Phy) notamment. Pour la validation d'usage, un bilan fait état de plus de 200 utilisations mais l'utilisation prévue au départ (bilan environnemental d'une année culturale d'une exploitation agricole) ne s'est pas avérée être la plus fréquente. De nombreuses demandes ont porté sur l'évaluation de systèmes de culture, et sur les indicateurs I_{NO_3} et I-Phy.

Plus récemment, j'ai fait évoluer la démarche de construction en testant les possibilités de recours à un modèle complexe non utilisable en routine pour en déduire des indicateurs plus opérationnels, ceci pour mieux intégrer certains processus. Dans le travail de thèse de J. Wohlfahrt (Wohlfahrt, 2008), le modèle PRZM a servi à sélectionner certaines variables d'entrées et à caler les valeurs de conclusion pour le module eau de surface d'I-Phy. Dans le travail post-doctoral d'A. Lindahl, nous sommes allés plus loin en construisant les fonctions d'appartenance liées aux sous-ensembles flous à l'aide des simulations du modèle MACRO pour le module « eaux souterraines » d'I-Phy (Lindahl et Bockstaller, 2012), (ACL23).

3. De la parcelle au territoire : de nouveaux indicateurs

3.1. De nouvelles échelles de travail pour les agronomes

La prise en compte des questions d'environnement par les agronomes - mais aussi des questions de dissémination de ravageurs et de maladies, de gestion d'approvisionnement des industries alimentaires - les a amenés durant cette dernière décennie à reconsidérer leurs échelles de travail privilégiées qu'ont été la parcelle et l'exploitation agricole (Sebillotte, 2006). Plus récemment, Nesme et al. (2010) ont aussi rediscuté la notion de parcelles en montrant qu'elle présente des contours variables selon les acteurs et ont, insisté sur la nécessité de prendre en compte plusieurs niveaux. En effet, une majorité d'impacts environnementaux se déterminent au niveau supra-parcellaire, d'un bassin versant pour la qualité de l'eau, d'un écosystème pour la protection de telle ou telle espèce, voire à des échelles supérieures, nationale et mondiale pour la question du changement climatique. Il n'est donc pas étonnant que la question du passage à une échelle supérieure nous ait été adressée à la fois par la hiérarchie scientifique mais aussi par des utilisateurs comme par exemple des agronomes travaillant sur des actions de conseil sur une zone Ferti-Mieux

3.2. Les notions d'échelle et de changement d'échelle

Nous utiliserons le terme « échelle » dans son sens courant pour désigner l'échelle spatiale ou temporelle, et non l'échelle cartographique. Une échelle supérieure ou plus grande désignera un espace plus grand, alors que c'est l'inverse en cartographie. Plusieurs types d'échelles peuvent être considérés (Alkan Olsson et al., 2009), (R18) :

- l'échelle du processus à laquelle se manifeste un processus
- l'échelle d'observation à laquelle le processus est observé ou mesuré
- l'échelle de modélisation à laquelle le processus est représenté
- l'échelle de décision que considèrent les décideurs (Dalgaard et al., 2003).

Par ailleurs, plusieurs auteurs (ex : Faivre et al., 2004 ; Purtauf et al., 2005) distinguent :

- « l'étendue », l'espace totale ou la période de temps pour lequel les observations, les calculs sont réalisés
- « la résolution » ou le « grain » : qui concerne l'échelle la plus fine à laquelle les observations ou les calculs sont effectivement réalisés.
- le « degré de couverture » est le ratio de la résolution par l'étendue.

Certains auteurs préfèrent parler d'unité de support ayant constaté que le terme « résolution » peut aussi désigner le terme de « degré de couverture » (Faivre et al., 2004). Par la suite, nous préférons garder le terme « résolution » plus couramment utilisé que « unité de support ».

Comme représenté sur la Figure 14, le changement d'échelle peut se faire de différentes manières :

- dans deux directions : du bas vers le haut (bottom-up) et du haut vers le bas (top-down)
- sur différentes composantes de l'échelle

Dans notre travail, c'est bien principalement la question de l'agrégation, donc du bas vers le haut, qui est concernée, comment passer de l'échelle de base de calcul des indicateurs de la méthode INDIGO® à une échelle supérieure. Plus précisément, il s'agit de passer de l'échelle de la parcelle à l'échelle du territoire considéré ici dans un sens très général, un espace biophysique continu comprenant plusieurs parcelles agricoles et un espace non agricole

(CORPEN, 2006). Une telle démarche d'agrégation implique plusieurs questions (Stein et al., 2001) :

- des questions statistiques, d'acquisition de données d'échantillonnage, etc. ;
- la prise en compte de processus émergents, de processus intervenant à l'échelle supérieure. Ceux-ci à l'échelle d'un territoire plus grand que la parcelle peuvent être biophysiques (ex : rôle des structures semi-naturelles dans les processus de transfert) mais aussi économiques (prise en compte des intérêts de la filière), sociaux (de nouveaux acteurs), (Sebillotte, 2006). Le niveau biophysique qui nous intéressera principalement implique des relations non linéaires entre les résultats parcellaires et le résultat agrégé au niveau territorial (Dalgaard et al., 2003).

En fait, dès le début de nos travaux, nous avons été confrontés à cette question de changement d'échelle pour passer des calculs à la parcelle (résolution) à celle de l'exploitation (étendue). Nous avons appliqué une démarche simplificatrice à outrance en utilisant un calcul de moyenne pondérée au prorata des surfaces des parcelles, en ne prenant pas en compte des processus à l'échelle de l'exploitation (Blazy et al., 2009), si ce n'est la distance à l'exploitation des parcelles et la gestion du matériel pour l'indicateur *énergie* (Pervanchon et al., 2002), (ACL7).

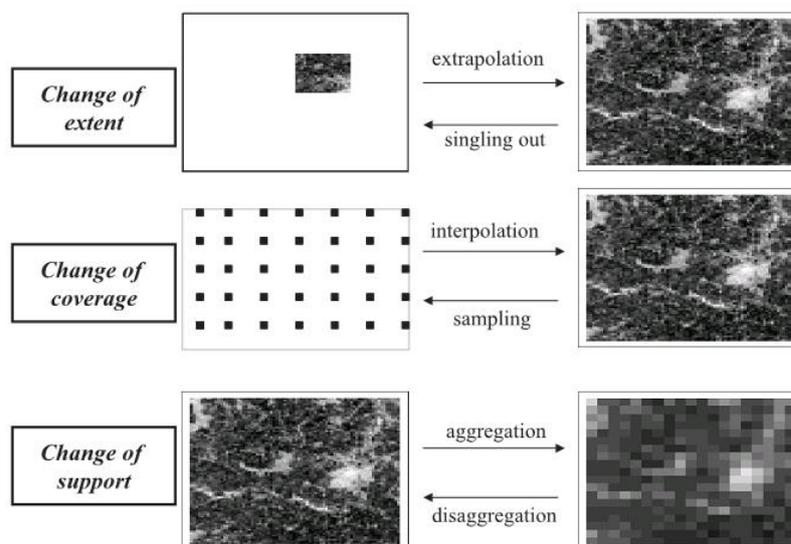


Figure 14 – Opérations de base impliquant l'étendue, le degré de couverture et le support (la résolution), d'après Bierkens et al., (2000 dans Faivre et al., 2004).

3.3. Un premier essai d'agrégation de l'indicateur azote (nitrate) à l'échelle d'une zone Ferti-Mieux

J'ai entamé avec Marie-Line Burtin de l'ARAA un premier travail de changement d'échelle sur une zone Ferti-Mieux dans la plaine Centre Alsace, Fert'III. En partant des données d'une enquête sur une soixantaine d'exploitations agricoles, les évaluateurs de l'ARAA ont identifié une série de systèmes de culture en fonction de trois catégories de sols plus ou moins sensibles au lessivage et ont construit la grille d'évaluation du risque de lessivage proposée par Sebillotte et Meynard (1990 dans Meynard et al., 2001) qui consiste en une estimation des surfaces pour chaque couple système de culture * type de sol (Figure 15a).

Le travail a consisté à définir des systèmes de culture moyens (dose N dates, type d'engrais, etc.) et les caractéristiques du sol, facilité par le guide des sols pour la zone (Koller et Party, 1994), ceci pour chaque couple système de culture*type de sol. Nous avons ensuite calculé

le module nitrate (I_{NO_3}) de l'indicateur azote puis nous avons calculé une moyenne pondérée au prorata des surfaces de chaque couple, en faisant l'hypothèse que pour un transfert vertical, nous pouvions attribuer raisonnablement le même poids à toutes les parcelles (CORPEN, 2006).

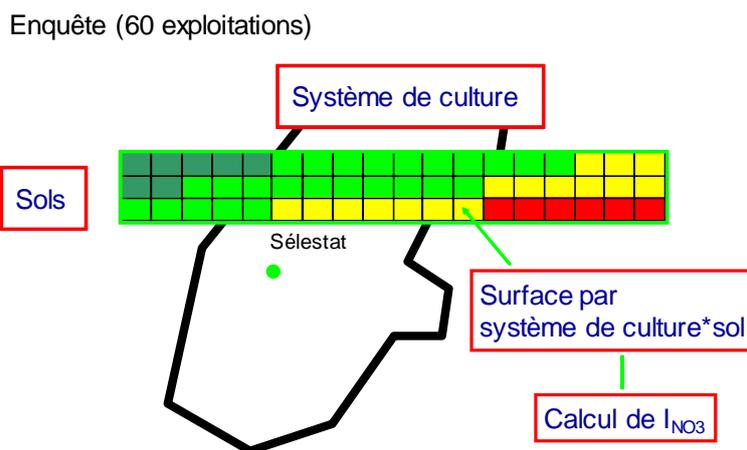
Dans un second temps, nous avons élaboré des scénarios d'évolution des pratiques avec la collègue de l'ARAA :

- application des conseils Ferti-Mieux : dose recommandée, fractionnement des apports.
- ajout d'une culture piège nitrate (CIPAN) dans les successions maïs-maïs, plus exactement un sous-semis de graminées (Bockstaller et al., 2006b), (R12),
- passage sur $\frac{3}{4}$ du territoire à une rotation maïs/blé/culture piège à nitrates

Les résultats moyens montrent un niveau assez satisfaisant pour la situation actuelle, un faible gain avec l'application des scénarios 1 et 2 (Figure 15b). Cependant les résultats sont à nuancer par type de sol. Par ailleurs, la situation actuelle présente déjà des excédents réduits et des fertilisations assez proches des doses recommandées mais aussi une part d'azote qui est émis par volatilisation. L'effet tampon d'une partie de la zone avec des sols à faible sensibilité au lessivage explique aussi cette relative inertie au niveau moyen.

Ce travail a donc permis de voir les effets d'un changement d'échelle sur les valeurs de l'indicateur, dans un cas très simple. Il est à noter que nous ne sommes pas partis de pratiques réelles mais représentatives pour ces couples type de sol* type de sol. Dans plus d'un cas les auteurs utilisent des pratiques moyennes. L'effet de ce choix de pratiques moyennes a été étudié pour I_{NO_3} par un stagiaire de l'ESA d'Angers (Pierrat, 2004, Figure 16), et pour l'indicateur I_{MO} (Bechini et al., 2011).

a)



b)

	Actuel	Conseil Ferti-Mieux	Maïs + sous-semis	Blé/CIPAN/Maïs (73 %)
Loess (7 620 ha)	9,2	9,3	9,3	9,6
Ried gris (25 450 ha)	7,8	8,1	8,3	8,9
Ried brun (13 580 ha)	5,3	5,7	6,2	6,9
Moyenne (46 650 ha)	7,4	7,7	7,9	8,5

$I_{NO_3} = 10 \Rightarrow 0 \text{ mg NO}_3 / \text{l}$
 $I_{NO_3} = 7 \Rightarrow 50 \text{ mg NO}_3 / \text{l}$
 $I_{NO_3} = 4 \Rightarrow 100 \text{ mg NO}_3 / \text{l}$

Figure 15 – Agrégation du module nitrate de l'indicateur azote à l'échelle d'une zone Ferti-mieux (Fert-III) : a) démarche ; b) résultats pour différents scénarios.

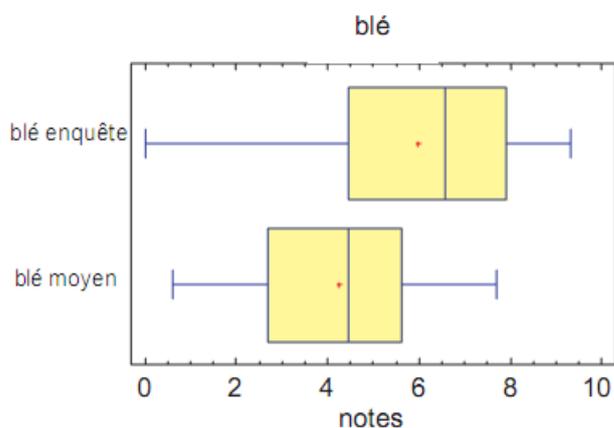


Figure 16 – Comparaison des résultats de l'indicateur azote pour des pratiques moyennes et des pratiques issues de données d'enquêtes sur un bassin versant de la Moine, Pays de la Loire (Pierrat, 2004 dans (CORPEN, 2006)).

3.4. Développement d'un indice de connectivité pour l'indicateur I-Phy (eaux de surface) au niveau d'un bassin versant viticole (thèse de M. Thiollet-Scholtus 2004)

3.4.1. Problématique à l'échelle d'un bassin versant

Un second indicateur fortement concerné par les changements d'échelles était l'indicateur I-Phy et notamment son module eaux de surface. En effet, pour les transferts de surface par ruissellement et par dérive, il est admis que la position de la parcelle et les processus spatialisés supra-parcellaires jouent un rôle majeur. Ceux-ci vont déterminer ce que les hydrologues appellent la connectivité de la parcelle à l'exutoire, sachant qu'avec l'indicateur parcellaire nous pouvions estimer la contribution ou l'activité de la parcelle (Ambroise, 1999).

Avec le soutien de P. Girardin, j'ai pu lancer un travail de thèse mené par M. Thiollet-Scholtus en parallèle et à la suite de son travail d'ingénieur sur l'adaptation des indicateurs de la méthode INDIGO® à la viticulture. Dans une première partie, elle a profité de données de mesures de concentration d'un ensemble de substances actives sur deux bassins versants, celui de Rouffach (68) suivi par des chercheurs de l'ENGEES de Strasbourg (Domange et al., 2004 ; Domange, 2005 ; Coupe et al., 2012) et un second suivi par la Chambre d'Agriculture de l'Yonne à Valvan. Dans les deux cas, elle a calculé des corrélations entre la valeur de l'indicateur I-Phy pondéré par la surface des parcelles pour différentes substances actives et a trouvé des corrélations moyennes. Par ailleurs, entre temps, nous avons réalisé des tests de vraisemblance sur 4 bassins versants dont celui de Rouffach, deux de Champagne et un en Poitou Charente, pour lesquels nous avons trouvé un pourcentage de vraisemblance (cf. chapitre 2.3.3.3) variant entre 24 % et 81 % (Tableau 9).

Tableau 9 - Résultat des tests vraisemblances pour quatre bassins versants viticoles : Rouffach (68, Alsace), Baslieux-sous-Châtillon (51, Champagne) et Ruiné (16, Poitou-Charentes), (Bockstaller et al., 2008), (ACLN3).

	Baslieux-sous-Châtillon Placettes		Baslieux-sous-Châtillon Bassin versant				Rouffach Bassin versant	Ruiné Bassin versant	
	2005	2006	2005		2006		2003	1998	2002
			BV B	BV C	BV B	BV C			
Nombre de parcelles étudiées / nombre total	14/15	14/15	42/71	97/133	51/71	98/133	89/109	88/474	145/474
Nombre de substances actives utilisées	24	24	26	27	28	30	11	2	4
Nombre de comparaisons	386	152	190	167	170	180	59	17	30
% de points en zone de vraisemblance	85	68	71	81	73	71	73	24	63

Nous avons donc posé l'hypothèse que l'ensemble des processus extra-parcellaires non pris en compte dans ces calculs d'un indicateur I-Phy_{esu} moyen à l'échelle d'un bassin versant explique ses performances prédictives moyennes. Pour y remédier nous avons proposé de développer un indice de connectivité qui viendrait pondérer les résultats parcellaires et prendrait en compte les processus extra-parcellaires déterminant le cheminement de l'eau jusqu'à l'exutoire du bassin versant.

3.4.2. Les préalables à la construction : objectifs, hypothèses et modèle conceptuel

L'objectif de ce travail est de développer un indice venant intégrer des processus extra-parcellaires à l'échelle du petit bassin versant viticole pour aider les gestionnaires de bassin à évaluer les pratiques en place de manière *ex-post* ou de manière *ex ante* des scénarios d'améliorations des pratiques viticoles de d'aménagement du bassin

Le mode de calcul s'appuie sur l'équation suivante résultant du modèle conceptuel représenté sur la Figure 17 :

$$C_i = P_{jusqRH_i} \cdot P_{dansRH_i} \quad \text{Équation 1}$$

Avec C_i : indice de connectivité noté entre 0 (absence de connectivité) et 1 (connectivité totale) pour la parcelle i d'un bassin versant

P_{jusqRH_i} : Transfert des substances actives dans l'eau jusqu'au réseau hydrographique (chemin, fossé, etc.), noté entre 0 (absence de transfert) et 1 (transfert total)

P_{dansRH_i} : Transfert vers l'exutoire via le parcours des substances actives dans le réseau hydrographique, noté entre 0 (absence de transfert) et 1 (transfert total)

En fait cet indice et ses sous-indices estiment le pourcentage de dissipation entre la parcelle et l'exutoire, qui peuvent être dus à des phénomènes de rétention et de dégradation pour les substances actives et d'infiltration pour l'eau. Comme représenté sur la Figure 17, nous faisons l'hypothèse qu'il est possible de décrire de manière simplifiée le cheminement de l'eau chargé en substance active depuis la parcelle jusqu'au bassin versant. Pour y arriver, nous proposons un diagnostic de terrain, ce qui nous sort d'une contrainte fixée pour la méthode INDIGO® : l'absence de mesure de terrain. Mais nous supposons que pour toute étude sur un bassin versant, ce travail de relevé peut dans certain cas avoir déjà été fait et qu'en tout cas, toute action sur un bassin versant fasse l'objet d'un tel travail préliminaire. Il est à noter que d'autres auteurs de l'INRA de Rennes ont développé un modèle opérationnel qui estime les chemins de l'eau dans des bassins versants bretons, le modèle SACADEAU (Tortrat, 2005).

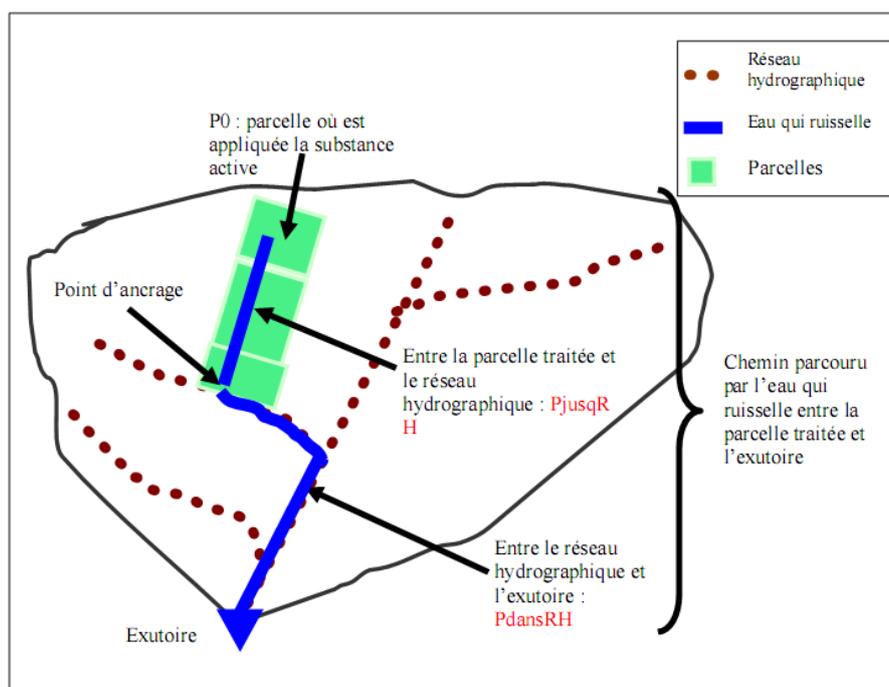


Figure 17 – Modèle conceptuel à la base de la construction de l'indice de connectivité C_i (Thiollet-Scholtus, 2004).

3.4.3. Détail du mode de calcul

Comme pour le développement des indicateurs de la méthode INDIGO[®], nous nous sommes appuyés sur les connaissances disponibles issues de la bibliographique, article scientifique et littérature grise, ainsi que sur des avis d'experts.

3.4.3.1. Calcul du sous-indice PjusqRH_i

Le calcul est donné par les équations 2 à 4 :

$$\mathbf{PjusqRH_i = ZT \cdot CR} \quad \text{(Équation 2)}$$

Avec

ZT : coefficient de rétention de toutes les zones tampons traversées par l'eau qui ruisselle ;
CR : coefficient de rétention moyen de toutes les parcelles traversées par l'eau qui ruisselle.
ZT et CR sont notés entre 0 (rétention totale) et 1 (absence de rétention).

$$\mathbf{ZT = \Pi ZV_{ij}} \quad \text{(Équation 3)}$$

Avec

ZV : capacité de rétention de la zone végétalisée j traversée par l'eau venant de parcelle i; des valeurs sont données pour ZV dans le Tableau 10.

Tableau 10 – Valeurs du coefficient de rétention des produits phytosanitaires par un dispositif enherbé (1 correspond à la rétention maximale et 0 à la rétention minimale), (Thiollet-Scholtus, 2004).

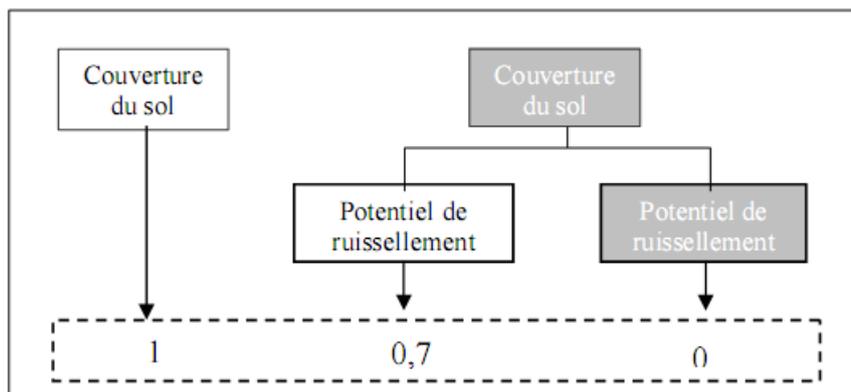
Couverture du sol	[0 ; 3 m]	[3 ; 6 m]	[6 ; 12 m]	[12 ; 18 m]	> 18 m	Référence
Bonne	0	0,5	0,75	0,85	1	Patty, 1997 ; Koller, 2001
Médiocre	0	0,25	0,375	0,425	0,5	Watanabe, 2001

$$\mathbf{CR = \Sigma (L_j \cdot R_j) / \Sigma (L_j)} \quad \text{(Équation 4)}$$

Avec :

L_j : longueur de la pente de la parcelle traversée j (m)
R_j : coefficient de rétention de la parcelle traversée j noté entre 0 (absence de sensibilité au ruissellement) et 1 (sensibilité au ruissellement maximale)

Le coefficient R_j résulte d'une agrégation du potentiel de ruissellement de la parcelle, estimée pour un sol nu (cf. chapitre 2.2.3.4) et de la couverture de sol :



Classes de couverture du sol	Couverture du sol des rangs	Couverture du sol des inter-rangs	Classe
100 %	enherbés	enherbés	Favorable
66 %	désherbés	enherbés	
33 %	désherbés	enherbés 1 rang sur 2	
0 %	désherbés	désherbés	Défavorable

Figure 18 - Arbre de décisions permettant l'agrégation des variables ; couverture du sol et potentiel de ruissellement (1 correspond au risque minimal de fuite de produits phytosanitaires de la parcelle et 0 au risque maximal de fuite de produits phytosanitaires de la parcelle), chaque variable en case blanche étant au niveau favorable et en case grise au niveau défavorable (Thiollet-Scholtus, 2004).

3.4.3.2. Calcul du sous-indice P_{dansRH_i}

Le calcul du sous-indice P_{dansRH_i} , Transfert vers l'exutoire via le parcours des substances actives dans le réseau hydrographique, noté entre 0 (absence de transfert) et 1 (transfert total) est présenté sur la Figure 19. P_{dansRH_i} , est fonction de la distance parcourue dans un segment de réseau hydrographique et de sa nature qui détermine un coefficient de risque de transfert.

Caractéristiques	Coefficient de risque minimum (CR min)	Distance minimum (D min)
Chemin Bétonné	1	0
Fossé Sédimenté	0,375	100
Fossé végétalisé (vivants et morts)	0,125	50
Fossé mixte de sédiments et végétaux	0,250	150
Chemin de terre	0,750	200

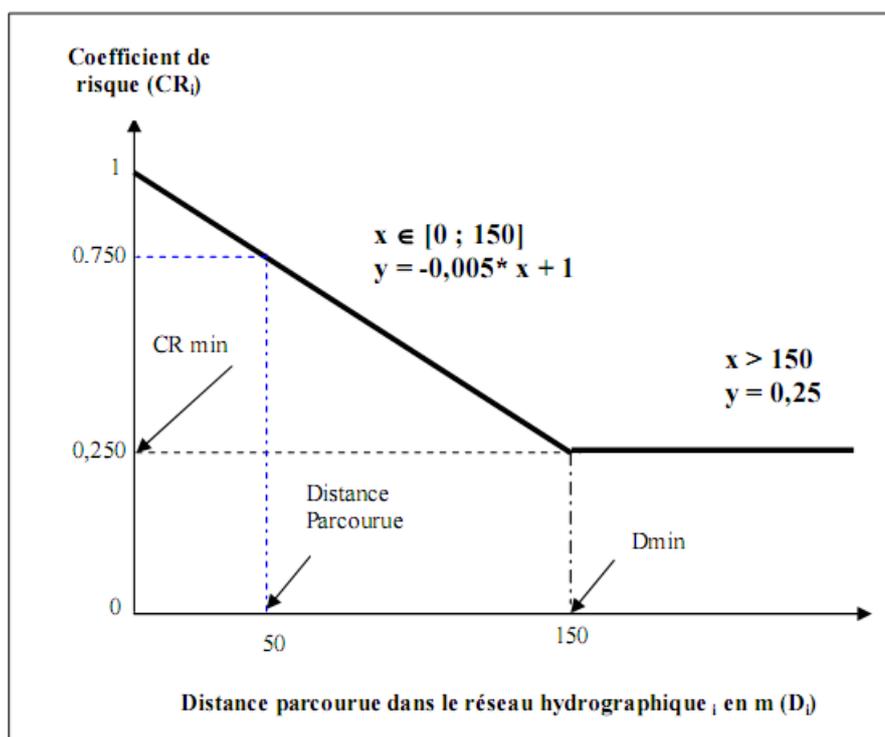


Figure 19 - Présentation du mode de calcul du sous-indice P dans RHi qui est égal au coefficient de risque noté entre 0 et 1. Les valeurs sur la figure sont données pour le cas du fossé mixte de sédiments et de végétaux, (Thiollet-Scholtus, 2004).

3.4.4. Quelques résultats

L'indice de connectivité C_i a été calculé sur les deux bassins versants, Rouffach (68) et celui de Valvan (89) (Figure 20). Les distributions sont totalement différentes avec une distribution assez régulière sur le bassin de Rouffach dénotant des situations de connectivité très variées due à des bandes enherbées et autre zone tampon, un réseau hydrographique divers, alors que pour le bassin versant de Valvan, la distribution est centrée sur les valeurs à risques.

Ce type de figure peut renseigner sur la structure du bassin versant en termes de risque de transfert par ruissellement des pesticides. Cela aura des conséquences sur le type d'échantillonnage pour suivre les pratiques des agriculteurs. Ainsi, dans le cas de Rouffach, il faudra cibler l'action et les enquêtes sur les parcelles à risque identifiées par l'indice. Pour le bassin de Valvan, on peut entreprendre un échantillonnage aléatoire, car les parcelles sont dans des situations assez proches.

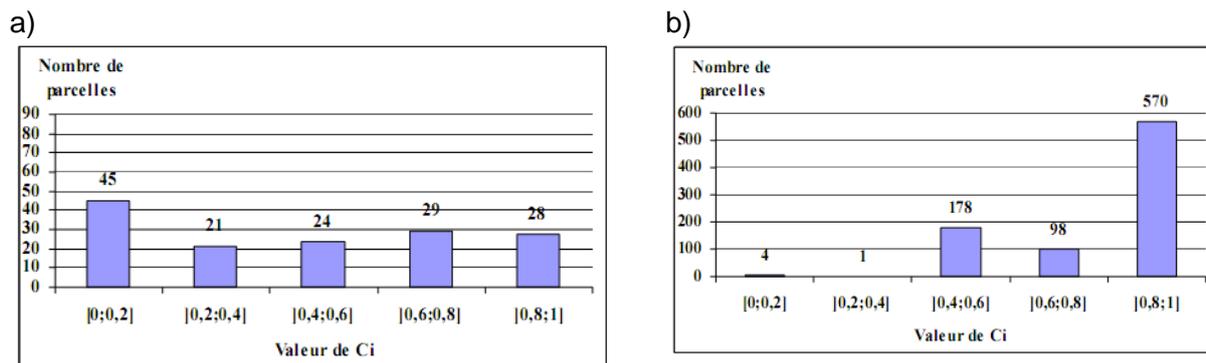


Figure 20 – Distribution des valeurs de l'indice de connectivité pour deux bassins versant : a) de Rouffach (68) b) de Valvan (89), (Thiollet-Scholtus, 2004 ; Thiollet-Scholtus et al., 2006), (C-ACT117).

Une seconde utilisation envisagée est l'évaluation ex ante de scénarios d'aménagement. Un exemple est donné pour le bassin de Rouffach. Nous voyons que les aménagements proposés permettent à l'indicateur de passer la limite de 7

Parcelles traitées		I-Phy-BV-Ci*
Situation de départ		6,4
aménagement des chemins d'eau		7,7
aménagement des parcelles	aucun	7,4

** 1 épisode pluvieux, le 21/07/03, pour 1 molécule, le cymoxanil

Figure 21 – Calcul de l'indicateur I-Phy bassin versant (module eau de surface), (I-Phy-BV-Ci) pondéré par l'indice de connectivité Ci pour deux scénarios d'aménagements (Thiollet-Scholtus com. pers. tirée de la soutenance de thèse)

3.4.5. Evaluation de l'indice

Marie Thiollet-Scholtus a réalisé un test de sensibilité pour certaines composantes de Ci : ZT et PdansRH (Thiollet-Scholtus, 2004). Pour la validation des sorties, (cf. chapitre 2.3.3.3), elle a confronté les calculs de I-Phy-BV-Ci aux mesures de concentrations à l'exutoire, ceci à différents événements pluvieux. Pour le bassin de Valvan, les échantillons ont été recueillis à la main par le conseiller agricole. Pour Rouffach, Marie Thiollet-Scholtus a pu pour certains événements pluvieux corréliser les résultats des indicateurs aux données fournies par N. Domange de l'ENGEES de Strasbourg (Domange et al., 2004). Pour deux événements, nous avons comparé les performances de l'indicateur I-Phy pondéré juste par la surface des parcelles et celui pondéré en plus par l'indice Ci. Par rapport à d'autres indicateurs simples et au calcul sans l'indice, il ne semble pas apporter beaucoup (Tableau 11). Cependant, il faut rester prudent vu le nombre de points, et en raison du jeu de données. Si les mesures ont été faites sur un site instrumenté avec les précautions qui s'imposent, les chercheurs se sont entre temps posé des questions sur la source du ruissellement s'il est vraiment

parcellaire ou s'il provient du réseau hydrographique uniquement (S. Paraydeau, com. pers.).

Tableau 11 – Validation de l'indice de connectivité C_i : corrélation (R^2) avec des concentrations de substances active à l'exutoire de l'indicateur I-Phy avec pondération par C_i et sans C_i , par rapport à des indicateurs simples (Thiollet-Scholtus, 2004).

Événement	I-Phy sans C_i	I-Phy avec C_i	Quantité par substance active sur le bassin	% surface traité par substance active sur le bassin
07/07/03 (n=5)	0,05	0,21	0,44	0,69
21/07/03 (n=6)	0,83	0,91	Très faible	0,85

En dehors du problème de données et au mode de calcul de C_i , nous avons aussi identifié des raisons inhérent au calcul d'I-Phy : en effet, celui-ci n'intègre pas du tout le temps et notamment l'écart entre la date de traitement et le moment où se produit un événement ruisselant, ce qui est pris en compte dans la nouvelle version du module eaux de surface (cf. chapitre 2.5.2).

3.5. Développement d'un nouvel indicateur de connectivité en utilisant l'apprentissage supervisé (thèse de J. Wohlfahrt 2008)

3.5.1. Contexte de la thèse

Plusieurs constats m'ont amené à reprendre le travail sur l'indicateur de connectivité :

Le mode de construction très empirique notamment du sous-indice évaluant les transferts de la parcelle au réseau hydrographiques (PjusqRH) et les résultats médiocres du test de validation malgré les réserves sur le jeu de données cités dans le paragraphe précédent.

- de nouvelles approches en termes de construction d'indicateur : le recours à des outils d'intelligence artificielle, plus précisément d'apprentissage supervisé (Shan et al., 2006) pour créer des arbres de décision. Ce sont les collègues de l'équipe à Nancy qui ont lancé une collaboration avec l'UMR en recherche informatique, le LORIA à Nancy (CNRS-INRIA-Nancy-Université) dans le cadre de la thèse de B. Clergué (Clergué, 2008).
- des réflexions sur le développement d'indicateurs à partir de modèle débuté dans le cadre du DEA de J. Wohlfahrt (cf. chapitre 2.5).
- l'existence d'un modèle hydrologique à base physique développé au LISAH de l'INRA de Montpellier, MHYDAS (Moussa et al., 2002).

3.5.2. Démarche générale

La complexité des processus hydrologiques, notamment entre la parcelle et le réseau hydrographique justifiait le recours à une nouvelle démarche de construction des indicateurs qui s'appuie à la fois :

- sur un modèle à base physique permettant de simuler pour un grand nombres de situations les processus pour, d'une part identifier les variables clés, et d'autre part créer une base de données avec les variables d'entrée pertinentes et la ou les variables de sorties qui peuvent servir à construire l'indicateur.
- des outils d'apprentissage qui permettent de construire un arbre de calcul de l'indicateur à partir de la base de données précédente. Nous utiliserons des méthodes d'apprentissage supervisé basée sur une identification a priori des variables explicatives (à la différence des méthodes de régression et méthode

multivariée couramment utilisée en statistique qui ne sont pas supervisées car ne faisant pas d'a priori sur les variables d'entrées).

La Figure 22 résume la démarche de construction. A la différence du travail de B. Clergué qui a constitué des bases de données à partir de résultats d'expérimentations et d'observations, nous avons constitué une base issue d'un travail d'expérimentation numérique reposant sur un grand nombre de simulations. L'avantage de cette approche est la possibilité d'explorer de manière systématique un très grand nombre de situations, plusieurs scénarios climatiques, plusieurs types de sol (donné par la conductivité hydraulique à saturation KS), plusieurs surface de parcelle, de pentes, etc..

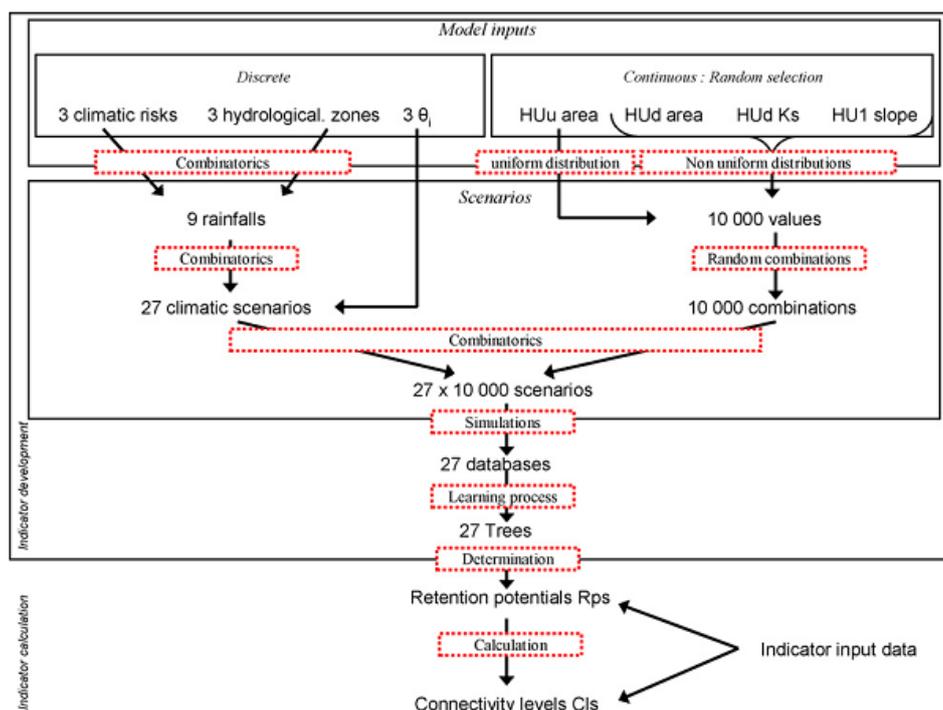


Figure 22 – Démarche générale de construction de l'indicateur de connectivité à partir du modèle MHYDAS (Moussa et al., 2002), (HU : unité hydrologique ; KS : conductivité hydraulique à saturation), (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).

3.5.3. Construction des arbres de calcul à la base de l'indicateur

Après identification des variables clés, un plan de simulation a été mis en place comme décrit dans la Figure 22. Ces simulations pour des couples de parcelles ont permis de calculer les pertes en substance active entraînées par ruissellement à la sortie des parcelles (P) calculées et de calculer un potentiel de rétention (Rp)

$$Rp = (P \text{ parcelle en amont} - P \text{ parcelle en aval}) / P \text{ parcelle en amont} \quad (\text{Équation 5})$$

Rp étant une variable continue, nous avons décidé d'appliquer une méthode d'apprentissage supervisée adaptée conduisant à des arbres de régression à l'aide du logiciel WEKA 3.5 (cf. détail dans Wohlfahrt et al., 2010). B. Clergué avait pour sa part utilisé le module de WEKA conduisant à la construction d'arbre de décision qui repose sur des classes qualitatives. Les variables et les ordres de variation sont donnés dans le

Tableau 12.

Tableau 12 – Variables d’entrées utilisées pour les simulations et ordre de variation (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).

Variable	Varying on	Variation range	Agronomical risk variation range	Increment value	Distribution median (10,000 values)	Maximum value (10,000 values)	Minimum value (10,000 values)
Ks (mm/h)	HUd	[2.5–80]	[2.5–20]	0.1	15.5	80	2.5
Slope (%)	HUd	[0–30]	[0–15]	0.1	11.2	30	0
Area (m ²)	HUd	[100–100,000]	[100–10,000]	1	7582	99,912	100
	HUu	[100–100,000]	no	1	50,537	99,990	102

Ks: saturated hydraulic conductivity of the soil (mm h⁻¹), HUd: downstream hydrological unit, HUu: upstream hydrological unit.

Nous avons donc obtenu 27 arbres de calcul qui au vu le nombre de combinaisons présentent finalement une grande complexité (Figure 23). Si les résultats peuvent être tracés et retrouvés, la complexité des arbres peut donner l’impression d’une boîte noire.

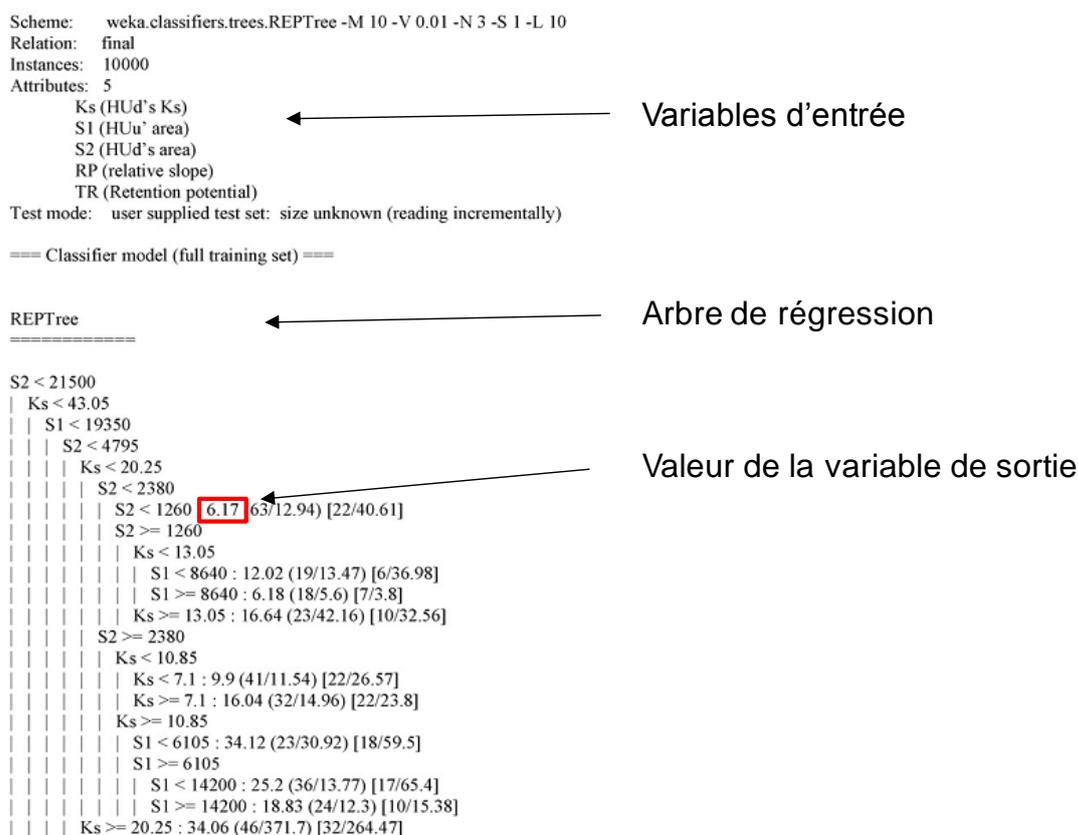


Figure 23 – Extrait d’un arbre de régression pour le calcul de Rp (zone climatique 3 risque 3). L’arbre en entier contient 165 lignes (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).

3.5.4. Mode de calcul de l'indicateur de connectivité

L'indicateur a été défini sur la base d'un calcul de rétention des pesticides durant son transfert au réseau hydrologique :

$$CI_n = \prod_{i=1}^{n-1} (100 - Rp_i) / 100^{n-2} \quad (\text{Équation 6})$$

Avec

CI_n : indicateur de connectivité de la parcelle ou unité hydrologique d'ordre n

Rp_i potentiel de rétention de la substance active en traversant la parcelle (ou unité hydrologique) calculé comme indiqué dans l'Equation 5.

n étant le numéro d'ordre de la parcelle, 1 pour la parcelle la plus proche du réseau. Si $n=1$ alors CI est fixé à 100

Un exemple de calcul est présenté à la Figure 24.

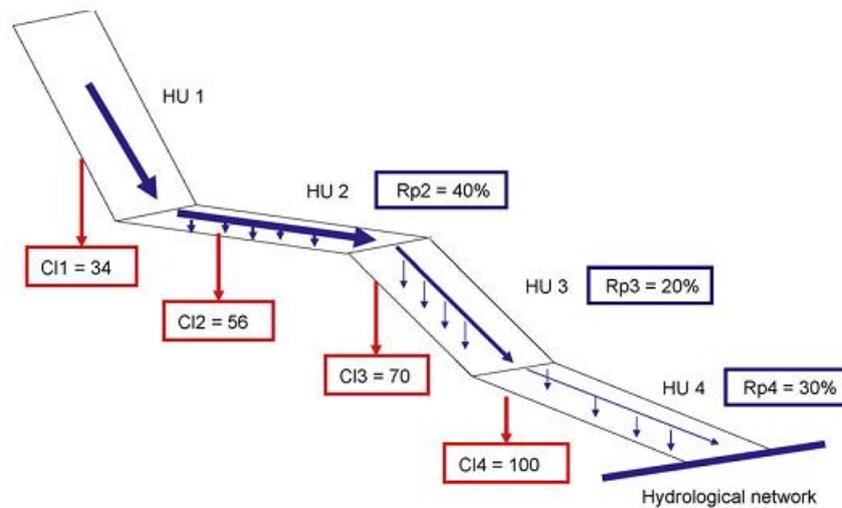


Figure 24 – Exemple de calcul de l'indicateur de connectivité pour une suite de 4 parcelles, (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).

3.5.6. Evaluation de l'indicateur

3.5.6.1. Test de sensibilité

La mise en œuvre de l'indicateur de connectivité sur deux bassins versants pour différents scénarios a permis de montrer sa capacité à discriminer des situations a priori jugées différentes. Cependant les calculs sur le bassin de Roujan montraient que 2 règles de décision concernaient 40 % des unités hydrologiques (parcelles) du bassin, ce qui peut en détail dénoter un manque de sensibilité. Ceci s'explique par des règles de décision présentant un intervalle assez large comme par exemple pour les surfaces amonts : entre 0,01 et 2 ha

Un logiciel intégré dans WEKA a permis d'identifier les variables qui ont le plus de poids :

- surface de la parcelle en aval > Ks parcelle en aval > surface de la parcelle en amont > pente de la parcelle en aval.

Mais une analyse de sensibilité en faisant varier systématiquement les variables d'entrées n'a pas été faite à l'instar de ce qui est présenté au chapitre 2.2.5, vue l'ampleur de la tâche. Il serait important d'étudier la sensibilité de l'indicateur au coefficient hydraulique à saturation (Ks) pour étudier l'effet de l'incertitude au travers de différentes fonctions de pédotransfert. Nous nous sommes contentés d'analyser le comportement de l'indicateur et d'identifier des seuils pour certaines variables en-dessous de laquelle, elle n'influe plus sur l'indicateur (Figure 26).

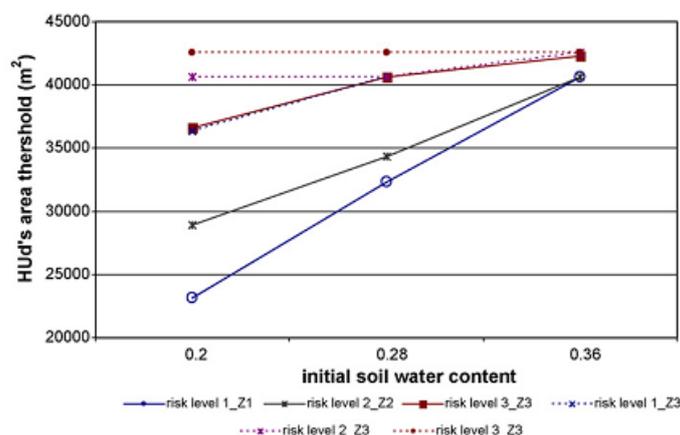


Figure 26 – Seuil pour la surface de la parcelle aval (Hud's area threshold) en-dessous de laquelle l'indicateur ne varie plus (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20).

3.5.6.2. Validation de la construction de l'indicateur

La construction de cet indicateur a été publiée dans une revue de rang A (Wohlfahrt et al., 2010), ce qui constitue une forme de validation de sa construction, bien que le détail des arbres n'ait pas été passé en revue, vue leur complexité.

3.5.6.3. Validation des sorties

La validation des sorties n'a pas été possible par comparaison des valeurs de l'indicateur avec des mesures de terrain, faute d'un jeu de données adéquates. En revanche, il est possible d'effectuer une comparaison des valeurs de l'indicateur avec un jeu de données virtuelles prédites par le modèle MHYDAS (3333 données pour un scénario climatique et un niveau de risque). Le modèle calcule des critères classiques, coefficient de corrélation, erreur absolue, racine carrée du carré des erreurs, etc. (exemple dans Tableau 13).

Tableau 13 – Exemple de validation d'un arbre de calcul (cf. Figure 23).

=== Evaluation on test set ===	
=== Summary ===	
Correlation coefficient	0.9378
Mean absolute error	4.6197
Root mean squared error	9.941
Relative absolute error	9.2436 %
Root relative squared error	18.9396 %
Total Number of Instances	3333

Par ailleurs, la construction des arbres a nécessité d'effectuer un certain nombre de choix, qui se justifient en évaluant l'erreur absolue relative dont la valeur s'est avérée faible pour différents cas (Wohlfahrt, 2008) :

- Nombre de simulations et type de distribution des variables d'entrées : 10000 données avec une distribution non uniforme des valeurs
- Taille limite des règles : 10
- Nombre minimum d'observations par règle : 10
- Variance minimum : 0.01

3.5.6.4. Evaluation de la faisabilité de la mise en œuvre de l'indicateur

A ce stade du développement, une validation d'usage n'est pas possible mais nous avons réalisé une première étude de faisabilité. L'accessibilité de variables clés comme le coefficient de conductivité hydraulique à saturation (Ks) a été discuté dans la thèse (Wohlfahrt, 2008). Il existe des fonctions de pédotransfert qui permettent d'estimer les Ks dont une pour des variables accessibles, si ce n'est la densité apparente. Il est à noter que sur le bassin de Baslieux-sous-Châtillons des valeurs avaient été fournies par le responsable du projet (Hennebert et al., 2007), ceci pour différents types de gestion du sol. La question de la prise en compte des pratiques agricoles dans l'estimation du Ks reste cependant à approfondir. Pour la détermination des chemins de l'eau, en se basant sur le formalisme proposé par Tortrat (2005), des méthodes cartographiques informatisées existent à côté de l'approche « terrain ». Pour cette variable et toutes les données liées au sol, parcellaire, il faut dans tous les cas, un investissement humain et matériel (SIG, analyse de terre, etc.) non négligeable, qu'il est réaliste d'envisager avant toute action à cette échelle et qui s'amortit tout au long d'une action.

3.6. Travaux aux échelles supérieures : régionales, nationales et européennes (le projet SEAMLESS 2005-2008)

3.6.1. Contexte

Entre 2005 et 2008, j'ai participé au projet SEAMLESS comme co-coordonateur du WP2, coordonné par J. Alkan Olsson (université de Lund, Suède), consacré au développement d'indicateurs (van Ittersum et al., 2008 ; Ewert et al., 2009), (ACL17). L'objectif du projet était de développer un outil intégré d'évaluation *ex ante* des politiques européennes agricoles à plusieurs échelles, de la parcelle à l'Union Européenne (UE) à partir d'une chaîne de modèles intégrés comprenant principalement un modèle de culture APES, un modèle bioéconomique de l'exploitation agricole FSSIM et un modèle économique du marché européen CAPRI.

3.6.2. Constitution d'une liste d'indicateurs

A partir de mon expertise dans le domaine agri-environnemental et des données fournies par les sorties des différents modèles, il a été possible de créer une liste de 80 indicateurs, pour une majorité des indicateurs d'impacts (ex : nitrate leaching et d'autres des indicateurs de moyens ou de pratiques (ex : Use of mineral nitrogen fertilizer per farm), (Alkan Olsson et al., 2009), (R18). J'ai organisé cette liste d'indicateurs en une trentaine d'« indicator groups » ou thématiques (ex : utilisation de l'azote, lessivage des nitrates). Ceux-ci ont été eux-mêmes placés dans un cadre structurant la liste (framework, cf. chapitre 4.2)

3.6.3. Le traitement du changement d'échelle

La question du changement d'échelle a été une des questions centrales de ce projet. J'ai émis un certain nombre de règles générales (Encadré 1) qui ont été complétées par Turpin et al (2009), notamment pour la partie économique. Un point à noter est qu'en cas d'agrégation sans prise en compte des processus émergents, faute de modèle adéquat dans le système (ex : pas de modèle hydrologique dans SEAMLESS), ou d'agrégation à une échelle trop « élevée » au-delà de celle où l'impact est déterminé, j'ai proposé de dériver des indicateurs spécifiques de la distribution des valeurs à l'échelle inférieure. Ceci a conduit à proposer des indicateurs spécifiques à l'échelle régionale, (grande région Nuts 2 dans la nomenclature européenne) comme *Percent of area with high leaching* (Tableau 14).

Tableau 14 – Liste des indicateurs agri-environnementaux développés dans le projet SEAMLESS (en gras des indicateurs spécifiques liés au changement d'échelle)

id	label_en	unit	implemented
1011	Use of mineral nitrogen fertilizer per farm	kg N/ha/y	implemented
1012	Use of mineral nitrogen fertilizer per region	kg N/ha/y	not implemented yet
1013	Mineral N use at region level	kg N/ha/y	implemented
1014	Mineral N use at member state level	kg N/ha/y	implemented
1015	Mineral N use at EU level	kg N/ha/y	implemented
1016	Nitrogen use per forage area.	kg N/ha	not implemented yet
1017	Total nitrogen use per farm	kg N/ha	not implemented yet
1018	Organic nitrogen use per farm	kg N/ha	not implemented yet
1021	Nitrate leaching per farm	kg NO ₃ -N/ha/y	implemented
1022	Percent of area with high leaching	%/y	implemented
1031	Pesticide use	g active ingredient/ha/y	implemented
1032	Percent of area with high pesticide use	%/y	not implemented yet
1041	Soil organic matter change per farm	%/y	implemented
1042	Carbon sequestration per farm	t/ha/y	implementation in progress
1043	Carbon sequestration per region	t/ha/y	not implemented yet
1051	Soil erosion per farm	t/ha/y	implemented
1052	Erosion peak per farm	t/ha/d	implementation in progress
1053	Percent of area with high erosion	%/y	not implemented yet
1061	Surface runoff per farm	mm/y	implemented
1062	Surface runoff peak per farm	mm/d	implementation in progress
1063	Percent of area with high runoff	%/y	not implemented yet
1071	Water use by irrigation	mm/y	implemented
1072	Percent of area with high water use	%/y	not implemented yet
1081	Ammoniac volatilization per farm	kg NH ₃ -N/ha/y	implemented
1082	Ammoniac volatilization per region	kg NH ₃ -N/ha/y	not implemented yet
1091	Crop diversity	unitless	implemented
1101	Percent low fertilised grassland per farm	%/y	not implemented yet
1111	Percent non sprayed area per farm	%/y	not implemented yet
1121	Percent area with conservation tillage per farm	%/y	not implemented yet
1131	Percent of area with catch crop	%/y	not implemented yet
1141	Pesticide leaching per farm	g active ingredient/ha/y	not implemented yet
1151	Pesticide runoff per farm	g active ingredient/ha/y	not implemented yet
1161	Pesticide volatilization per farm	g active ingredient/ha/y	not implemented yet
1171	Soil fertility loss per farm	%/y	not implemented yet
1172	Soil fertility gain per farm	%/y	not implemented yet
1181	Nitrate surplus at region level	kg N/ha/y	implemented
1182	Nitrate surplus at member state level	kg N/ha/y	implemented
1183	Nitrate surplus at EU level	kg N/ha/y	implemented

Tableau 14 – (suite)

1191	CH4 emissions at region level	kg CH4/ha/y	implemented
1192	CH4 emissions at member state level	kg CH4/ha/y	implemented
1193	CH4 emissions at EU level	kg CH4/ha/y	implemented
1201	N2O emissions at region level	kg N2O/ha/y	implemented
1202	N2O emissions at member state level	kg N2O/ha/y	implemented
1203	N2O emissions at EU level	kg N2O/ha/y	implemented
1211	Global warming potential at region level	kg equivalent CO2/ha/y	implemented
1212	Global warming potential at member state level	kg equivalent CO2/ha/y	implemented
1213	Global warming potential at EU level	kg equivalent CO2/ha/y	implemented
1221	Ammoniac emissions at region level	kg NH3-N/ha/y	not implemented yet
1222	Ammoniac emissions at member state level	kg NH3-N/ha/y	not implemented yet
1223	Ammoniac emissions at EU level	kg NH3-N/ha/y	not implemented yet
1231	Phosphorus balance at region level	kg P2O5/ha/y	implemented
1232	Phosphorus balance at member state level	kg P2O5/ha/y	implemented
1233	Phosphorus balance at EU level	kg P2O5/ha/y	implemented
1241	Use of mineral phosphorus at region level	kg/ha/y	implemented
1242	Use of mineral phosphorus at member state level	kg/ha/y	implemented
1243	Use of mineral phosphorus at EU level	kg/ha/y	implemented
1244	Use of mineral potassium at region level	kg/ha/y	implemented
1245	Use of mineral potassium at member state level	kg/ha/y	implemented
1246	Use of mineral potassium at EU level	kg/ha/y	implemented
1251	Energy use by mineral fertilize at region level	toe/ha/y	implemented
1252	Energy use by mineral fertilize at member state level	toe/ha/y	implemented
1253	Energy use by mineral fertilize at EU level	toe/ha/y	implemented
1261	Average farm N surplus	kg N/ha	implemented
1262	Farm gate N surplus	kg N/farm	implemented
1263	Farm gate N efficiency	%	implemented
1271	Energy use of mineral nitrogen	toe/ha	implemented
1272	Energy use of tillage	toe/ha	implemented
1273	Energy use of irrigation	toe/ha	implemented
1274	Energy use for feed	toe/ha	implemented
1275	Energy use of animal housing	toe/ha	implemented
1276	Energy use for crop and forage per farm	toe/ha	implemented
1277	Energy use for livestock per farm	toe/ha	implemented
1278	Energy use per farm	toe/ha	implemented
1281	Average energy efficiency for crop	toe/t DM	not implemented yet
1282	Average energy efficiency for milk production	toe/t milk	implemented
1283	Average energy efficiency for beef production	toe/t beef	implemented
1291	Stocking rate on the total forage area	LU/ha	implemented
1292	Stocking rate on the grassland area	LU/ha	implemented
1301	Share of permanent grassland in the forage area	%	implemented
1302	Share of grassland in the forage area	%	not implemented yet

Encadré 1 – Des règles pour le changement d'échelle dans le projet SEAMLESS (Bockstaller et al., 2007), (R15).

The choice of the grain and the extent can be examined from:

(i) a **scientific** point of view:

- the grain should be chosen for a given impact (indicator) at the level where the processes determine the impact: ex : field or homogeneous spatial map unit (HSMU) for nitrate leaching, field and farm for nitrogen emission to air ...
- the extent should be the level where it is relevant to observe an impact. For the water quality issue, it is at the hydrological watershed or an area concerned by a groundwater table.

(ii) a **stakeholder** point of view:

- the extent should correspond with the required area of action: ex : for EU decision maker, the whole EU;
- the grain will depend on the level where data acquisition is feasible and where the stakeholder needs detailed results, ex : Nuts 2 regions for EU decision maker.

A compromise should be found between both requirements while avoiding some errors like:

- to aggregate results at a higher scale (ex : national, EU) where it is not relevant to observe the given impact (ex : a national or European nitrate leaching indicator);
- to provide the stakeholders with too detailed results at a scale which is not relevant for them (ex : nitrate leaching at farm level: this level is not relevant for policy decision making).

The following principles can be pointed out:

(i) the **scale will focus on the lower level of representation of results for stakeholders**

with reference to the extent: ex : regional (Nuts 2) for whole EU, national for whole EU, farm for a given region (Nuts 2) if the basic calculation is made at a lower scale without interest for stakeholders, especially when no direct access to users is planned in SEAMLESS-IF, ex : for calculation at field (HSMU) carried out by APES;

(ii) **new indicators should be derived** if the scale of expression of results is too “high”, i.e. not relevant from a scientific point of view. Those indicators should be based on the distribution of results on the lower level where results are relevant: ex : if nitrate leaching cannot be calculated at hydrological level because this level is not available, the “highest level” is the farm. This level is not relevant for policy decision making. In this case, statistics should be derived: % of regions with nitrate leaching exceeding thresholds, % agricultural area with nitrate leaching exceeding thresholds, quartile, median value of nitrate leaching in regions, etc.

Résumé du chapitre 3 : De la parcelle au territoire : de nouveaux indicateurs

Les indicateurs de la méthode INDIGO[®] présentés dans le chapitre précédent sont calculés à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation agricole. Partant du constat que les impacts environnementaux se déterminent pour la plupart à des échelles supérieures du bassin versant ou d'un territoire, j'ai abordé cette question du passage à l'échelle supérieure. Après avoir défini cette notion d'échelle, en précisant les notions de grains et d'étendues, j'ai posé le problème du changement, en décidant de me focaliser sur la prise en compte de processus supplémentaires dans l'évaluation environnemental quand on passe d'une échelle inférieure (parcelle) à une échelle supérieure (bassin versant).

Dans un travail préliminaire avec une ingénieure de l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace, j'ai testé le calcul de l'indicateur azote (nitrate) I_{NO_3} sur une zone Ferti-Mieux de 46500 ha à partir des résultats d'enquêtes sur une soixantaine d'exploitations agricoles. Nous avons défini des systèmes types pour différentes catégories de sol et avons réalisé les calculs sur ces données et dans une étape ultérieure sur des scénarios d'évolutions des pratiques. Dans ce cas de figure traitant du lessivage, nous sommes restés à une démarche d'agrégation simple basée sur une moyenne pondérée au prorata des surfaces. Le travail a permis de voir l'effet du changement d'échelle sur l'évolution des résultats en cas de changement de pratique.

Dans le travail de thèse de M. Thiollet-Scholtus (2004), j'ai abordé la question de l'intégration de processus supplémentaires dans le transfert des substances actives de la parcelle à l'exutoire du bassin versant. Nous avons proposé de pondérer le module « eau de surface » d'I-Phy par un indice de connectivité, développé dans la thèse construit à partir des connaissances bibliographiques. L'indice est composé de deux composantes : « transfert de la parcelle au réseau hydrographique » et « transfert du réseau hydrographique à l'exutoire » prenant en compte les chemins de l'eau déterminé empiriquement sur le terrain. Il a été testé sur 2 bassins versants viticoles différents, à Rouffach (68) et Valvan (89). Ceci a montré son intérêt pour caractériser le parcellaire d'un bassin versant.

Dans un second travail de thèse de J. Wohlfahrt, j'ai testé la possibilité de prendre en compte les processus de manière plus fine par une expérimentation numérique à l'aide d'un modèle complexe à base physique. Nous avons réalisé de nombreuses simulations avec l'aide du modèle Mhydas développé à l'INRA de Montpellier et avons appliqué une méthode d'apprentissage supervisé (fouille de données), les arbres de régression pour construire un nouvel indicateur de connectivité (Wohlfahrt et al. 2010), (ACL20). Les arbres obtenus ont présenté une plus grande complexité que les indicateurs déjà développés. Nous avons testé la sensibilité, réalisé des validations des sorties par confrontation à des données simulées et évalué la faisabilité de cet indicateur. Son test sur 2 sous-bassins versants viticole a montré son intérêt.

Enfin dans le cadre d'un projet intégré européen SEAMLESS (2005-2008), j'ai pu aborder le passage à une échelle territoriale bien plus grande. Ce travail m'a permis de formaliser quelques règles dans le changement d'échelle, et de développer une liste d'indicateurs environnementaux en complément du travail réalisé par des économistes. En cas d'agrégation sans prise en compte des processus émergents, faute de modèle adéquat dans le système (ex : pas de modèle hydrologique dans SEAMLESS), ou d'agrégation à une échelle trop « élevée » au-delà de celle où l'impact est déterminé, j'ai proposé de dériver des indicateurs spécifiques de la distribution des valeurs à l'échelle inférieure (ex : % de la surface avec une concentration en nitrate > norme).

4. De l'environnement à la durabilité : l'agrégation composite d'indicateurs

4.1. La problématique de l'agrégation

Dès les premiers travaux sur les indicateurs agro-écologiques, nous nous sommes retrouvés avec P. Girardin confrontés à la question de l'agrégation d'informations diverses et de nature variée. Je ne reviendrai pas sur l'agrégation de résultats à une échelle donnée pour obtenir un résultat à un niveau supérieur, que ce soit pour la dimension spatiale ou temporelle, bien que certains problèmes se retrouvent aussi dans ce type d'agrégation. Je traiterai dans ce chapitre de l'agrégation composite qui caractérise toute la question de la durabilité souvent décomposée en 3 dimensions, qui elles-mêmes portent sur différentes thématiques, compartiments ou propriétés systémiques (Bockstaller et al., 2008), (ACL11). Dans tous les cas, il existe un consensus qu'il n'existe pas d'indicateur unique « clé » traitant d'une problématique (Bossel, 1999 ; von Wirén-Lehr, 2001). Dès le départ, à la suite de Mitchell et al. (1995), nous avons distingué des indicateurs simples portant sur un type de variable, pouvant être exprimé par une unité, et des indicateurs composites agrégeant différentes variables (Girardin et al., 1999), (ACL4). D'autres auteurs parlent d'indice résultant de l'agrégation d'indicateurs (Maurizi et Verrel, 2002 ; CORPEN, 2006). La terminologie est loin d'être figée, et partant du constat que le terme indicateur est le plus utilisé, je proposerais d'affiner la classification en proposant plusieurs types d'indicateurs en fonction de leur niveau d'agrégation (Figure 27). J'utiliserai aussi le terme de sous-indicateur, de module ou composantes, d'indicateurs de base, pour désigner de manière générale les indicateurs à un niveau inférieur et devant être agrégés.

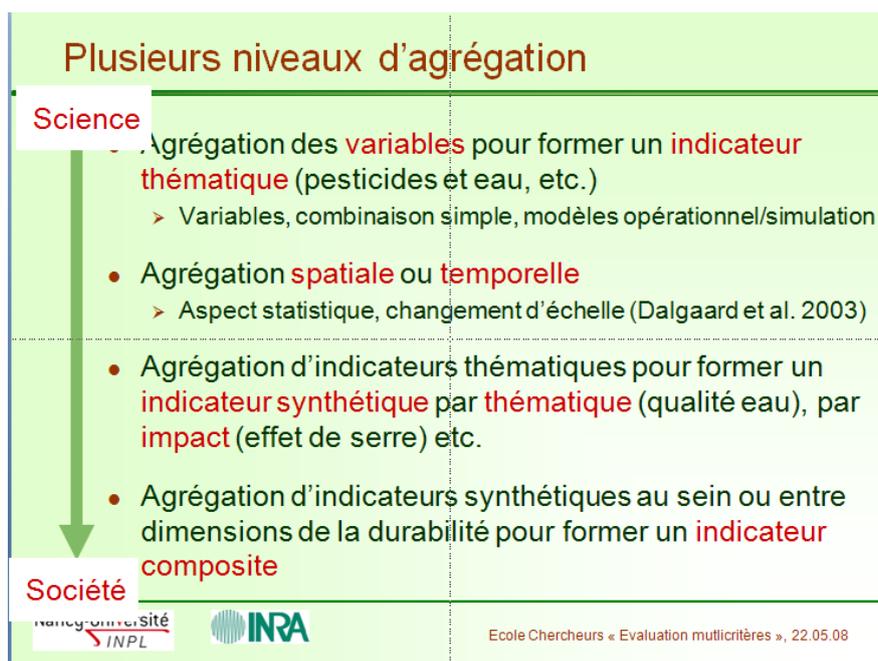


Figure 27 – Différents niveaux d'agrégation de l'information formant différents indicateurs (Bockstaller, 2008a), (C-COM13).

Si le premier niveau d'agrégation sur la Figure 27 est généralement du ressort de l'intégration des connaissances et relève d'une démarche de modélisation, les étapes suivantes peuvent poser des problèmes de différents ordres :

- La subjectivité de la pondération des différents sous-indicateurs qui sont agrégés (Hansen, 1996 ; Andreoli et al., 1999 ; von Wirén-Lehr, 2001)

- Le manque de transparence dans la démarche d'agrégation et notamment dans le choix des sous-indicateurs, de la pondération (von Wirén-Lehr, 2001 ; Nardo et al., 2005). Ainsi, dans certaines approches reposant sur des sommes de scores, l'attribution d'une valeur maximale différente à chaque sous-indicateur est une forme de pondération pas toujours clairement annoncée (ex : dans la méthode IDEA, Zahm et al., 2008) alors que d'autres auteurs (Taylor et al., 1993 ; Rigby et al., 2001) l'ont fait apparaître de manière explicite. Ce manque de transparence se situe aussi au niveau des choix faits par les experts, sans qu'ils soient explicités. Bossel (1999) assimile un tel processus à une évaluation « intuitive ».
- De nombreuses méthodes d'évaluation de la durabilité sont basées sur une somme ou une moyenne pondérée, donc une somme au départ, (Rosnoblet et al., 2006 ; Singh et al., 2009), (*C-ACT116*). L'addition des choux et des carottes est le risque dans ce genre de démarche (Bossel, 1999 ; Hertwich et Hammitt, 2001), piège dans lequel il faut le reconnaître, nous sommes aussi tombés lors du développement des indicateurs de la première version (cf. Tableau 2). Ainsi, la somme de scores « d'impacts » - ce qui est souvent sous-entendue derrière ces scores (ex : Rigby et al., 2001) est une somme d'impacts liés aux pesticides, à l'azote, etc., - est très discutable en l'absence d'une procédure de normalisation explicite (Geniaux et al., 2009). Elle peut véhiculer une information faussée et amener aux mauvaises décisions (Schärlig, 1985 ; Suter II, 1993 ; Nardo et al., 2005). Ceci peut aussi être vrai pour l'agrégation spatiale.
- Cette perte d'information provient aussi souvent de problèmes de compensation entre sous-indicateurs qui n'est pas toujours explicitée. Ainsi les indicateurs basés sur l'efficacité, sur le ratio gain/coût présentent ce problème (ex : dans l'énergie, discuté par Pervanchon et al., (2002), (*ACL7*). On accepte ainsi un gain tant qu'il est suffisant par rapport aux coûts, sans considérer le niveau de coût qui peut être inacceptable pour l'acteur ou même remettre en cause l'intégrité du système.

Toutes ces critiques faites à l'agrégation ont fait qu'un certain nombre d'auteurs en sont restés à des listes d'indicateurs, avec le danger d'une inflation dans le nombre d'indicateurs (Geniaux et al., 2009), laissant à l'utilisateur le fardeau de l'interprétation (Mitchell et al., 1995), ce qui l'amène souvent à privilégier de manière non explicite un ou l'autre critère (Schärlig, 1985). Il est à noter que dans les approches basées sur l'analyse de cycle de vie, l'agrégation est partielle et se limite le plus souvent à des « catégories d'impact », au niveau « indicateur synthétique » dans la Figure 27 quand elle s'appuie sur des données scientifiques mais non sans critiques (Hertwich et Hammitt, 2001 ; Bare et Gloria, 2006). Une alternative à la simple liste d'indicateurs est de sélectionner quelques indicateurs « clés » (Mitchell et al., 1995). Cette piste est utile quand on veut utiliser les indicateurs pour la communication auprès d'un public de non experts. Cependant, dans une démarche d'analyse d'un système, d'une action pour en identifier les points forts et faibles, pour comparer des systèmes, cette voie a ses limites avec notamment le risque d'une trop grande simplification.

Le recours à l'agrégation me paraît donc indispensable dans tout travail sur la durabilité, en posant les hypothèses suivantes :

- dans un processus d'évaluation, l'utilisateur a besoin à la fois d'indicateurs non agrégés, ou agrégé partiellement pour analyser, comprendre un système en vue de l'améliorer et d'indicateurs agrégés en un nombre très réduit pour prendre une décision, comparer, sélectionner, etc.
- qu'il est possible de développer des méthodes adéquates pour éviter l'ensemble de ces pièges.

La seconde hypothèse a pu être vérifiée. Différentes approches existent (Sadok et al., 2008 ; Bockstaller et al., 2009), (*ACL12*, *ACL16*). L'approche la plus commune, en tout cas la plus intuitive, est d'agréger les différents indicateurs (ou donc sous-indicateurs) en une valeur

unique, en un indice ou indicateur composite. Pour pallier les problèmes énumérés ci-dessus, une première étape est nécessaire, la normalisation des données pour pouvoir les comparer. Ceci peut se faire par des techniques de calage linéaire, normalisation gaussienne, distance à la référence, etc. (Geniaux et al., 2009). Une autre approche est de convertir toutes les valeurs des indicateurs à agréger en une unité unique. Les économistes proposent une unité monétaire ce qui pose problème pour les biens non marchands avec tout le débat autour de cette approche comme celle sur l'évaluation contingente basée sur une estimation de la propension à payer un bien donné par tel ou tel groupe (Venkatachalam, 2004 ; van der Heide et al., 2010). Dans le cas de l'empreinte écologique de plus en plus utilisée (Moffatt, 2000), l'unité est de nature physique, la surface de la terre biologiquement active nécessaire pour produire les ressources et absorber les déchets d'une population. Cette méthode très communicative présente des limites méthodologiques (Herva et al., 2012). Ainsi, en termes de sorties, elle ne prend pas tous les impacts en compte (ex : acidification) et délivre avant toutes choses un message de réduction de la consommation, sans entrer dans une analyse du système et toutes ses composantes techniques.

D'autres approches basées sur l'analyse multicritère viennent de la recherche opérationnelle. A la différence des méthodes d'optimisation très quantitatives, elles peuvent prendre en compte de l'information qualitative pour certaines et ne recherchent pas de « solution optimale ». On peut y distinguer les méthodes acceptant la compensation basée sur le concept d'utilité notamment (dite de l'école américaine). Un exemple d'utilisation en agronomie se trouve dans Foltz et al. (1995). Les méthodes non compensatoire de l'école européenne sont basées sur le surclassement (Schärlig, 1985, 1996) et intègrent l'incomparabilité. Une revue plus complète se trouve dans l'article de W. Sadok dans le cadre du projet ANR-ADD Discotech auquel j'ai participé (Sadok et al., 2008), (ACL 12). P. Girardin a exploré les possibilités d'application des méthodes Electre (cf. Encadré 2) développées à l'Université de Dauphine par B. Roy sur une problématique limitée à la qualité de l'eau, (Arondel et Girardin, 2000). Ce genre de méthode a aussi été utilisée dans la conception de systèmes de culture (Loyce et al., 2002a ; Loyce et al., 2002b) et même intégré dans un outil d'évaluation des systèmes de culture (Mazzetto et Bonera, 2003).

Une autre approche qualitative repose sur des arbres de décision avec des règles de décision « si alors ». Dans l'équipe, H. van der Werf avait commencé à les utiliser avec des sous-ensembles flous (« la logique floue »), (van der Werf et Zimmer, 1998). P. Girardin a par la suite développé des arbres de décision à partir d'un ensemble d'indicateurs calés sur une échelle qualitative (des feux multicolores) sans logique floue, qu'il a dénommé tableau de bord (Girardin et Guichard, 2004 ; Girardin et al., 2005), (OS8). Dans le cadre des travaux sur les systèmes de culture innovants lancés en 2005 (Lançon et al., 2008 ; Reau et al., 2009), les partenaires du projet ont repéré l'outil DEXi qui est finalement très proche d'une approche tableau de bord (Sadok et al., 2009 ; cf. chapitre 4.6), (ACL 18).

Dans la perspective d'arriver à une méthode d'évaluation de la durabilité, j'ai repris cette problématique. Un préalable à cette démarche a été l'organisation et de la structuration de la liste brute des indicateurs, réflexion que j'ai entamée avec des partenaires du projet SEAMLESS. Par ailleurs, j'ai testé différentes méthodes d'agrégation, jusqu'à explorer de nouvelles pistes.

4.2. Une proposition de cadre structurant les indicateurs : le GOF (projet SEAMLESS 2005-2008)

Dans le cadre du projet SEAMLESS (cf. chapitre 3.6), il m'était clair qu'en partant de la démarche de construction des indicateurs développée par P. Girardin, la première étape consisterait en l'établissement d'une liste d'objectifs ou thématiques, sachant que dans ce projet, nous ne nous arrêtons pas à la dimension environnementale. Le recours à une matrice d'évaluation comme celle utilisée pour nos travaux pouvait être une piste. Le travail de revue de Geniaux et al. (2009) dans le cadre du WP2 du projet Seamless a permis de faire le point sur d'autres approches (Tableau 15) telles que :

- au niveau de l'OCDE le cadre pression/état/réponse (PSR, OCDE, 1999) et son dérivé, force-motrice/pression/état/impact/réponse au niveau européen (DPSIR, Smeets et Weterings, 1999),
- l'approche analyse de cycle de vie, (Hertwich et Hammitt, 2001 ; Bare et Gloria, 2006) reposant sur des catégories d'impacts,
- une approche systémique proposée par Bossel (1999, 2000).

Tableau 15 – Différents types d'organisation des indicateurs

Approche	Séparation des indicateurs	Exemples de séparateur	Méthode
Pratiques agricoles	Grands groupes de pratiques	Gestion éléments nutritifs, protection sol, etc.	KUL (Eckert et al., 2000)
Matrice environnementale	2 axes : pratiques et compartiments environnementaux	Eau de profondeur et azote	INDIGO® (Bockstaller et al., 2009), (ACL 16)
Thématiques	Thématiques faisant référence à compartiment, processus, pratiques agricoles	Erosion, pollution par les nitrates	Nombreuses (Geniaux et al., 2009)
Objectifs environnementaux	En objectifs globaux assignés à différents compartiments ou processus	Protection de la qualité de l'eau* Réduction des émissions	Nombreuses (Geniaux et al., 2009)
Analyse de cycle de vie	Catégories d'impacts	Eutrophisation	Nombreuses (Bare et Gloria, 2006)
Pression – Etat - Réponse (PSR), Force-motrice - Pression – Etat – Impact – Réponse (DPSIR)	1) en fonction de la position sur la chaîne causale 2) en fonction de thématique	Apport de N, Solde azoté, Concentration nitrates dans les nappes	Nombreuses au niveau national, international (Geniaux et al., 2009)
Approche systémique	Propriétés systémiques	Existence, Efficacité, Autonomie Sécurité Adaptabilité Coexistence, etc.	Approche de Bossel (2000), MESMIS (López-Ridaura et al., 2002 ; Ripoll-Bosch et al., 2012)

Dans le cadre du projet SEAMLESS s'est posée la question de l'adoption du cadre DPSIR. Néanmoins, le groupe de travail du WP2 a identifié plusieurs critiques majeures :

- Un cadre axé sur la dimension environnementale et ne prenant pas en compte les interactions entre dimensions de la durabilité (Geniaux et al., 2009).
- L'image d'une linéarité dans la chaîne causale des impacts environnementaux, ce qui n'est pas vrai. Entre temps, Niemeijer et de Groot (2008) ont introduit le concept de « réseau causal » pour enrichir le DPSIR.

Le débat a ensuite porté sur le développement d'un cadre basé sur des thématiques ou objectifs vs. une approche systémique (Bockstaller et al., 2007), (*C-ACT/21*) qui traduisait bien deux visions de la durabilité (Hansen, 1996). L'approche basée sur les propositions de Bossel (2000) semblait séduisante par son côté générique. En effet l'auteur démontre que les six propriétés peuvent être appliquées à l'évaluation d'un grand nombre de situations et de systèmes, bien que d'autres auteurs aient utilisé d'autres propriétés (cf. López-Ridaura et al., 2005). Mais l'obstacle majeur me semblait être le manque d'opérationnalité de cette démarche reposant sur des concepts abstraits. Un grand travail de formalisation du passage de ces propriétés aux indicateurs devait être fait et dépassait le cadre du projet.

A partir des discussions dans le WP2 du projet SEAMLESS, j'ai proposé de travailler sur un cadre orienté vers les objectifs : goal-oriented indicator framework (GOF), (Alkan Olsson et al., 2009), (*ACL13*), reposant notamment sur les éléments suivants :

- Une décomposition de la problématique de la durabilité en deux domaines : durabilité de l'agriculture (*on-site* impacts) et impacts sur le reste du monde (extérieur). Cette séparation s'inspire de celle faite par Smith et McDonald (1998) qui ont parlé d'*on-site* et *off-site* impacts.
- Pour chaque domaine et les trois dimensions de la durabilité, nous avons proposé d'organiser le cadre et les thèmes en trois thèmes génériques (Figure 28), inspiré de la décomposition d'une action en :
 - o But ultime
 - o Processus pour l'achèvement
 - o Moyens

Derrière cette décomposition, nous avons fait l'hypothèse que la durabilité dépendait d'une satisfaction à des objectifs pour chaque dimension mais aussi du niveau de ces trois thèmes génériques. Ainsi le terme « ultime » se réfère ici à la position dans la chaîne de l'action et non en termes de pondération. Dans la perspective de la durabilité, il n'est pas possible de se focaliser uniquement sur le but ultime qu'est certainement l'homme et la préservation de la vie, sans tenir compte des équilibres environnementaux (processus pour l'achèvement) et de la préservation des ressources (moyens). Si le problème se situe à ce niveau, des objectifs liés aux moyens peuvent être prioritaires. L'avantage de cette organisation est de pouvoir mettre en parallèle des thèmes entre les 3 dimensions et faciliter la communication, tout en élargissant des approches qui ont abordé les 3 dimensions au niveau du capital seulement et donc des moyens (Geniaux et al., 2009).

Dimensions/Themes	Environmental	Economic	Social
Ultimate goal	Protection of human health and welfare, living beings and habitats	Viability	Quality of life individual, in society
Process for achievement	Maintenance of environmental balances or functions	Performance	Social and human capital
Means	Environmental compartments and non-renewable resources	Financial and productive capital	Population

Figure 28 – Thèmes génériques et spécifiques du cadre d'organisation des indicateurs du projet Seamless (GOF), (Alkan Olsson et al., 2009), (ACL13).

- Ces thèmes sont ensuite décomposés en sous-thèmes ou objectifs plus opérationnels. Par exemple autour de la « protection de la santé et du bien-être des humains », nous avons proposé les sous-thèmes : « pollution de l'eau par les nitrates et pesticides », « maintien du paysage », « conservation de la diversité des espèces et des habitats », etc.
- Ce cadre permet aux acteurs d'organiser son choix de sous-thèmes pour son évaluation et de vérifier que son choix propose une vision équilibrée de la durabilité. Pour aller plus loin néanmoins, nous avons réfléchi à identifier plus précisément les interactions et liens entre thématiques, ce qui n'a pas pu être intégré dans le prototype à la fin du projet. Par exemple, on peut prendre des mesures qui limite les excès d'azote dans le sol mais qui peuvent conduire à une augmentation des émissions vers l'atmosphère comme durant le compostage (Peigné et Girardin, 2004).

4.3. Utilisation de fonction de performance environnementale pondérée : développement d'un indicateur global IDU à partir des indicateurs de la méthode INDIGO (projet ITADA 2bis 1999-2001, Bockstaller et al. 2002), (R6)

Ce premier travail sur l'agrégation s'est appuyé sur la liste des indicateurs agro-écologiques (Tableau 2) et la première version de l'indicateur énergie. L'idée était de partir du principe de l'approche multicritère reposant sur des fonctions de conversion des indicateurs en une échelle commune et le calcul d'une moyenne pondérée tout en remédiant à certains problèmes tels la compensation entre indicateurs, la perte d'information.

4.3.1. Mode de calcul

Tout en restant dans la dimension environnementale j'ai utilisé le terme « d'indicateur de durabilité relative (IDU) ».

L'indicateur de durabilité relative (IDU) sera calculé de la manière suivante :

$$\text{IDU} = \frac{\sum p_i f(i)}{\sum p_i} \quad (\text{Équation 7})$$

Avec :

$f(i)$ = valeur donnée par une fonction de performance environnementale à la valeur de l'indicateur i (i). Elle transforme une valeur brute d'un indicateur en un degré relatif de réalisation ou performance (exprimé entre 0 et 100 %) de l'objectif environnemental à la base de l'indicateur. Le détail se trouve dans le rapport du projet ITADA (Bockstaller et al., 2002, Annexe 4), (R6).

p_i : poids donné à l'indicateur i . Pour limiter la subjectivité de la pondération des indicateurs, nous proposons un tableau de recommandation pour la pondération (Andreoli et al., 1999) qui tient compte de la situation de l'exploitation, de la sensibilité du milieu, et des systèmes de culture. Pour limiter les effets de compensation, nous avons proposé un jeu de poids basé sur une suite exponentielle : 1, 20, 400, 8000. Avec un tel jeu, si un critère ayant un poids supérieur est bon, l'indicateur restera bon même si les 7 autres sont mauvais et vice-versa, ceci suite à une analyse de sensibilité de la fonction. Un exemple est donné pour l'azote : 8000 → Zone de captage ou BV avec problème nitrate ; 400 → Zone de captage ou BV sans problème ou nappe présentant problème nitrate ; 20 → Nappe sans problème de nitrates ; 1 → autre

Par ailleurs pour limiter la perte d'information lié au calcul d'une moyenne, j'ai proposé d'utiliser un système de notation (ajout d'un astérisque, courant en publicité) pour amender la valeur de l'indicateur global si celui-ci est bon ou moyen et que l'un des indicateurs de faible poids présente malgré tout une faible valeur pour sa fonction de performance environnementale (valeur seuil proposée < 25%).

4.3.2. Application sur le réseau d'exploitation

J'ai appliqué la méthode sur le réseau d'exploitations décrit dans le Tableau 1. La variation des poids par indicateur se centre sur les valeurs de 20 et 400. Dans un seul cas, pour l'assolement un poids de 1 a été attribué pour une exploitation située en commune disposant d'un grand domaine forestier. Du calcul de l'indicateur IDU, il ressort que les exploitations mixtes s'en sortent mieux ce qui est conforme à l'hypothèse générale que les systèmes diversifiés sont plus durables (Viaux, 1999). L'exploitation en grandes cultures intensives présentant la meilleure valeur de IDU est la n°14 des plateaux de la Forêt-Noire avec des céréales à paille et oléagineux et protéagineux mais sans maïs et pratiquant le travail superficiel systématique. La meilleure en monoculture de maïs pure (n°5) présente une valeur juste moyenne mais est cependant annotée trois fois pour l'assolement, la succession culturale et l'énergie (forte consommation avec les doses d'azote et l'irrigation). La durabilité de ce système n'est donc pas assurée.

Tableau 16 - Valeur de l'indicateur relatif de durabilité écologique (IDU) pour les 15 exploitations, calculé avec les valeurs des indicateurs INDIGO® de 1999. (BV = bovin viande ; GCex = moyennement extensif ; GC = grandes cultures intensive ; BL = bovin lait ; CS culture spéciale), (BR6) Bockstaller et al., 2002), (R6). Les valeurs avec astérisques présentent des indicateurs ayant une faible valeur.

N°exploitation	Région	Type	IDU
27	Kehl (D)	BV + GCex	87*
16	Fribourg (D)	GCex	82
17	Müllheim (D)	BL + GCex	74
14	Neustadt (D)	GC	73
18	Neuenburg (D)	BL+GC+CS	69
21	Lahr (D)	Volaille(hors.sol)++GCbio	69
20	Eschbach (D)	GC+CS	60*
7	Colmar (F)	GC	56
15	Breisach (D)	GC	55
11	Strasbourg (F)	GC+CS	53
5	Hardt (F)	GC	51***
4	Mulhouse (F)	GC	49
13	Kochesberg (F)	GC(+CS)	43**
10	Erstein (F)	GC	38*
26	Fribourg (D)	Porc (hors.sol)+GC	33*

4.4. Test de l'analyse multicritère – comparaison avec l'indicateur IDU

A la suite des travaux de P. Girardin sur l'utilisation d'une méthode multicritère de type Electre basée sur le surclassement, j'ai décidé de tester une méthode de classement afin de pouvoir comparer ce classement avec celui donné par l'indicateur global IDU. Mon choix s'est donc porté sur Electre III plus fine qu'Electre II (qui n'est plus beaucoup utilisée) et qui conserve la possibilité d'avoir recours à une pondération à la différence d'Electre IV, ceci pour pouvoir utiliser les pondérations de l'indicateur IDU.

En utilisant les indicateurs de la méthode INDIGO® exprimée sur l'échelle entre 0 (performance environnementale inacceptable) et 10 (performance maximale), nous avons fixé les seuils suivants :

- Seuil de veto : 4
- Seuil de préférence : 1
- Seuil d'indifférence : 0,5

Ceci signifie que pour les valeurs de deux exploitations d'un indicateur, si la différence est $< 0,5$, les deux exploitations ne seront pas différenciées, et si la différence > 1 , l'exploitation ayant la valeur la plus élevée sera strictement préférée à l'autre pour ce critère, et si la différence > 4 en faveur d'une exploitation, ceci peut remettre en cause de la supériorité de l'autre exploitation pour le reste des critères. Pour les pondérations, il a fallu faire quelques adaptations (cf. détail dans Bockstaller et al. (2002), (R6).

Les classements obtenus avec les deux méthodes sont très proches. L'erreur sur les classements est de ± 2 rangs au maximum ce qui est acceptable. Un tel écart concerne les 4 dernières exploitations présentant des valeurs pour IDU situées dans une fourchette de 6%.

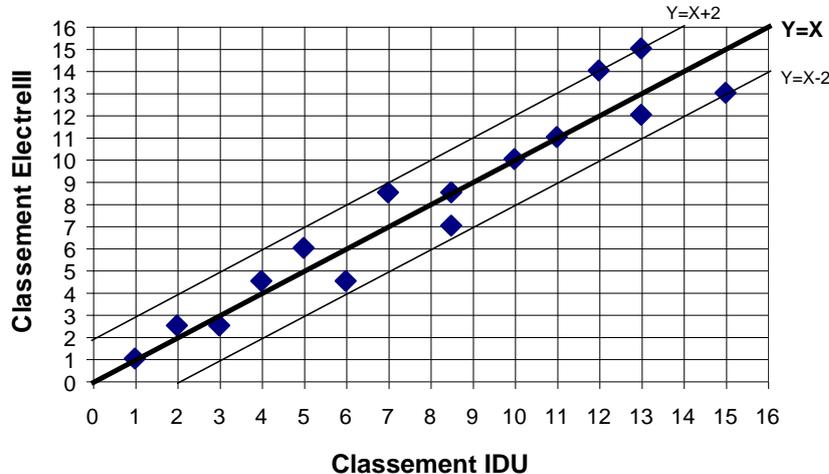


Figure 29 - Comparaison des classements obtenus avec l'indicateur IDU et la méthode Electre III

Encadré 2 : Les méthodes de classement multicritère de type ELECTRE
(Bockstaller et al., 2002), (R6)

L'ensemble de ces méthodes multicritères a été développé sous l'impulsion des travaux de Bernard Roy et de son groupe, le LAMSADE de l'Université de Paris-Dauphine. L'hypothèse de base de tous ces travaux est qu'il n'est pas possible de fournir une valeur globale à un ensemble d'actions (dans notre cas, des exploitations agricoles) caractérisées par un ensemble de critères hétérogènes (ici les indicateurs INDIGO[®]). Cette approche des problèmes multicritères est dite de l'école « française » (ou entretemps « européenne ») en opposition à l'approche multicritère « américaine » qui au final retourne à un critère global (critère unique de synthèse). En fait, dans la démarche européenne, on accepte le fait que des situations soient incomparables. On parle d'agrégation partielle en opposition à l'agrégation totale.

Les méthodes de la famille ELECTRE reposent toutes sur les principes suivants :

- Les actions sont comparées deux à deux pour chaque critère en utilisant la notion de surclassement.
- La notion de surclassement : une action surclasse l'autre si elle est au moins aussi bonne que l'autre pour la majorité des critères, sans qu'il n'y ait une différence trop criarde en faveur de l'autre pour un des critères.
- Des seuils pour appliquer la notion du surclassement :
 - ⇒ Un seuil de préférence stricte : seuil pour la différence entre deux actions a1 et a2 pour un critère, au-dessus duquel une action est totalement préférée à l'autre.
 - ⇒ Un seuil de veto : seuil pour la différence entre deux actions a1 et a2 pour un critère donné, au-dessus duquel la différence est trop criarde et remet en cause la préférence pour les autres critères.
 - ⇒ Un seuil d'indifférence : seuil pour la différence entre deux actions a1 et a2 pour un critère, au-dessous duquel deux actions ne peuvent pas être distinguées. Ce dernier seuil amène une notion supplémentaire de limite floue aux dernières méthodes telle Electre III.
- Des indices de concordance, de discordance et de crédibilité qui permettent de conclure pour les actions comparées deux à deux pour l'ensemble des critères.
- Il existe plusieurs méthodes de type Electre :
 - ⇒ Les méthodes de type I (Electre I, IV, Is) sont pour aider à trouver la ou les meilleures actions.
 - ⇒ Les méthodes Electre II, III et IV sont destinées à classer les actions. La méthode Electre III fait appel aux notions de la logique floue tout en conservant la pondération (qui n'existe plus dans Electre IV)
 - ⇒ Une méthode de tri (Electre tri) permet de ranger les actions en catégories (bonne, moyenne, mauvaise, etc.).

Il n'est pas possible d'entrer d'avantage dans le détail de ces méthodes dans le cadre de ce rapport. Les ouvrages d'Alain Schärli (Schärli, 1985, 1996) ont contribué à la vulgarisation de ces méthodes et à s'y familiariser.

4.5. Arbre de décision utilisant les sous-ensembles flous

Le travail de H. van der Werf sur l'indicateur I-Phy nous avait fait découvrir les possibilités qu'offraient les arbres de décision associant les sous-ensembles flous pour agréger des variables de nature différente sans tomber dans le travers de l'addition des choux et des carottes (Encadré 3). D'autres auteurs ont aussi formalisé l'utilisation de cette approche dans l'évaluation environnementale et de la durabilité (ex : Freyer et al., 2000 ; Enea et Salemi, 2001). A la base, des arbres de décision sont utilisés, permettant d'énoncer des règles en langage courant et non en des formules mathématiques (Phillis et Andriantiatsaholiniaina, 2001). L'avantage d'y associer des sous-ensembles flous est de sortir des effets de limites de classe « coupées au couteau » (Prato, 2005).

Pour faire suite au travail sur l'indicateur IDU et sortir de l'approche « moyenne pondérée » (cf. chapitre 4.4), j'ai exploré les possibilités de ce type d'approche pour agréger différents indicateurs en un indicateur global (I_{GLO}). La démarche proposée repose sur les étapes suivantes (Bockstaller et Girardin, 2002), (C-ACT17) :

Etape 1 : sélection des indicateurs qui peuvent être ceux de la méthode INDIGO® ou d'autres

Etape 2 : pondération des indicateurs : à la différence de la démarche quantitative proposée pour IDU, nous nous sommes limités à 4 classes qualitatives : urgent, important, moyennement important, peu important, correspondant à celles d'IDU. Ainsi, il est possible de suivre les arbres de décision pour aider à pondérer les indicateurs développés pour IDU.

Etape 3 : définition de fonction de performance environnementale en fonction des poids des indicateurs (Figure 30).

Etape 4 : Pour les indicateurs de la même classe d'importance, nous avons proposé de choisir la valeur minimale de leurs performances environnementales, en quelques sortes le point critique (Bossel, 1999).

Etape 5 : Construction d'un arbre de décision utilisant des sous-ensembles flous. Pour chaque indicateur, nous avons posé comme « favorable » à la durabilité une valeur de la fonction environnementale égale à 100 et comme « défavorable » à la durabilité une valeur de 0. Un arbre de décision a été proposé dans le cas où les 4 catégories d'importance sont concernées.

Encadré 3 - construction d'indicateurs à partir d'un arbre de décision associant des sous-ensembles flous (adapté de Tixier et al. (2007), (ACL10) dans UMR Nancy-Universités - INRA Agronomie et Environnement, 2007)

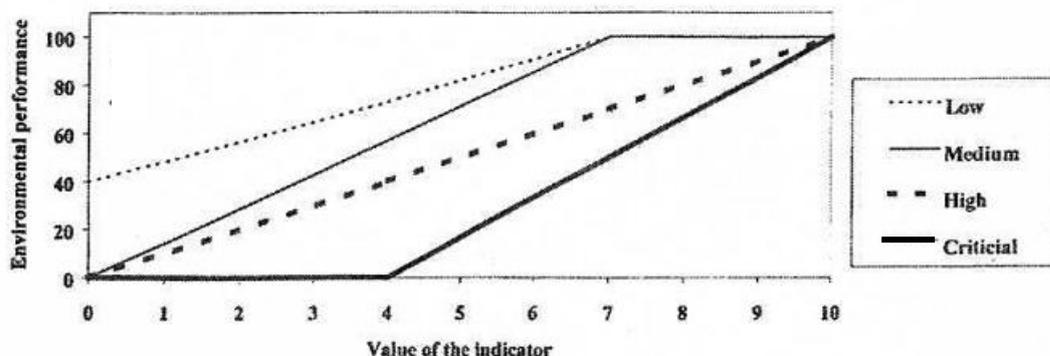
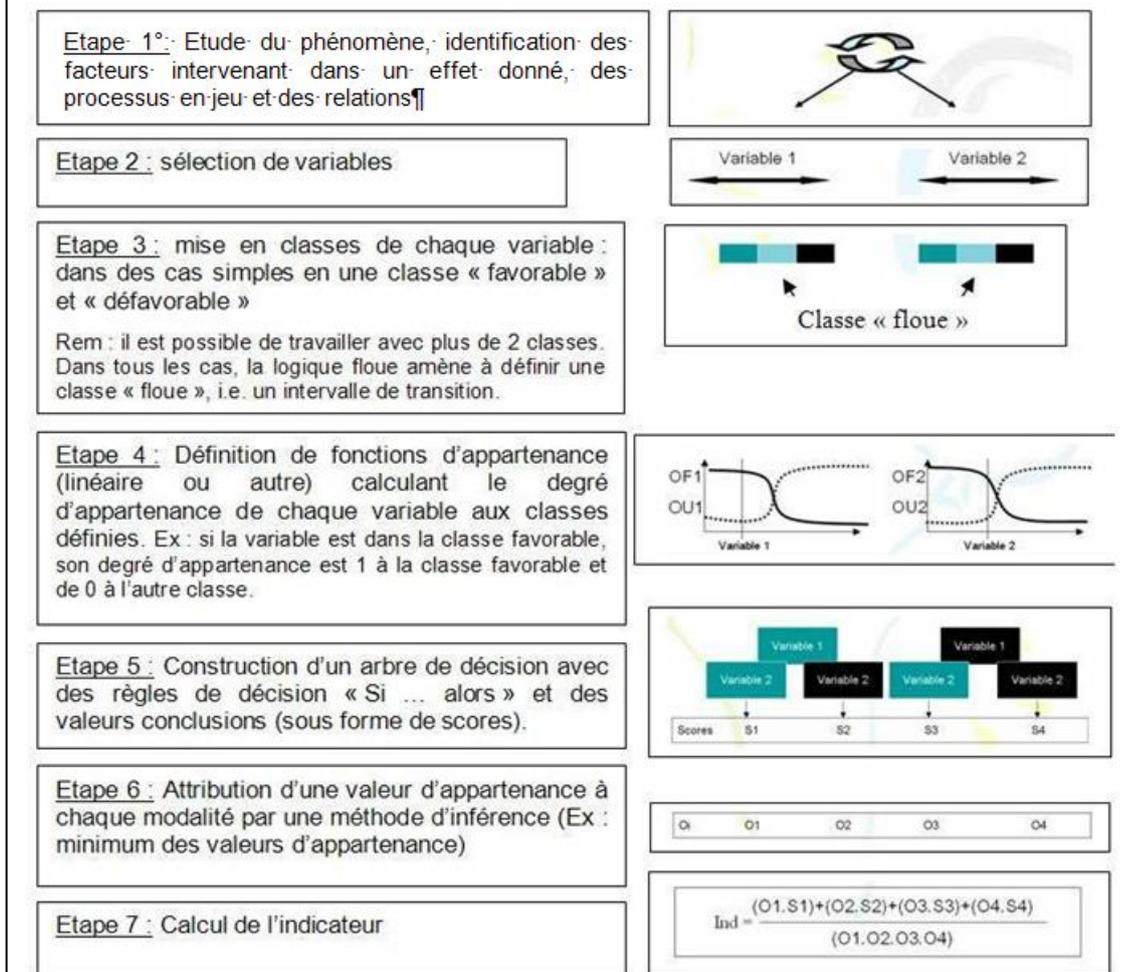


Figure 30 – Fonctions de performance environnementale transformant les valeurs des indicateurs de la méthode INDIGO® (cf. Tableau 2 et 3) en une valeur entre 0 (non durable) et 100 (durable), ceci pour quatre catégories d'importance des indicateurs (Bockstaller et Girardin, 2002), (C-ACT17).

4.6. Utilisation de modèle mixte basé sur l’outil DEXi

4.6.1. Contexte du travail

Dans le cadre de travaux sur le développement de systèmes de culture innovants lancés par l’INRA et les instituts techniques en 2005 (projets ADAR et ANR-ADD Discotech), les partenaires avaient identifié le besoin d’un outil d’évaluation multicritère pour sélectionner des systèmes innovants destinés à être testés dans des expérimentations (Lançon et al., 2008 ; Reau et al., 2009). Le choix s’est porté sur le recours à un outil convivial permettant de construire des arbre de décision qualitatifs, proches des tableaux de bord : l’outil DEXi (Bohanec et al., 2008) après un travail de synthèse des outils multicritères (Sadok et al., 2008), (ACL 12). Il s’agit de modèle mixte pour des arbres de décision agrégeant des variables quantitatives et qualitatives.

A la suite de mes travaux sur indicateurs et sur l’agrégation, j’ai été sollicité pour participer à deux projets visant à développer un tel outil multicritère d’évaluation des systèmes de culture innovants utilisant DEXi :

- Le projet ANR-Discotech (2005-2008) qui a eu pour résultat le développement du modèle MASC visant à évaluer des systèmes de culture innovants.
- Par un groupe (Research Activity 2.4) du réseau d’excellence européen Endure (2007-2010) qui a conduit à la conception du modèle DEXiPM visant à évaluer des systèmes de culture axés sur des stratégies de réduction des pesticides.

4.6.2. L’outil DEXi

Ce logiciel convivial et libre d’accès a été développé par M. Bohanec et son équipe de l’université de Lubjanna, à l’origine pour des applications non agricoles, dans le domaine médical pour la mise au point de modèle qualitatif d’aide au diagnostic (Bohanec et al., 2000 ; Bohanec et al., 2008). Le logiciel est libre d’accès sur internet¹³ mais n’est pas ouvert quant à son code. Dans le vocabulaire de DEXi, il est parlé *d’attributs* de base pour les indicateurs à agréger, de *fonction d’utilité* pour désigner les règles de décision « si alors » pour agréger deux ou plusieurs attributs en un *attribut agrégé* (Figure 31).

¹³ <http://www-ai.ijs.si/MarkoBohanec/dexi.html>

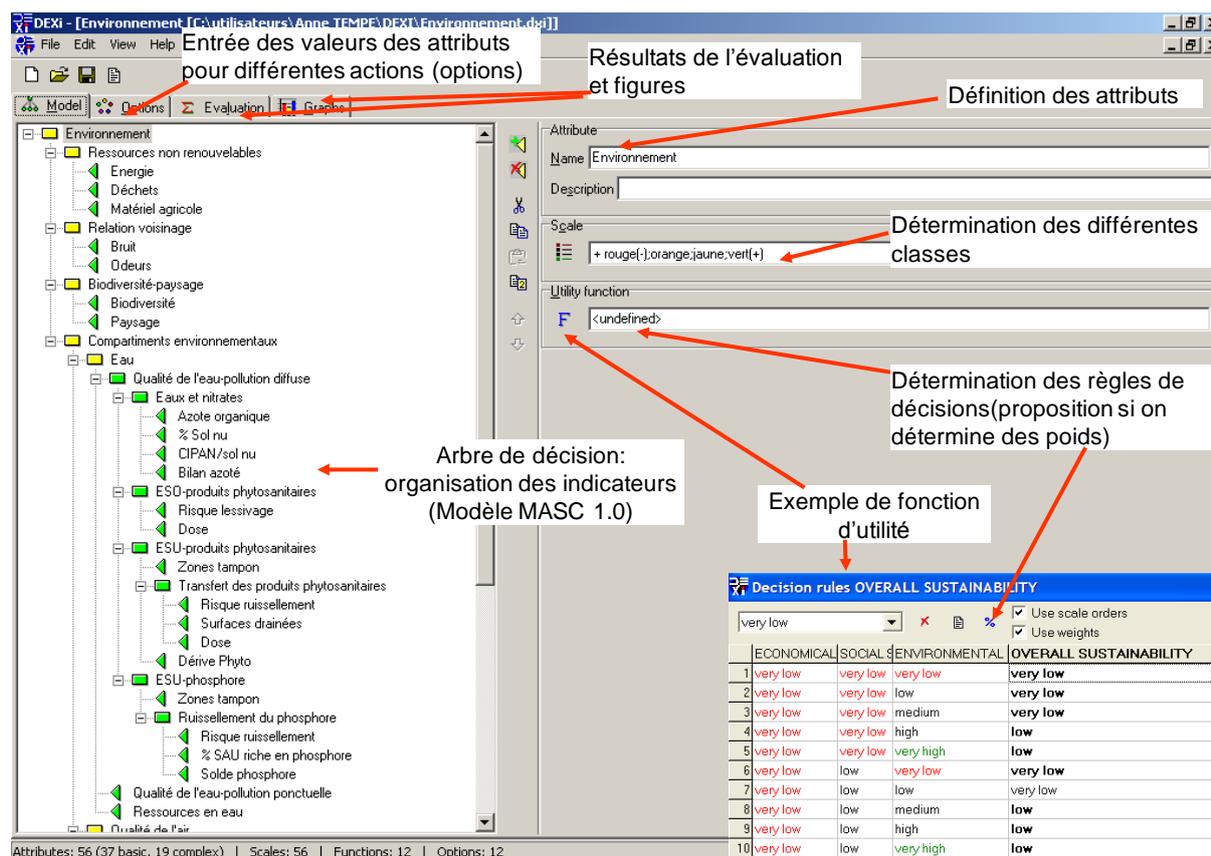


Figure 31 – Vue du logiciel DEXi : copie de l'écran de conception de l'arbre de décision.

4.6.3. Le modèle MASC

Dans le cadre du projet ANR-ADD Discotech, j'ai participé aux travaux d'un groupe de 7 agronomes de l'INRA encadrant un étudiant postdoctoral (Sadok et al., 2009), (ACL18), qui est à l'origine du modèle MASC. Celui-ci se compose de 32 attributs de bases et 21 attributs agrégés (Figure 32). Dans la version 2 (Craheix et al., 2012), (ACLN7), nous avons ajouté des attributs économiques et sociaux et nous arrivons à respectivement à 39 attributs de base et 26 agrégés. Ces attributs sont des indicateurs de diverses natures. Pour certains indicateurs environnementaux, ils reposent sur des modèles opérationnelles dont certains modules d'INDIGO® (I-Phy eaux souterraines, de surface, air, I_{NO3}, I_{NH3}, I_{N2O}, etc.). D'autres sont des indices économiques (marge, efficacité), ou encore des indicateurs simples (IFT, diversité des cultures), voire des attributs estimés qualitativement à dire d'experts (besoins en investissement, risque de tassement), etc. Les pondérations de certaines fonctions d'utilité ont été fixées quand elles reposaient sur des données de connaissances alors que celles reposant sur des préférences, comme l'agrégation des 3 dimensions de la durabilité en une durabilité globale, ou encore contextuelle (eaux souterraines/superficielles) sont laissées au libre choix de l'utilisateur, mais avec une proposition de valeurs limites pour les pondérations dans une majorité de cas pour éviter une surpondération. Nous avons revu soigneusement les fonctions d'utilité pour éviter les excès de compensation de valeurs faibles par des valeurs élevées.

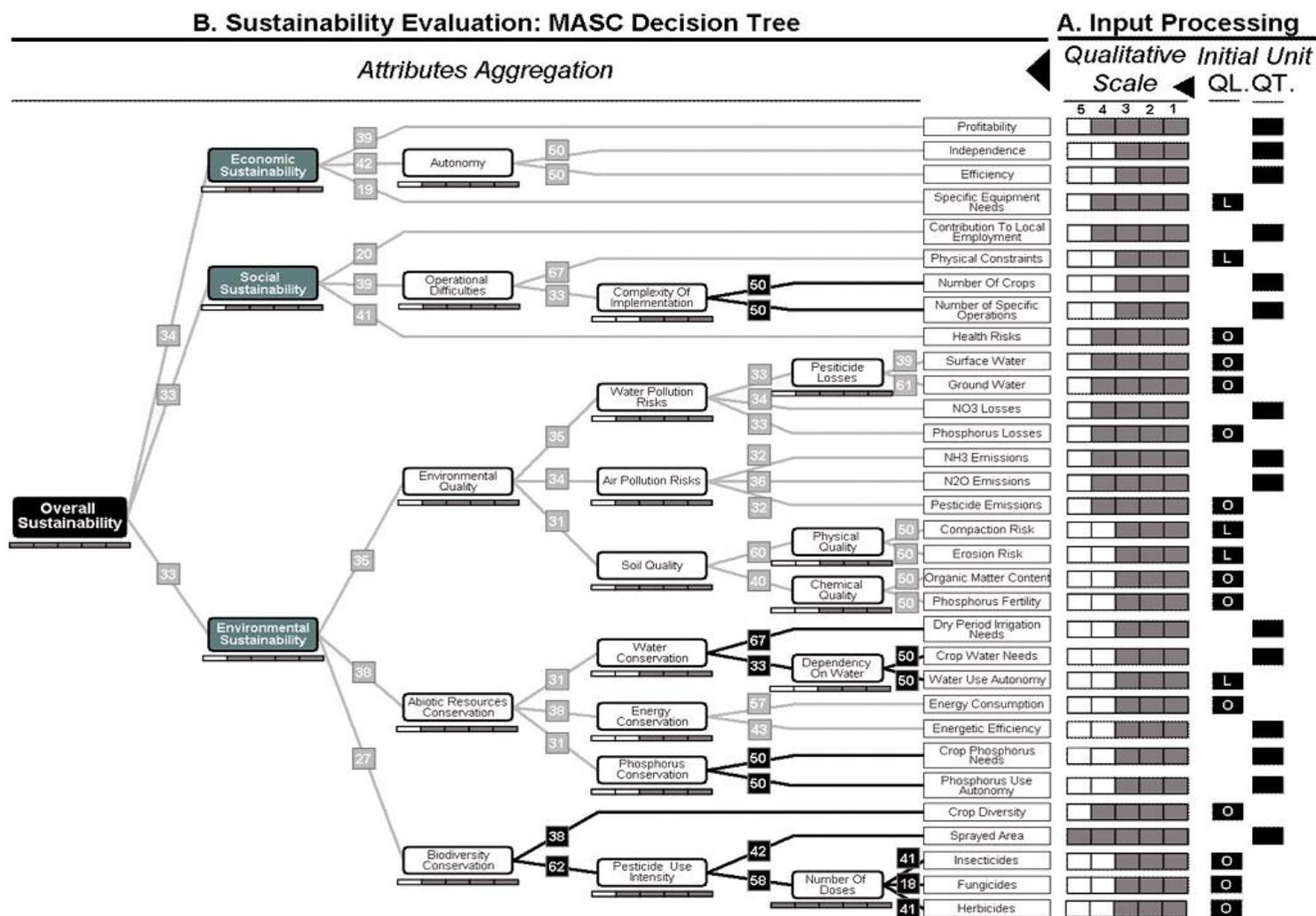
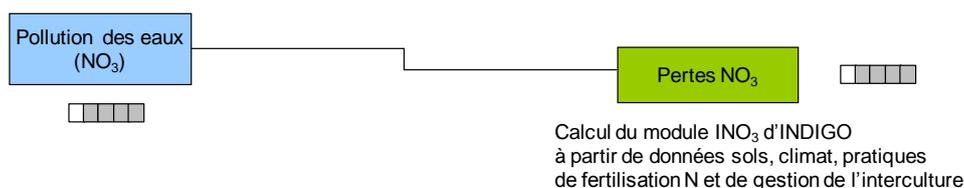


Figure 32 – Vue d’ensemble de l’arbre de décision du modèle MASC 1 (Sadok et al., 2009), (ACL18). A droite, les attributs d’entrés sont désignés par un rectangle noir dans la colonne QT pour les attributs quantitatifs et QL pour les attributs qualitatifs (L : échelle linguistique, O : ordinale). Le nombre de rectangle gris dans l’échelle à côté ou en-dessous des attributs désigne le nombre de classes (ex : low/medium/high). A chaque nœud d’agrégation, les nombres désignent les pondérations, celles en grisées peuvent être modifiées et celles en noir ont été fixées.

4.6.4. DEXiPM (Messéan et al. 2010 ; Pelzer et al. 2012) (ACLN5, ACL21)

Dans le groupe de travail de DEXiPM conduit par A. Messéan (INRA Eco Innov), nous avons fait le choix de travailler avec des attributs simples relatifs aux pratiques, au milieu ou au contexte et non avec des indicateurs agrégés. Tous les attributs de base sont donc des variables qualitatives. Ce choix a été motivé par l'hypothèse que pour des systèmes très innovants, on ne dispose pas forcément de données quantitatives. Cette approche a été inspirée de celles du projet Ecogen sur l'évaluation des impacts de variétés de maïs OGM (Bohanec et al., 2008). La Figure 33 donne un exemple pour le lessivage des nitrates.

MASC



DEXiPM

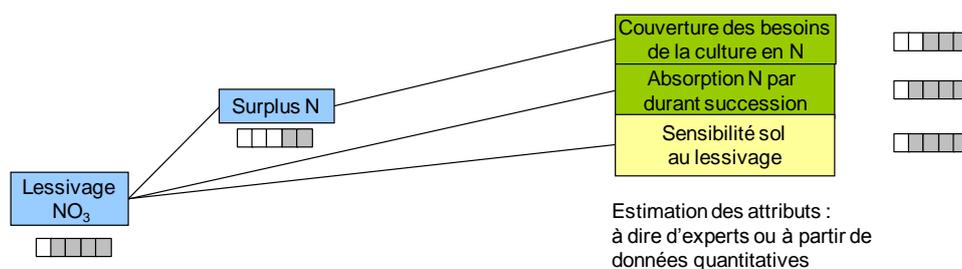


Figure 33 – Comparaison du type d'attributs de base dans MASC et DEXiPM. Le nombre de rectangle gris dans l'échelle à côté ou en-dessous des attributs désigne le nombre de classes (ex : faible/moyen/élevé), (Lô-Pelzer et al., 2009 ; Lô-Pelzer et al., 2010), (C-COM23, C-ACT132).

Dans l'arbre de DEXiPM, la partie sociale et le module biodiversité ont fait l'objet d'un travail particulier qui a conduit à un arbre plus élaboré que dans MASC. Ainsi pour la biodiversité, nous avons proposé des branches estimant l'effet de pratiques culturales (ex : pression pesticides, travail du sol fertilisation) et de gestion de milieu (ex : implantation de zones semi-naturelles) en interaction avec des données de contexte (ex : % zones semi-naturelles) sur des groupes d'organismes (flore sauvage/semi naturelle, adventices; auxiliaires volants, pollinisateurs et faune du sol) comme montré sur la Figure 34. Pour la faune, nous avons mis l'accent sur des groupes d'espèces liés à des services écosystémiques en agriculture (cf. 3^{ème} partie « perspectives de recherche » chapitre 2.2.2).

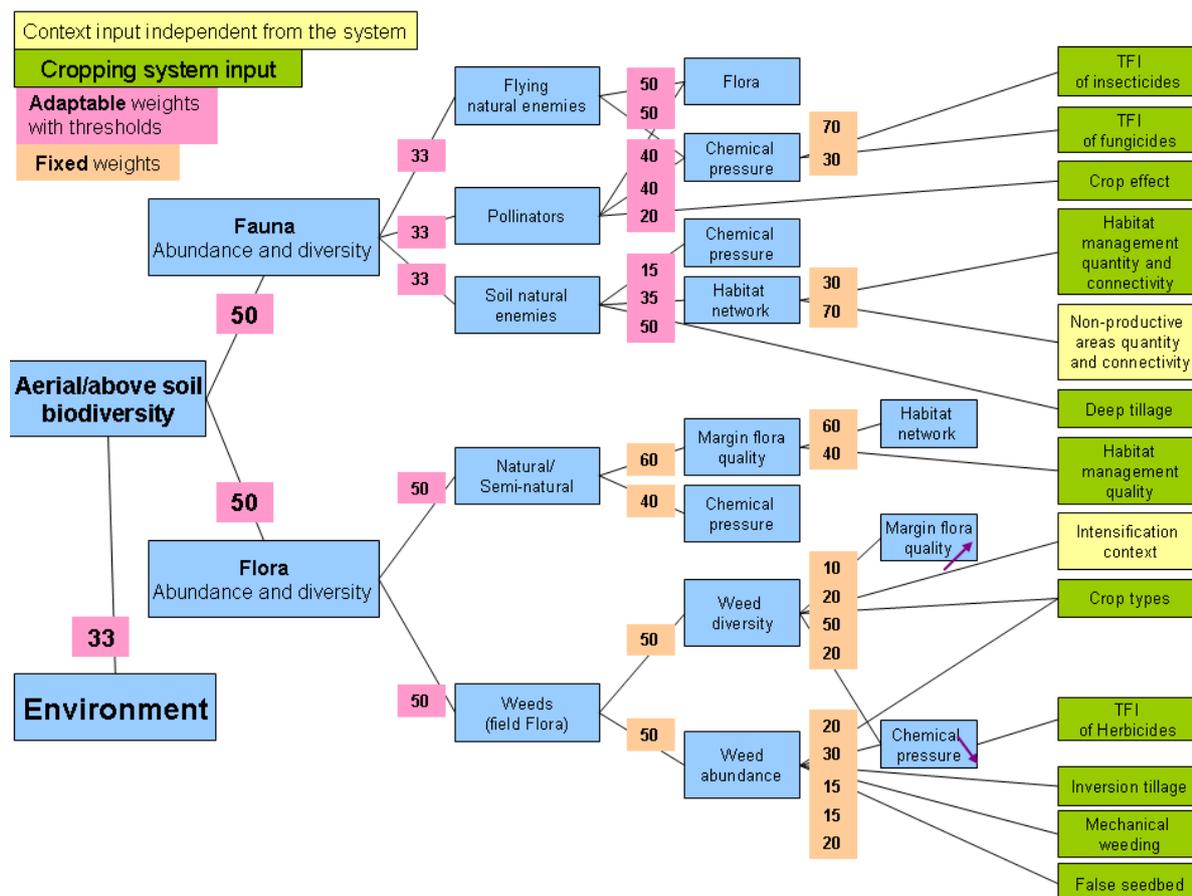


Figure 34 – Présentation du sous-arbre « biodiversité aérienne/épigée » de DEXiPM, (Lô-Pelzer et al., 2009), (C-COM23).

Dans ces deux projets, nous avons tenté d'agrèger les principaux indicateurs liés aux thématiques les plus importantes de la durabilité et étendre notre réflexion aux autres dimensions de la durabilité. Ces travaux suscitent cependant de nombreuses questions méthodologiques, comme identifiés lors de la session du séminaire MASC en mars 2010 sur les fronts scientifiques à engager, session que j'ai animée. Une question centrale est la sensibilité et la capacité de ces arbres à discriminer les systèmes de culture. Le manque de sensibilité viendrait notamment de la complexité de l'arbre, du nombre de critères et surtout du nombre de niveaux d'agrégation (Bergez et al., 2010 ; Carpani et al., 2012). Nous avons aussi entamé une réflexion sur les règles de décision dans les fonctions d'utilité, pour en établir une typologie afin de guider les utilisateurs du logiciel DEXi. Une autre question soulevée lors de cette session a été le recours à une méthode alternative d'agrégation à DEXi. Ces questions constituent des futures pistes de recherche (cf. 3^{ème} partie « perspectives de recherche » chapitre 3.3.2.1).

Résumé du chapitre 4 : De l'environnement à la durabilité : l'agrégation composite d'indicateur

Dès les premiers travaux sur les indicateurs agro-écologiques, la question de l'agrégation d'information diverse et de nature variée s'est posée. L'agrégation spatiale impliquant un changement d'échelle a été traitée dans le chapitre précédent. Plusieurs niveaux d'agrégation peuvent être distingués, allant de l'agrégation de variables pour la construction d'un indicateur thématique (ex : transfert de pesticides dans l'eau) jusqu'à l'agrégation d'indicateurs thématiques pour la formation d'un indicateur de durabilité agrégeant les trois dimensions de la durabilité, pour former un indicateur composite. Si au premier niveau, l'agrégation est surtout basée sur la prise en compte des processus et relève normalement d'un travail de modélisation, au niveau supérieur, on arrive à une prise en compte d'information non scientifique. C'est bien à ce niveau que l'agrégation pose des problèmes méthodologiques. L'hypothèse que j'ai faite c'est qu'une démarche d'agrégation est généralement nécessaire dans un travail d'évaluation en complément d'une analyse indicateur par indicateur, et qu'il est possible de développer des méthodes spécifiques pour pallier les reproches souvent faits à la construction d'indicateurs composites.

Avant toute démarche d'agrégation d'indicateurs thématiques, une structuration de ceux-ci est nécessaire en vue d'une agrégation ultérieure. Dans le cadre du projet européen SEAMLESS, j'ai été moteur dans le développement d'un cadre structurant, le goal-oriented indicator framework (GOF) organisant les indicateurs environnementaux, économiques et sociaux de manière transversale (Olsson et al. 2009), (ACL 13).

Par ailleurs, j'ai travaillé sur plusieurs méthodes d'agrégation. Dans un projet transfrontalier, j'ai développé un indicateur spécifique de durabilité environnementale (IDU) basé sur une moyenne pondérée des valeurs d'indicateurs de la méthode INDIGO[®] transformés en score selon des fonctions de performance environnementale (entre 0 et 100 %) et un système de pondération spécifique limitant les problèmes de compensation et de subjectivité (Bockstaller et al., 2002), (R6). J'ai cherché dans ce travail à concilier la facilité et la lisibilité d'une moyenne pondérée avec des apports des méthodes d'analyse multicritère basées sur le surclassement (méthodes de la famille Electre). Le calcul de l'indicateur IDU et l'utilisation de la méthode Electre sur un jeu de données a montré une corrélation étroite en termes de classement. Un travail ultérieur a visé à explorer la possibilité de travailler avec des arbres de décision associant des sous-ensembles flous.

Plus récemment, j'ai participé aux travaux de plusieurs équipes INRA autour de l'outil DEXi, basé sur la construction d'arbres de décision utilisant des fonctions « si alors ». Ces travaux ont conduit à l'élaboration des modèles d'évaluation de la durabilité des systèmes de culture, MASC (Sadok et al. 2009), (ACL 18) et DEXiPM (Pelzer et al. 2012) (ACL 21). Le premier est basé en grande partie sur des indicateurs quantitatifs dont des indicateurs INDIGO[®] pour la dimension environnementale, et le second sur des indicateurs qualitatifs de pratique et de contexte, plus adaptés à la conception *ex ante* de systèmes de culture très innovants. En plus de la participation à l'élaboration des arbres de décision, j'ai identifié des questions méthodologiques à approfondir. Une question importante porte sur la construction des règles d'agrégation et une seconde sur une méthode alternative à DEXi.

5. De la méthode INDIGO® aux autres indicateurs

5.1. Une « explosion » de travaux sur indicateurs

En 1993, quand nous avons commencé nos travaux, il existait peu de travaux sur des méthodes d'évaluation, ou/et sur les indicateurs. Le travail de recensement qu'a réalisé J. Rosnoblet dans le cadre du projet ANR-ADD Impact sous la responsabilité de P. Girardin, (Rosnoblet et al., 2006), (*C-ACT/16*) avait fait ressortir une « explosion » de travaux sur indicateurs, déjà pointée par d'autres auteurs (Riley, 2001a). La diversité des indicateurs qui a résulté de cette situation, et le constat par la suite que selon les groupes de travail, les disciplines, le terme d'indicateur ne voulait pas dire la même chose, m'a incité à reconsidérer le statut de mes indicateurs et à développer une typologie générale sur différents types d'indicateurs. Je me suis ainsi intéressé à d'autres familles d'indicateurs et notamment les indicateurs plus simples que ceux de la méthode INDIGO®. Par ailleurs, la multiplicité des indicateurs ne va pas sans poser des questions aux utilisateurs potentiels quant au choix des méthodes, ce qui m'a conduit à participer à des travaux de synthèse sur l'état de l'art et à réfléchir sur une démarche d'évaluation comparée de méthodes reposant sur les indicateurs.

5.2. Une nouvelle typologie d'indicateurs

5.2.1. Une généralisation du concept d'indicateurs

Au début de nos travaux, nous avons posé comme hypothèse que les modèles de simulations dynamiques notamment issus de la recherche étaient trop difficiles d'utilisation et qu'une méthode d'évaluation opérationnelle réalisable par les praticiens nécessitait des indicateurs. Cependant, il nous a fallu constater qu'un ensemble de méthodes dont la méthode IDEA (Vilain et al., 2003 ; Zahm et al., 2008) avaient recours à des indicateurs bien plus simples dans leur construction que ceux d'INDIGO®. Pour ces auteurs, la méthode INDIGO® apparaissait déjà trop complexe. Par ailleurs, d'autres préconisaient des indicateurs reposant sur des mesures de terrain, comme pour l'estimation du risque de lessivage par mesure du reliquat d'azote à l'entrée de l'hiver (Van Bol et Peeters, 1997). Dans le domaine de l'écologie, le recours à des indicateurs basés sur des comptages d'espèces est une « tradition fermement établie » (Noss, 1990). Enfin, dans le projet Seamless (cf. chapitre 3.6), les sorties de la chaîne de modèles de simulation ont servi à calculer des indicateurs.

Derrière le mot indicateur se cache donc une grande variété de forme. Par ailleurs, entre temps, des cadres ont été définis à l'échelle internationale : pression/état/réponse (PSR, OCDE, 1999) ou dans sa version plus récente, force-motrice/état/réponse pour tenir compte des effets positifs de l'agriculture et facteurs autres que les pratiques agricoles, et enfin sa version améliorée dérivé, force-motrice/pression/état/impact/réponse au niveau européen (DPSIR, Smeets et Weterings, 1999). Ces cadres ont été inspirés de la prise en considération la chaîne causale que nous pouvons simplifier dans le cas des impacts liés aux polluants comme représenté sur la Figure 35.

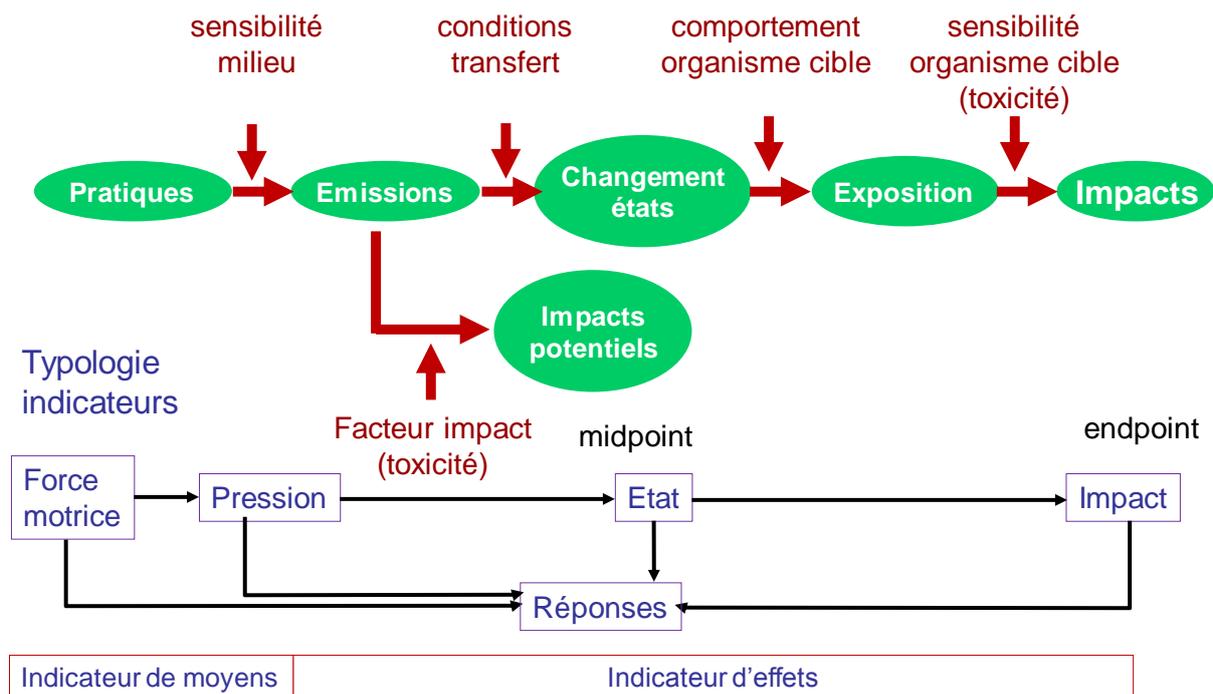


Figure 35 – Différentes classifications des indicateurs en fonction du positionnement sur la chaîne causale (ici celle pour les impacts liées aux polluants), adapté de Payraudeau et van der Werf (2005) et Bockstaller et al. (2008), (ACL11).

Sous l'influence de facteurs amonts, de déterminants socio-économiques, les pratiques (agricoles) interagissant avec les conditions du milieu, sont responsables d'émissions qui désignent le départ de polluants du système agricole (limite des racines et du couvert en vertical, de la limite de la parcelle en horizontal). Ces émissions de polluant peuvent ou ne pas atteindre un compartiment cible et provoquer un changement d'état. En fonction du comportement d'un organisme, il y aura exposition ou non, et en fonction de sa sensibilité, il y aura impact. On parlera d'« impact potentiel » si la chaîne causale est simplifiée (Freyer et al., 2000) notamment pour la partie allant des émissions aux impacts, comme cela est le cas en ACV. Dans ce domaine, les auteurs parlent des impacts « midpoint » et « endpoint » respectivement pour un impact potentiel liés aux émissions et à l'effet final - l'impact dans son sens restreint (Hertwich et Hammit, 2001 ; Bare et Gloria, 2006).

Plusieurs constats sont à faire :

- En termes d'échelle, les indicateurs de pratiques et d'émissions peuvent être estimés à l'échelle parcellaire ou de l'exploitation agricole, alors que dans une majorité de cas, les effets allant des changements d'états jusqu'à l'impact final ne peuvent être appréhendés qu'à l'échelle supérieure du petit territoire ou bassin versant ou plus haut. Une exception constitue les impacts sur le sol, mais le faire sur une parcelle isolée ne sera que de portée limitée.
- Quant à la typologie pression/état/réponse (PSR) – et sa variante force-motrice/état/réponse (DSR) – : bien qu'utilisée à l'échelle nationale (Maurizi et Verrel, 2002), elle présente une vision trop simplifiée de la chaîne causale, par sa forme linéaire. En réalité on a souvent à faire à ce qui est plutôt un réseau causal (causal network, Niemeijer et de Groot, 2008). L'état (S) correspond en fait à toute la partie allant d'un changement d'état à l'impact (final). Le terme pression (P) regroupe à la fois les pratiques et les émissions, or en termes d'indicateurs on change totalement

de statut, passant des indicateurs de moyens, les causes, aux indicateurs d'effets (van der Werf et Petit, 2002 ; Payraudeau et van der Werf, 2005). Ceci est aussi vrai pour le terme de pression dans le cadre amélioré DPSIR. On trouve aussi des indicateurs de sensibilité de milieu classés parmi les indicateurs d'état (ex : (CORPEN, 2006) alors qu'ils ne désignent pas un état sous influence directe des activités humaines mais des variables relativement fixes. Ainsi ces typologies utiles dans un certain cadre d'utilisation présentent de nombreux inconvénients quand on les généralise, comme en témoigne aussi mon expérience personnelle et de nombreuses discussions dans des groupes de travail pour classer les indicateurs.

- Plus généralement, ces considérations aident à comprendre et à généraliser la notion d'indicateur que nous avons définie en introduction comme *une information au sujet de variables plus difficiles d'accès ou de systèmes plus complexes*. En fait, à partir de la Figure 35, on comprendra que la mesure de l'impact final est difficile d'accès, car demandant beaucoup de moyens, voire impossible en termes de méthodes, en raison de la complexité du concept ou du système (ex : la durabilité ou la biodiversité). Cependant, l'indicateur peut être basé sur une mesure ou une prédiction exacte (à l'incertitude du modèle près) d'un maillon de la chaîne causale. Ceci nous a amené à nuancer le constat au départ de nos travaux que les indicateurs étaient des alternatives aux mesures de terrain ou aux modèles (Bockstaller et al., 1997), (ACL3).

5.2.2. Une proposition de typologie générale d'indicateurs

J'ai donc proposé deux typologies croisées, basées

- l'une sur la chaîne causale simplifiée, en parlant *d'indicateurs de pratiques, de sensibilité du milieu, d'émission, d'état, d'exposition ou d'impact*. Cela a l'avantage d'être plus précis que Payraudeau et van der Werf, 2005 qui distinguent seulement parmi les indicateurs d'effets, les indicateurs d'émissions et d'impacts. A ceci s'ajoute la notion d'indicateurs de risque quand on croise aléa et vulnérabilité en théorie avec une estimation probabilistique de l'aléa (Aurousseau, 2004). Mais, dans le cas des indicateurs liés aux pesticides (pesticide risk indicator, Levitan, 2000), ils sont souvent basés d'un croisement d'un facteur d'émission ou de changement d'état et de la toxicité, proche de la notion d'impact potentiel. On parle de *risque* pour les pesticides, car l'effet reste considéré comme aléatoire.
- Une seconde sur le mode d'obtention de sa valeur, la nature et quantité de l'information utilisée, la méthode de traitement de cette information qui me conduit à distinguer :
 - o Les *indicateurs simples* car basés sur une variable ou une combinaison simple (ex : ratio, solde) de variables. Leur application sur une grande échelle peut ne pas se révéler si simple comme pour l'indice de fréquence traitement (IFT) mais le mode de calcul, reposant sur un ratio dose sur dose homologuée, reste facile à comprendre. Ces indicateurs sont souvent proposés par des groupes de travail n'ayant pas les moyens de faire un réel travail de recherche et qui s'appuient sur leur expertise sur les causes à l'origine d'un impact donné.
 - o Les indicateurs *prédictifs*¹⁴ car basés sur une fonction prédictive reliant des variables d'entrées (des causes) à des variables de sortie (des effets). Cette

¹⁴ Dans la publication (Bockstaller C., Guichard L., Makowski D., Aveline A., Girardin P., Plantureux S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 139-149.), (ACL 11), j'ai parlé de « calculated indicator » mais le terme « prédictif » me paraît préférable

fonction peut reposer sur des modèles complexes, mécanistiques à nombreux variables ou paramètres souvent inaccessibles (Cannavo et al., 2008) ou des modèles opérationnels reposant sur un nombre réduit de variables et accessibles, et des fonctions plus empiriques mais présentant un minimum d'intégration des processus comme le montre notre travail sur INDIGO®. Ceux-ci se distinguent de modèles comme STICS, dits conceptuels au sens d'Addiscott et Wagenet, 1985, qui reposent sur une réduction du nombre de variables et de paramètres par rapport aux modèles mécanistiques mais sans prendre en compte leur accessibilité.

- Les indicateurs *mesurés* résultant d'une observation ou d'une mesure directement reliée à un effet, une émission dans le cas de mesure de teneur en polluant sous les racines à l'aide par exemple de bougies poreuses, à un état ou à un impact (ex : mesure de teneurs dans les eaux souterraines ou les indicateur de biodiversité). On peut ranger les bioindicateurs dans cette catégorie (cf. 3^{ème} partie « perspectives de recherche » chapitre 2.3.1).

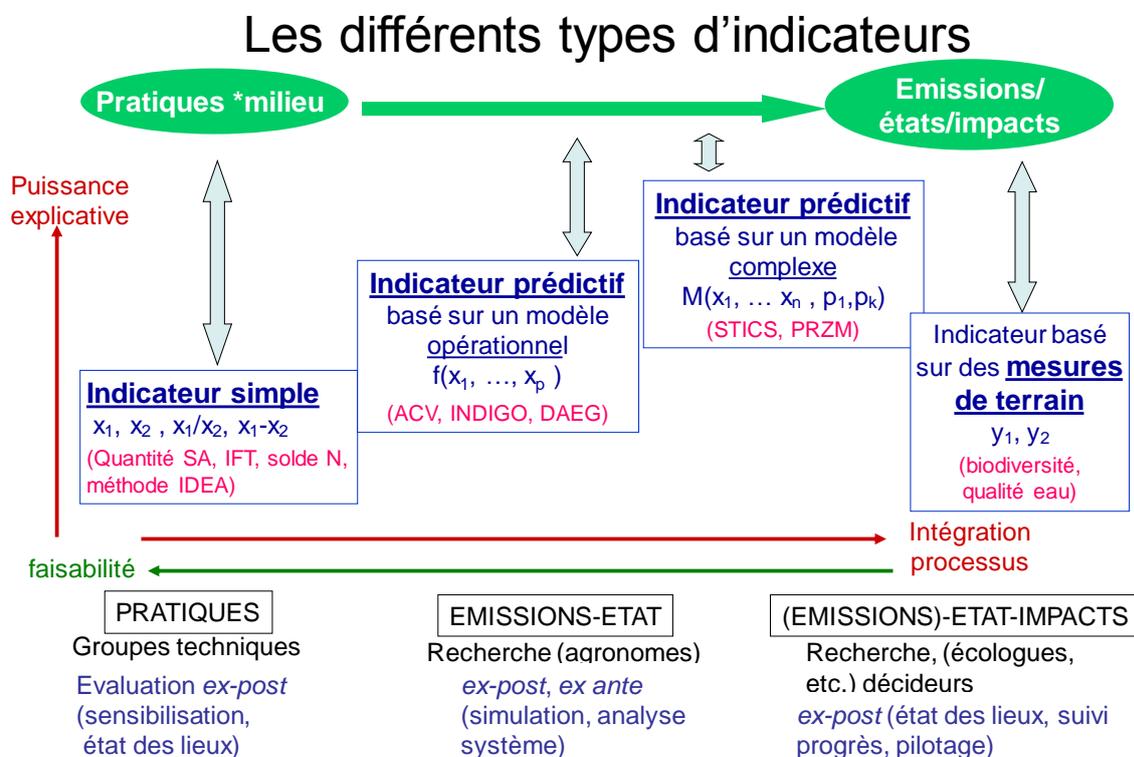


Figure 36 – Une typologie des indicateurs en fonction de leur mode d'obtention des valeurs et une évaluation de leur qualité et défaut. En dessous des types d'indicateurs sont donnés des exemples tels la quantité de substance active (quantité SA), l'indice de fréquence de traitement (IFT).

Cette typologie synthétisée sur la Figure 36 est inspirée de figure de Dabbert et al. (1999) et Payraudeau et van der Werf (2005) qui ont mis en opposition un pôle faisabilité et un pôle que j'appellerais « intégration des processus », que ces auteurs appellent respectivement « proche du concept » « haute validité » pour les premiers ou « pertinence environnementale » pour les seconds. J'y ai rajouté un second axe sur la « puissance explicative » la possibilité de remonter aux causes sans variables, calculs ou mesures

supplémentaires. De manière schématique, on peut affirmer que les indicateurs simples sont plus faciles d'accès sous réserve qu'il n'y ait pas un problème socio-économique d'accessibilité des données¹⁵ mais intègrent moins les processus et sont donc plus difficilement corrélés aux impacts que les modèles ou encore que les mesures de terrain si ces dernières ne présentent pas un problème d'erreur métrologique. Une limite majeure à une mesure d'un effet, est qu'elle fournit une photo de la situation mais ne renvoie pas directement aux causes et pose donc des problèmes pour tracer les relations de causes à effet (Merkle et Kaupenjohann, 2000) alors qu'un modèle permet cela s'il intègre les principaux processus. Une autre limitation est que le recours à des mesures de terrain ne permet pas de réaliser des simulations et des évaluations *ex ante*. Il est à noter que les modèles les plus complexes intégrant le plus de mécanismes ne sont pas toujours les plus performants pour la qualité prédictive par rapport aux modèles plus empiriques (Cannavo et al., 2008). Cependant, cela dépend du degré de simplification. Ainsi, les modèles opérationnels servant à calculer des indicateurs comme ceux pour la méthode INDIGO® ont fait l'objet de simplification importante, certains processus ayant été négligés (ex : le climat) et ne pourront atteindre ce niveau.

Comme présenté sur la Figure 36, les indicateurs simples portent sur les pratiques principalement, mais peuvent aussi être basés sur des variables de milieu comme l'indice de drainage proposé par le CORPEN (CORPEN, 2006) et en Allemagne (Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, 1992), qui repose sur le rapport drainage/réserve utile. Les indicateurs prédictifs traitent très souvent des émissions, lessivage sous les racines, émissions gazeuses, ou encore d'état tels les modèles hydrologiques ou le couplage de modèles d'émissions et de transfert. La modélisation des impacts finaux est plus complexe et à ce niveau, il est souvent fait appel à des indicateurs mesurés.

5.3. Des synthèses par thématique

En partant de ce travail théorique, j'ai revisité la classification des indicateurs dans différentes synthèses réalisées dans l'équipe, sur l'ensemble des thématiques environnementales (projet ADD Impact, Rosnoblet et al., 2006), (*C-ACT16*) ou pesticides (Devilleers et al., 2005) ou encore celle du CORPEN sur indicateur azote à laquelle j'ai participé (CORPEN, 2006). Ces études sont restées très vagues sur le type d'indicateurs utilisant la typologie pression/état/réponse le plus souvent et n'entrant pas davantage dans les modes de calcul. Dans le cadre du stage d'Anne Tempé en 2007 (Tempé, 2007), nous avons exploité la base de Rosnoblet et al. (2006), (*C-ACT16*) et travaillé sur plusieurs thématiques, azote, pesticides, gestion de l'eau, du sol, biodiversité. Je me limiterai aux deux premières thématiques.

5.3.1. Cas des indicateurs azote

La Figure 37 synthétise l'analyse de 142 indicateurs traitant de l'azote et trouvés dans la base de Rosnoblet et al. (2006), (*C-ACT16*). Il est à noter que seuls 5% portent sur un modèle d'émission (dont l'indicateur azote d'INDIGO®). Près d'un quart portent sur le calcul d'un bilan ou solde (entrée-sortie) avec une répartition équilibrée entre des indicateurs calculés à l'entrée de l'exploitation, à la surface ou dans le système sol-plante (Oenema et al., 2003 ; Bockstaller et al., 2006), (*R12*) ce qui confirme l'affirmation de certains auteurs, considérant ce type d'indicateur comme le plus utilisé (Langeveld et al., 2007).

¹⁵ Les quantités de substances actives, vendues dans les pays de l'UE et que les firmes ont longtemps refusé de fournir sont un exemple, ou encore les données sur la gestion de l'azote (Peyraud et al. 2012), (*R24*).

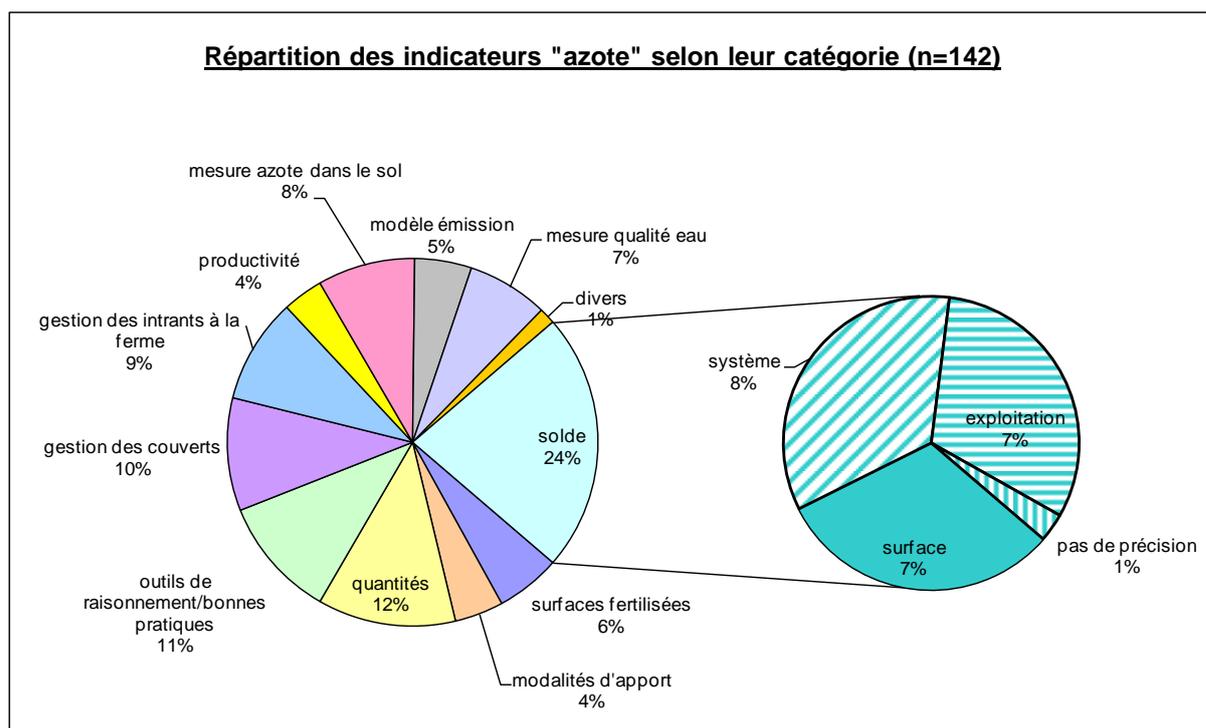


Figure 37 – Classification des indicateurs par mode de calcul et de variables utilisées pour la thématique azote (Tempé, 2007).

Dans le cadre de l'étude du CORPEN, j'ai notamment participé au travail sur les indicateurs calculés au niveau parcellaire. Dans ce travail, nous avons relevé les principaux indicateurs nous paraissant pertinents et avons, en plus d'un travail descriptif, réalisé une évaluation de leur faisabilité et de leur « pertinence agronomique » qui peut être reliée à sa capacité prédictive des pertes. Il ressort bien du Tableau 17 une opposition entre pertinence (intégration des processus) et faisabilité telle que nous l'avons présentée dans la Figure 36. En parallèle, nous nous sommes aussi attachés à fournir dans les fiches descriptives des recommandations sur l'utilisation de ces indicateurs, leur portée, comme illustré par le critère nombre d'année pour l'interprétation dans le Tableau 17. Une attention particulière a été portée aux indicateurs basés sur le calcul d'un solde dont la capacité prédictive reste limitée (cf. chapitre 2.3.3.1).

Plus récemment, en 2011, j'ai mis toute cette expertise au service de l'expertise collective de l'INRA « les flux d'azote en élevage » (Peyraud et al., 2012), (R24) en coordonnant la rédaction du chapitre 8 sur les indicateurs (Bockstaller et al., 2012), (R25).

Tableau 17 – Comparaison de différents indicateurs azote (Bockstaller et al., 2009 d'après CORPEN (2006)), (ACL16).

Indicator	Spatial scale	Threshold value	Time for interpretation	Agronomic relevance	Feasibility
Fertilisation					
amount of applied nitrogen	Field/Farm/Region	local per crop	year	1	4
amount of available nitrogen	Field/Farm/Region	local per crop	year	1	3
Number of nitrogen applications (organic and mineral)	Field/Farm/Region	local per crop	year	1	3
Deviation from the recommendation of nitrogen rate	Field	zero	year	2	3
Period of application	Field/Farm/Region	local	year	1	3
Number of grazing days	Field/Farm/Region	local	year	3	2
Soil cover					
Area with bare soil during drainage period	Farm/Region	local	3–4 years	2	4
Area with catch crops	Farm/Region	local	3–4 years	2	4
Assessment of surpluses or losses					
Input/output budget (CORPEN)	Field/Farm/Region	local per cropping system	≥ 5 years	2	3
N supply / requirement budget (EQUIF)	Field/Farm/Region	local: close to zero	year	3	2
Soil mineral nitrogen at harvest ^a	Field	local per soil type	year	3	2
Soil mineral nitrogen at beginning winter ^a	Field	local per soil type	year	4	2
Model predicting N losses: I _N INDIGO [®]	Field/Farm/Region	7 (matching a concentration below roots of 50 NO ₃ mg/L)	year	4	3 ^b
Model predicting Nitrate lixiviation: DEAC	Field/Farm/Region	local per cropping system	year	4	3 ^b

^a Measured, or assessed by a model; ^b when the parametrisation has been achieved.

5.3.2. Cas des indicateurs pesticides

Pour les indicateurs pesticides, j'ai repris les descriptions dans l'ouvrage de Devillers et al. (2005) et analysé de plus près les modes de calcul (Tableau 18). A côté d'indicateurs résultant d'une agrégation de variables et d'une transformation en scores, 14 indicateurs sur 43 reposaient sur l'approche ratio de risque (concentration prédite/concentration seuil pour des effets toxicologiques). Dans ce cas, la concentration prédite est soit une sortie de modèles dynamiques et complexes calculées à priori (ex : p-EMA) ou encore d'un modèle opérationnel (ex : SYNOPS). Enfin un troisième groupe est constitué d'indicateurs reposant sur une méthode d'agrégation originale de type système expert associant les sous-ensembles flous (I-PHY) ou encore la méthode SIRIS (Vaillant et al., 1995).

Tableau 18 - Comparaison de différents indicateurs de risque pesticides (Bockstaller et al., (2009), (ACL16) d'après Devillers et al. (2005)).

Indicator	Developer/ reference	Target user ^b	Spatial scale	Environ. compartment addressed ^a	Calculation method	Validation (D, O, U) ^c	Time for data (for calculation)	Readability ^d	Feasibility ^d	Reproducibility ^d	Relevance for user
ADSCOR	OCDE group	DM	Field/region/ country	Sw	Sum of scores	D, O	< 1 h (< 1 h)	-	+	++	+
EIQ	Kovach et al., 1992	DM, R, T, F	Field	Sw, Gw, Bio, Hf, Hp	Some/ product of scores	D, O	< 1 h (< 1 h)	-	+	++	+
EPRIP	Trevisan et al. in Reus et al., 1999	DM, R, T, F	Field	Sw, Gw, Air, Soil	Risk ratio	D, O	> 1 h (< 1 h)	+	+	+	+
EYP	Reus and Leenderste, 2000	DM, F, other	Field/farm/ region/country	Sw, Gw, Soil	Risk ratio	D, U	< 1 h (< 1 h)	+	+	++	++
I-Phy	Van der Werf and Zimmer, 1998	DM, R, T, F	Field/farm	Sw, Gw, Air,	decision tree + fuzzy logic	D, O	< 1 h (< 1 h)	++	+	++	+
p-EMA	Hart et al., 2003	D, T, F	Field/farm	Sw, Gw, Soil, Bio, Hf, Hp	Risk ratio	D	> 1 h (< 1 h)	++	++	+	++
PERI	Nilsson 1999 in Reus et al., 1999	T, F	Field/farm	Sw, Gw, Air, Soil	Some/ product of scores	-	< 1 h (< 1 h)	+	++	++	+
POCER	Vercruyse and Steurbaut, 2002	DM, R, F	Field/farm	Sw, Gw, Soil, Bio, Hf, Hp	Risk ratio	D	< 1 h (< 1 h)	++	+	+	+
REXTOX	OCDE group	DM	Field/farm/ region/country	Sw	Risk ratio	D	< 1 h (< 1 h)	-	+	++	+
SIRIS	Vaillant et al., 1995	DM, R, T	Region/country	Sw,	Ranking method	D	< 1 h (< 1 h)	-	+	++	+
SYNOPS	Gütsche and Rossberg in Reus et al., 1999	DM, T, F	Field/farm/ region/country	Sw, Soil	Risk ratio	D	< 1 h (< 1 h)	-	+	++	+
SyPEP	Pussemier in Reus et al., 2002	DM, R, F	Water catchment	Sw, Gw,	Risk ratio	-	< 1 h (< 1 h)	+	+	++	++

^a Sw: surface water, Gw: groundwater, Bio: biodiversity, Hf: health of farmer, Hp: health of population, other: other compartment.

^b DM: decision-maker, R: researchers, T: technicians, F: farmers.

^c D: validation of the design (peer-reviewed article or by experts), O: validation of output with experimental data, U: end-user validation.

^d On a four-class scale: - (low), -, +, ++ (high).

5.4. Une méthode de comparaison des méthodes d'évaluation

Les travaux de comparaison des indicateurs présentés jusqu'ici dans ce chapitre étaient en grande partie descriptifs, ne fournissant que peu d'éléments d'évaluation sur les points forts et faibles des méthodes. Dans les travaux cités précédemment, respectivement deux et quatre critères sont utilisés pour les indicateurs azote (Tableau 17) et pesticides (Tableau 18). On retrouve dans les deux cas la faisabilité. La « pertinence » dans la comparaison des indicateurs azote peut être reliée à la « fiabilité » utilisée pour les indicateurs pesticides. D'autres travaux de comparaison de méthodes d'évaluation tels ceux de van der Werf et Petit (2002), Halberg et al. (2005), Payraudeau et van der Werf (2005) étaient aussi restés essentiellement descriptifs. Par ailleurs, peu d'auteurs avaient abordé une seconde question que se posent des utilisateurs potentiels : qu'en est-il des sorties de différentes méthodes ou indicateurs traitant d'une ou plusieurs thématiques identiques ? Est-ce que les résultats vont dans le même sens et aboutissent-ils aux mêmes recommandations ? Quelques auteurs tels Reus et al. (2002), (ACL6), Galan et al. (2007), pour des indicateurs pesticides, et Thomassen et de Boer (2005) pour plusieurs indicateurs (ex : émissions NH₃ et potentiel acidification de l'analyse de cycle de vie, bilan N et potentiel d'eutrophisation, etc.) avaient étudiés des corrélations entre sorties, ce qui peut constituer une sorte de validation (cf. chapitre 2.3.3.2).

Dans le cadre d'un projet transfrontalier avec l'Agroscope de Zurich, et des partenaires allemands, l'Ökolinstitut de Freiburg, l'Institut pour une agriculture respectueuse de l'environnement de Müllheim (IfUL), projet financé par le programme ITADA 3 (2002-2005), j'ai coordonné le projet COMETE qui a abouti :

- au développement d'une méthode de comparaison de méthode d'évaluation
- à la comparaison de quatre méthodes d'évaluation basées sur une série d'indicateurs : INDIGO[®] avec une méthode utilisant l'ACV, SALCA développée à Zurich (Rossier et Gaillard, 2004 ; Nemecek et al., 2008), et deux méthodes allemandes, KUL (Eckert et al., 2000) et REPRO (Hülsbergen, 2003).

Tous ces travaux ont été publiés dans un article (Bockstaller et al., 2009), (ACL16) et le détail dans le rapport du projet (Bockstaller et al., 2006), (R11).

5.4.1. Evaluation des méthodes à l'aide de critères

A partir d'autres travaux de comparaison de méthodes d'évaluation environnementales (Thompson, 1990 ; Hertwich et al., 1997) et agri-environnementales (Gebauer et Bäuerle, 2000 ; Thomassen et de Boer, 2005), nous avons sélectionné une série de 13 critères d'évaluation, noté chacun entre 1 (mauvais) et 5 (bon) autour de trois thématiques, la pertinence scientifique, la faisabilité et l'utilité (Tableau 19).

Tableau 19- Critères d'évaluation pour comparer des méthodes (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).

Scientific soundness	Feasibility	Utility
Coverage of environmental issues	Accessibility of data ^a	Coverage of needs ^a
Coverage of agricultural production branches	Qualification of user	Clearness of conclusion from results
Coverage of production factor	Need for external support	Quality of communication of results
Indicator type ^b , depth of environmental analysis	User-friendliness	
Avoidance of incorrect conclusions	Integration with existing farming software	
Transparency	time requirement	

^a For three user groups: farmers, advisers, administration.

^b Based on the driving-force, pressure, state, impact, response framework (EEA, 2005).

Par rapport à d'autres comparaison, nous avons construit des règles de décision plus précises pour chaque critère comme par exemple pour le critère « risque de fausse conclusion (Hertwich et al., 1997). Par ailleurs, pour certains critères, à l'instar de Thomassen et de Boer (2005) nous avons différencié plusieurs groupes d'utilisateurs, dans notre cas, trois : agriculteurs, conseillers agricoles et représentants des administrations (Tableau 19). Le critère « coût » n'a pas été ajouté parce que certaines méthodes (SALCA et INDIGO[®] surtout) étaient en phase de test et la sensibilité des méthodes n'a pas été retenue, faute de temps pour développer une méthode adéquate. L'ensemble de ces critères ont été discutés avec des acteurs lors d'un workshop. Les méthodes ont été évaluées par les concepteurs ou leurs représentants dans le cas des méthodes allemandes et ont fait l'objet de validation croisées par le groupe et les auteurs de ces méthodes.

Tableau 20 – Détail des règles de décision pour l'indicateur « risque de fausses conclusions » (Bockstaller et al., 2006 ; Bockstaller et al., 2009), (R11, ACL16).

Decision rules for the assessment of the criterion "avoidance of incorrect conclusions"	Score (1 to 5)
Lack of data on evaluation of the indicator and criteria "indicator type" = 1	1
Indicator based on a non-validated model	1
No agreement of indicator value with observed data	1
Indicator criticised in a peer-reviewed article	2
Indicator based on a partially validated model	2
Lack of data on evaluation of the indicator and criteria "indicator type" = 2 to 5	2
Medium agreement of indicator value with observed data	3
Calculation method recommended by experts	3
Scientific peer-reviewed article on the indicator	4
Indicator based on a validated model	4
Good agreement of indicator value with observed data	5

La Figure 38 donne une vue d'ensemble des résultats pour le groupe des agriculteurs. Plusieurs remarques peuvent être faites :

- Aucune des quatre méthodes ne couvre l'ensemble des problèmes environnementaux (la biodiversité par exemple est très peu abordée).
- La méthode SALCA présente les meilleures notes dans le domaine de la « pertinence scientifique » ce qui peut s'expliquer par l'investissement scientifique sur l'ACV sur laquelle elle s'appuie. Cependant SALCA dans la version étudiée souffrait d'un manque de convivialité.
- La méthode INDIGO® présente des faibles notes pour les facteurs « couverture des secteurs de production agricole » et « prise en compte des facteurs de production », qui s'expliquent par sa spécialisation dans les productions végétales. Cette méthode permet une analyse approfondie des systèmes de culture ce qui est plus difficile avec SALCA en l'absence d'un accès direct au logiciel de calcul. Elle se rapproche de SALCA pour les critères de pertinence scientifiques, « risques de fausses conclusions » et « transparence ».
- Les notes plus faibles des méthodes KUL/USL et REPRO pour le critère « type d'indicateurs/profondeur d'analyse » s'expliquent par les indicateurs de type « force motrice » basés sur les pratiques agricoles (cf. Figure 36).
- Le mode d'organisation efficace pour la mise en œuvre de la méthode KUL/USL, avec une centralisation des calculs, permet à la méthode de se distinguer pour la plupart des critères de faisabilité. La non-diffusion du logiciel l'accès limité aux modes de calcul explique la note moyenne du critère « transparence ».
- Pour le domaine de « l'utilité », les résultats sont proches et relativement bons avec un avantage pour la méthode KUL/USL qui offre la possibilité de labelliser une exploitation dont les résultats répondent à certaines exigences environnementales.

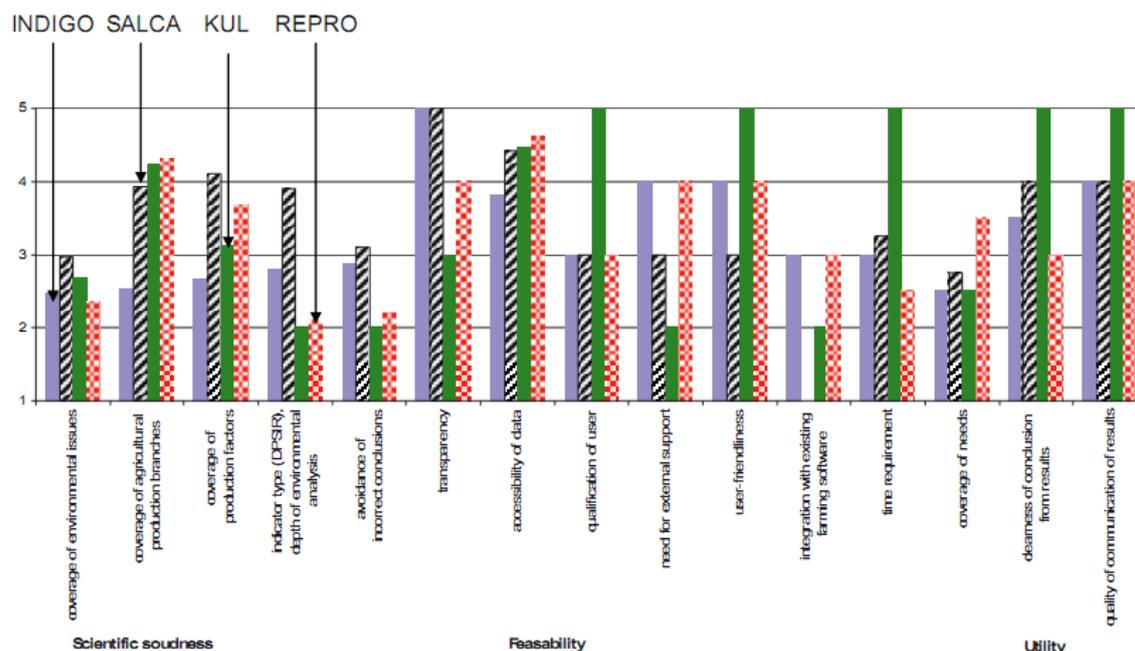


Figure 38 – Résultats de la comparaison de quatre méthodes à l’aide d’une série de critères notés entre 1 (mauvais) et 5 (bon) pour le groupe d’utilisateurs des agriculteurs, (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).

5.4.2. Comparaison des sorties

Pour mener à bien cette comparaison, nous avons calculé les indicateurs des trois méthodes, INDIGO, SALCA, et REPRO pour un groupe de 13 exploitations agricoles de la plaine du Rhin (Tableau 21). La méthode KUL n’a été calculée que pour 3 exploitations allemandes. Pour les méthodes SALCA et REPRO un nombre limité d’indicateurs ont été sélectionnés, pour la première par les concepteurs à la suite d’une étude de redondance, et pour la seconde par le groupe du projet qui s’est focalisé sur les indicateurs qui ont fait l’objet d’une transformation des valeurs brutes en score par rapport à des références (Tableau 22).

Tableau 21 - Nombre d’exploitations sélectionnées dans chaque pays et par type (Bockstaller et al., 2006), (R11).

Exploitation	Grandes cultures	Grandes cultures + cultures spéciales	Elevage bovin lait + grandes cultures	Elevage bovin lait + grandes cultures + culture spéciale	Elevage bovin 100% surface en herbe
Argovie/ Bâle Camp.(CH)		-	2 ^b	1 ^b	
Bade-Wurtemberg (D)	1	2 ^a	-	1	1
Alsace (F)	3	2			

^a dont 1 exploitation en agriculture biologique

^b exploitations en Production Intégrée (IP)

Tableau 22 – Indicateurs calculés pour la comparaison des sorties

INDIGO	REPRO	SALCA
Assolement Succession culturale Matière organique Phosphore Azote Phyto Energie	Solde azoté Taux de reproduction de l'humus. Intensité énergétique Solde phosphates Diversité culture Chargement bétail	Ressources non renouvelables énergétiques Eutrophisation globale Ecotoxicité terrestre Ecotoxicité aquatique

Pour la comparaison nous avons procédé en deux étapes. Dans un premier temps, nous avons comparé les classements de 13 exploitations agricoles très diverses avec le coefficient de corrélation de Spearman. Pour cela il nous a fallu agréger par un calcul de moyenne les valeurs des indicateurs. Dans le cas de la méthode SALCA, les concepteurs ont proposé une pondération de 0,5 pour deux critères d'écotoxicité.

Pour comparer les conseils des méthodes, j'ai développé une méthode originale basée sur, un indice de conformité qualitatif (Bockstaller et al., 2009), (ACL16), (Encadré 4).

Encadré 4 : Développement d'un indice de conformité permettant le comparer les conseils obtenus à partir de différentes méthodes d'évaluation (Bockstaller et al., 2006, 2009), (R11, ACL16)

En partant de la liste des facteurs de production (cf. Annexe 6.3 dans Bockstaller et al. (2006), (R11), cf. Tableau 23), un ensemble de conseils possibles a été fixé avec 2 extrêmes :

- « absence de conseil » quand le facteur n'est pas pris en compte par la méthode.
- « pas de conseil nécessaire » quand la méthode montre qu'aucune amélioration n'est nécessaire pour le facteur de production.

Tableau 23 – Exemple de modalités de conseil pour des facteurs de production en vue de la comparaison des conseils.

Facteur	Variantes du conseil						
	Pas de commentaire	Réduire les quantités	Augmenter les quantités	Changer le type	Modalités d'apport ou adapter date d'apport (enfouissement du fertilisant, renoncer aux apports d'automne,...).	Analyser et adapter la fertilisation N-	Pas de nécessité de modification
Fertilisation minérale N (type, quantité, modalités d'apport)							
Protection de la culture (produit, dose, modalités d'application, pratiques alternatives)	Pas de commentaire	Réduire les applications d'herbicides ou. Chercher des solutions alternatives	Réduire les applications de fongicides -	Réduire les applications d'insecticides	Adapter le choix de la matière active	Adapter les conditions d'application (enfouissement au sol des produits, respect distance aux cours d'eau, réduction des risques de ruissellement/érosion)	Pas de nécessité de modification

Chaque cellule est transformée en un « degré d'accomplissement », i.e. un nombre prenant la valeur de 0 ou 1¹⁶. A partir de ces valeurs, nous avons développé l'indice suivant

$$I_K = 1 - [\sum_{p:1 \text{ à } n} \sum_{q:1 \text{ à } b} \sum_{r:1 \text{ à } v_k} | i_{pqr} - j_{pqr} | / (2nb)]$$

avec :

i_{pqr} : Degré d'accomplissement de la modalité r pour le facteur q pour l'exploitation p pour la méthode

j_{pqr} : Degré d'accomplissement de la modalité r pour le facteur q pour l'exploitation 1 p pour la méthode 2,

n : Nombre d'exploitations,

b : Nombre de facteurs de production,

v_k : Nombre de modalités par facteur de production k

¹⁶ Dans le cas où les conclusions aboutissent à plusieurs modalités (ex. pour l'azote peut porter à la fois sur la réduction de la fertilisation et sur les modalités d'apport), chaque modalité de conseil est pondérée avec une valeur entre 0 et 1 (même en l'absence d'information supplémentaire). Il est impératif que la somme des pondérations soit égale à 1, pour faciliter le traitement statistique:

Une valeur de 1 prise par I_k montre une conformité parfaite entre les deux méthodes alors qu'une valeur de 0 exprime une absence totale de conformité entre les conseils fournis par les deux méthodes.

La Figure 39 montre qu'il existe une relative bonne liaison de 0,75 ou plus entre les trois méthodes pour lesquelles cette comparaison a pu se faire. En revanche pour la conformité des conseils, cette valeur est plus faible est inférieure à 0,6 dans deux cas. L'analyse des divergences a montré que les principaux facteurs explicatifs sont dans l'ordre :

- la philosophie des méthodes, i.e. les choix fondamentaux qu'on fait les concepteurs en termes de problèmes environnementaux traités, ex : pour le phosphore SALCA ne traite que des problèmes environnementaux (ressource non renouvelable, cadmium) qui conduit à toujours recommander une baisse, alors qu'INDIGO® traite aussi de la fertilité des sols et donc peut conseiller une hausse de fertilisants.
- les facteurs de production pris en compte dans les calculs d'indicateur, ex : pour l'azote, INDIGO et SALCA prennent en compte la gestion des fertilisants mais aussi de l'interculture alors que REPRO (comme KUL) traite de l'azote via le solde azoté.
- à un degré moindre seulement les valeurs de références utilisées dans le paramétrage (ex : coefficients exportation d'azote par les cultures).

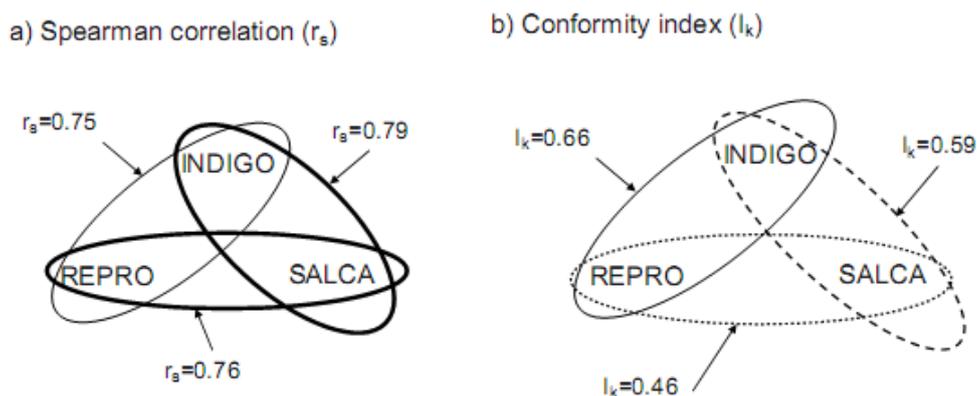


Figure 39 – Comparaison des sorties des trois méthodes comparées basée sur : a) le classement des exploitations agricoles à l'aide du coefficient de Spearman (r_s) b) la conformité des conseils au moyen d'un indice de conformité (I_k) (Encadré 4). Les deux comparaisons ont été faites pour un groupe de 13 exploitations (Tableau 21), (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).

En plus de cette évaluation à l'aide de critères qualitatifs et de la comparaison des sorties, nous avons aussi réalisé d'autres constats plus généraux :

- Ces méthodes à l'exception de KUL laissent l'utilisateur seul à devoir analyser les résultats.
- La mise en œuvre d'une méthode à l'étranger pose de nombreux problèmes, notamment en raison de la nomenclature des sols très différentes et de problèmes informatiques liés au changement de langues.

Ce travail de comparaison a permis à la fois d'acquérir des résultats sur les méthodes disponibles et de développement méthodologique sur la comparaison de méthode. Le travail sur la comparaison des sorties notamment a permis un travail original qui a aussi mis en évidence que des divergences existent entre les méthodes étudiées, INDIGO®, REPRO et SALCA, quand on passe au niveau du conseil. Ces écarts sont cependant davantage dus à des différences dans les choix fondamentaux telles les thématiques agri-environnementales

couvertes, méthodes de calcul, échelles, à la base des méthodes qu'à un paramétrage de circonstances qui pourrait biaiser les résultats. Il est à noter qu'un travail de comparaison et d'évaluation peut aussi apporter des gains aux concepteurs des indicateurs, Ainsi les auteurs de la méthode SALCA ont investi dans un outil de gestion et de calcul des indicateurs plus convivial depuis (Gaillard, pers. com.).

Résumé du chapitre 5 : De la méthode INDIGO® aux autres indicateurs

De nombreux indicateurs/méthodes d'évaluation ont été proposées en parallèle à mes travaux. Ce constat m'a amené réfléchir au positionnement de la méthode INDIGO® par rapport aux autres initiatives et à une réflexion générique sur les indicateurs environnementaux. Par rapport à d'autres typologies d'indicateurs, dont celles basées sur les notions de pression/état/réponse, j'ai montré une certaine ambiguïté de ces notions par rapport au positionnement sur la chaîne ou réseau causal et au type d'indicateurs en termes de structures.

Après avoir revisité le concept d'indicateur, j'ai proposé de préciser le positionnement des indicateurs sur la chaîne causale en parlant par exemple d'indicateurs de pratiques, d'émission, etc. Par ailleurs, j'ai identifié quant à la structure intrinsèque des indicateurs environnementaux, a) des indicateurs simples basés sur des variables ou combinaison simple (ex : ratio tel pour l'IFT) ; b) des indicateurs prédictifs reposant sur des sorties de modèle opérationnel ou complexe, c) des indicateurs reposant sur des mesures de terrain. Les indicateurs de la méthode INDIGO® sont en fait des indicateurs prédictifs reposant sur des modèles quantitatifs ou qualitatifs présentant un compromis entre la faisabilité des indicateurs simples et la prise en compte des processus par les indicateurs reposant sur des mesures. Ils permettent en plus des évaluations *ex ante* et de remonter aux causes, à identifier les pratiques (ex : choix des substances actives) impliquées dans un impact environnemental. Toute cette réflexion a remis en cause nos postulats initiaux opposant modèles et indicateurs.

Pour aider à voir clair dans cette « jungle » d'indicateurs, j'ai participé et conduit des travaux de recensement, de description d'indicateurs. Ainsi j'ai participé aux travaux du CORPEN sur les indicateurs azotes, coordonné la rédaction du chapitre « indicateurs » de l'expertise collective « les flux d'azote en élevage » (Bockstaller et al., 2012) (R24). Pour différentes thématiques, azote, pesticides, biodiversité, etc. je me suis appuyé sur la typologie développée précédemment pour analyser la base de données d'environ 2000 indicateurs d'un précédent projet mené par P. Girardin, ADD Impact (2005-2008), (Rosnoblet et al., 2006), (C-ACT16). J'ai aussi resynthétisé le travail de Devillers et al. (2005) sur les indicateurs pesticides pour présenter les grands types de construction d'indicateur pour cette thématique (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).

Cependant, de nombreux travaux de comparaison d'indicateurs et de méthodes restaient très descriptifs et ne comprenaient pas une méthodologie explicite. Le projet transfrontalier COMETE (2002-2006) que j'ai conduit avec l'Agroscope de Zurich m'a permis de travailler ce sujet. Nous avons comparé les méthodes INDIGO, SALCA (basé sur l'analyse de cycle de vie), et deux méthodes allemandes, KUL et REPRO). Pour cela, nous avons développé une méthode de comparaison reposant sur une grille explicite de critères et sur une démarche de comparaison des sorties des indicateurs. Cela m'a conduit notamment à développer un indice de conformité des conseils (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).

6. Conception et évaluation expérimentale des systèmes de culture : vers une approche intégrée

Durant la période 1994-2005 où mon activité a été financée par les programmes transfrontaliers ITADA⁶, il y avait une exigence des financeurs à renouveler la thématique des projets. Cela m'a incité à proposer deux projets tournant autour de la conception et l'évaluation des systèmes de culture à base de maïs, voire en monoculture comme cela est fréquent dans la plaine du Rhin.

Ce choix était motivé par différentes considérations :

- un intérêt pour le travail de conception de système de culture et l'expérimentation associée.
- des compétences techniques en expérimentation dans l'équipe INRA en la personne d'Aimé Blatz, compétences qu'il nous fallait conserver
- la polémique autour de la monoculture du maïs en Alsace, accusée de tous les maux et présentant cependant un certain nombre d'atouts comme le désherbage mécanique, la lutte biologique, des variétés résistantes aux maladies, etc..

J'ai exploré deux démarches complémentaires. Dans le projet A4 du programme 2 de l'ITADA (1996- 1998), nous avons engagé un travail de suivi de parcelles de deux exploitations en demandant dans certains cas aux agriculteurs de modifier leurs pratiques. Dans le projet 3 du programme ITADA 3 (2002-2005), nous mis en œuvre la démarche de conception et d'évaluation des essais systèmes telle que l'a formalisée J.-M. Meynard dès 1996 (Meynard et al., 1996, cf. Encadré 5) et développée par Lançon et al., 2008.

Encadré 5 (dans Bockstaller et al., 2000), (R5)***Une démarche d'évaluation expérimentale des itinéraires techniques (Meynard et al., 1996)***

Ce type d'évaluation expérimentale va plus que loin que le travail effectué avec les indicateurs et repose sur un ensemble de mesures qu'il n'est pas possible de mettre en œuvre sur un grand nombre d'exploitation. Elle comprend les étapes suivantes :

- L'évaluation globale de l'itinéraire qui consiste en la vérification de la réalisation des objectifs fixés à l'avance, en terme absolu ou en comparaison avec d'autres exploitations. ex : atteinte de l'objectif de rendement, limitation du risque de lessivage des nitrates, etc.
- L'évaluation agronomique permet d'apporter des éléments explicatifs à l'étape précédente. ex : mesures des composantes de rendements
- Evaluation analytique des règles de décision particulières a pour objectif de vérifier la pertinence de telles ou telles règles. ex : l'absence d'insecticide du sol pour le maïs.

Dans les deux premières étapes, un ensemble de décisions est évalué en même temps. Par exemple, par rapport au problème de lessivage des nitrates, on s'interroge à la fois sur les dates des apports, le fractionnement, la dose totale de la fertilisation azotée. En revanche, la troisième étape ne concerne qu'une décision particulière.

6.1. Suivi de parcelles sur deux exploitations agricoles (projet n°A4 1996-1998, programme ITADA II)

Dans notre cas, nous avons opté pour un travail sur l'exploitation agricole même afin de nous rapprocher davantage des conditions de travail de l'agriculteur pour intégrer ses contraintes d'exploitation et donner plus de poids à la valeur de démonstration. Cette démarche a été adoptée en Suisse par Häni (1993). L'exploitation peut ainsi servir à la fois de site expérimental et de site de démonstration. Cette approche s'inscrivait aussi dans la continuité d'une autre partie du projet centrée sur le calcul de nos indicateurs (cf. Figure 2).

Notre démarche s'est donc appuyée sur plusieurs volets

- Le diagnostic effectué au moyen des indicateurs sert de base pour identifier les points forts et faibles par rapport à la Production Intégrée (PI)⁷.
- Une action de conseil plus rapproché durant la période de culture consistant en entretiens assez réguliers avec l'agriculteur pour aider au pilotage des cultures
- Des essais de démonstration qui ont pour but de convaincre l'agriculteur de mettre en œuvre des pratiques de la PI. Ils peuvent prendre la forme d'essai « en bandes ».

Exemples :

- Essais : dose N en 1996, utilisation de la lutte biologique avec des trichogrammes en 1996 et 1998, désherbage en 1998 pour l'exploitation 5
- Essai « bande fleurie » en 1996-97 et 1998 pour l'exploitation 15
- Essai 0N (sans apport de fertilisants) pour les deux exploitations en 1997 et 1998

- Une validation de certaines recommandations de la PI appliquée au contexte des rotations avec une forte proportion de maïs ou en monoculture de maïs. Celle-ci a reposé sur une évaluation expérimentale des itinéraires techniques incluant des pratiques de la PI que l'agriculteur a mises en place sur des parcelles à la suite de nos conseils ou de manière spontanée. Nous insisterons sur cette dernière étape qui permet l'acquisition de références.

J'ai sélectionné deux exploitations parmi les 17 exploitations du réseau pour ce travail, en l'occurrence une exploitation alsacienne (n°5) et une allemande (n°15). L'exploitation alsacienne est représentative d'une zone de la monoculture de maïs irriguée tandis que sur l'exploitation allemande, l'agriculteur essaie de diversifier sa rotation dans la mesure du possible bien que le maïs garde une forte place. Du diagnostic à l'aide des indicateurs, il ressortait que l'agriculteur allemand raisonnait certaines de ses pratiques dans le sens de la PI : mesures de reliquats pour ajuster la fertilisation azotée, culture intermédiaire, désherbage du maïs. Par ailleurs, on disposait là d'un agriculteur qui n'utilisait plus d'atrazine depuis 1991 en Allemagne, molécule retrouvée dans les eaux (Schiavon et al., 1995 ; APRONA, 2005) ce qui permettait d'évaluer les effets sur la flore adventice, sujet polémique à l'époque côté français (Vergnaud et Lehenaff, 1995)¹⁷. En revanche, l'agriculteur alsacien était moins avancé au départ du travail (cf. Figure 2).

Le Tableau 24 donne un aperçu de ce que nous avons réalisé avec A. Blatz.

¹⁷ L'atrazine a été interdite en 2004 en France

Tableau 24 - Mesures effectuées sur des parcelles de maïs des deux exploitations (Bockstaller et al., 2000), (R5).

Mesures effectuées	nombre de parcelles	
<i>Evaluation globale : vérification de l'objectif :</i>		
Rendement ^a	6	Niveau de production acceptable (économique)
Flore adventice ^b	6	Efficacité du désherbage (agronomique)
Nitrate dans le sol	6	Limitation risque lessivage NO ₃ (environnemental)
Comptage faune du sol	5	Maintien d'une biodiversité (environnemental)
Biomasse microbienne	7	Maintien de la fertilité du sol (agronomique)
<i>Evaluation agronomique : éléments explicatifs pour :</i>		
Densité de peuplement ^c	6	le rendement
Composantes du rendement ^d	6	le rendement
Efficacité du sous-semis	4	la limitation du risque de lessivage NO ₃
<i>Evaluation analytique : des décisions suivantes :</i>		
Essai dose N ^d	1	Comparaison recommandation/dose Agriculteur
Notation de		
- dégâts d'osciniés ^c	6	Absence d'insecticide du sol
- phytotoxicités ^c	6	Utilisation de désherbant post-levée
- charbon des inflorescence ^c	6	Absence de fongicide du sol, choix variétaux
Faune du sol, ravageurs ^c	1	Bande « fleurie »
Effet précédent blé		
^a donnée de l'agriculteur ^c en 1996 et 1997 seulement ^b s'ajoute un essai désherbage sur l'exploitation 5 en 1998 sur 2 parcelles ^d en 1996		

6.1.1. Analyse du rendement

Dans 5 cas sur 6, l'objectif de rendement fixé à 115 q/ha est atteint ou dépassé sur l'exploitation alsacienne n°5 alors que ce chiffre est ramené à 6 sur 12 pour l'exploitation n°15. L'ensemble des mesures et notations au champ et les observations des agriculteurs ont montré que ce ne sont pas des mesures spécifiques à la PI (absence d'insecticide du sol, désherbant post-levée, etc.) qui sont responsables des pertes de rendement.

6.1.2. Efficacité du désherbage

En raison de son interdiction en Allemagne l'agriculteur allemand n'utilise plus d'atrazine depuis 1991 et a adopté le binage depuis 1993, pour une stratégie de désherbage en post-levée suivi d'un binage, au profil environnemental plus favorable qu'un programme classique d'après l'indicateur pesticide (cf. Figure 2d). Le suivi de 4 parcelles chaque année a montré que :

- aucune « explosion » de la flore n'est observée
- le traitement chimique est efficace, exceptée pour quelques vivaces et la mercuriale sur certaines parcelles. Le binage qui suit permet de rattraper cette absence d'efficacité dans certains cas.
- les observations en juillet et en septembre font ressortir que des relevées surviennent après ces passages mais que les plantules s'étiolent et n'arrivent souvent pas à floraison.

- Les résultats sont en tout cas encourageants en terme de faisabilité (par rapport à la météo) et d'efficacité, et meilleurs que ceux des essais sans atrazine dans plusieurs essais français (Escoffier et Figarol, 2001).

6.1.3. Suivi de l'azote minéral dans le sol et risque de lessivage –Efficacité d'un sous-semis de ray-grass dans le maïs

L'évolution des niveaux est variable selon les années et est à lier aux conditions de l'année. Des valeurs élevées ont été trouvées sur certaines parcelles et sont dues à la minéralisation du radis oléifère implanté en culture intermédiaire l'année précédente.

Sur les parcelles de l'exploitation allemande l'implantation d'un sous-semis de ray-grass en juin a donné des résultats décevants (comme dans le programme A1.2 de l'ITADA, Koller et al., (2000)).

6.1.4. Suivi de la faune du sol

Les carabes dont la majorité des espèces sont des prédateurs ont été choisis en raison de leur facilité de piégeage et ont été utilisés par de nombreux auteurs comme famille indicatrice de la diversité de la faune du sol.

Nous avons observé une faible diversité sur les 4 parcelles de deux exploitations si on la compare avec celle trouvée par d'autres auteurs en parcelles de maïs ou en céréales à pailles. En l'absence d'insecticides du sol, le labour est probablement une des raisons majeure de cet appauvrissement en espèces. L'environnement de la parcelle (présence de prairies et structures naturelles) joue aussi un rôle.

6.1.5. Essai bande fleurie

Une bande fleurie a été implantée en bord de route sur une parcelle de l'exploitation allemande (15) en 1996 et conservée en 1997.

Aucune prolifération d'adventices ni de ravageurs (limaces) pouvant avoir des effets sur le rendement n'a été observée. Il ressort que cette technique peut donc jouer un rôle positif tant au niveau écologique (

Figure 40) qu'en termes d'amélioration de l'image de l'agriculture intensive (l'agriculteur a eu quelques remarques positives de voisins). Néanmoins à côté du coût des semences (600 €/ha) et d'une perte de produit de la récolte, l'implantation reste une étape délicate.

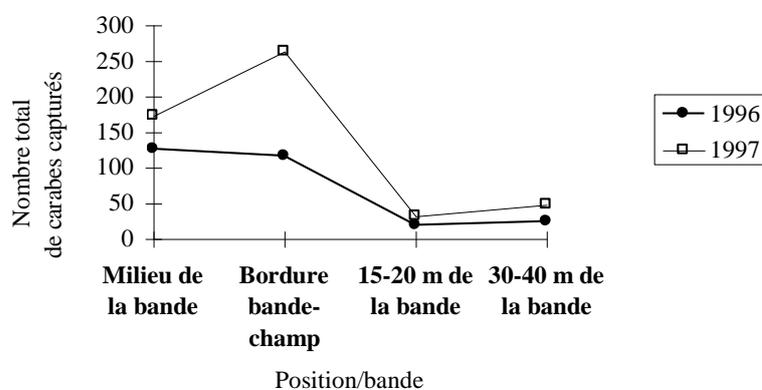


Figure 40 – Nombre total de carabes capturés suivant la position par rapport à la bande fleurie en 1996 et 1997 (parcelle 7), (Bockstaller et al., 2000), (R5)

Ce travail a montré que certaines techniques de la PI étaient techniquement faisables et intéressantes du point de vue agronomique ou environnemental. J'ai essayé de dresser un bilan économique de l'ensemble des mesures. En l'absence de changement de culture, le surcoût d'un itinéraire « PI » pour le maïs est de l'ordre de 56 €/ha en émettant l'hypothèse d'une absence d'effet négatif sur le rendement et en « gonflant » certains postes comme le désherbage. Dans ce premier projet d'expérimentation, nous avons acquis des références et une première expérience de terrain pour les approches systèmes sans avoir poussée cette démarche très loin.

6.2. Des essais systèmes (projet ITADA n°3 programme III 2002-2006), (Bockstaller et al. 2006), (R12)

Dans ce projet que j'ai coordonné, nous sommes passés à une véritable démarche de conception et d'évaluation expérimentale de systèmes dénommés déjà en 2002 d'« innovants », le qualificatif se rapportant aux pratiques de références dans la région.

Le système innovant visé était basé sur :

- une rotation maïs-soja avec culture intermédiaire systématique ou sous-semis dans le maïs,
- des techniques sans labour,
- une fertilisation adaptée,
- un désherbage post-levée à dose réduite de substances actives à bon profil environnemental suivi d'un binage à l'instar de ce qui s'est fait sur une exploitation dans le projet précédent (cf. chapitre 6.1.2),
- la lutte biologique à l'aide de trichogramme contre la pyrale du maïs.

Nous avons rediscuté nos propositions initiales avec les partenaires techniques régionaux (Chambres d'Agriculture 67 et 68, AGPM, Arvalis, etc.). Ceci nous a conduits à remodeler le système pour le site de Niederentzen en Alsace, sur sol superficiel de Hardt, où il a été finalement décidé de maintenir le système innovant en monoculture de maïs, mais avec un enfouissement à la sortie de l'hiver du sous-semis, et avec une variante supplémentaire en semis en bande fraisée.

6.2.1. Démarche

Les systèmes ont été évalués expérimentalement sur trois sites en Alsace et deux en Allemagne, en comparaison avec un système raisonné en monoculture de maïs en labour, sans sous-semis mais avec une stratégie de désherbage et de fertilisation raisonnée. Dans tous les cas, nous avons travaillé sur des dispositifs à trois pseudorépétitions à l'intérieur d'une bande de 0,2 à 0,4 ha par système selon les sites. Il est à noter que sur le troisième site alsacien, le système innovant n'a pas pu être mis en place faute d'ouverture suffisante de l'agriculteur et s'est limité en grande partie à l'introduction du sous-semis. Le système maïs/soja n'a donc été évalué que sur un site alsacien et deux allemands. Les dispositifs expérimentaux s'appuient sur une approche « essais systèmes » développée au sein de l'INRA (Encadré 5). Nous avons formalisé la description des systèmes mis en place qui sont décrits à l'aide des règles de décisions (ex : cf. Tableau 25). Ils ont été évalués par rapport à des objectifs environnementaux (limitation du lessivage des nitrates, des produits phytosanitaires, maintien de la structure du sol, etc.) et agronomiques (maîtrise du désherbage, rendement), économiques (marge directe) et sociaux (temps de travail, qualité de la récolte) selon les trois piliers de la durabilité. Cette évaluation approfondie s'appuie sur

un ensemble de mesures de terrain (rendement, composante, reliquats azotés, bougies poreuses sur deux sites alsaciens, etc.) de calculs (modèle de lessivage, économique), et des calculs d'indicateurs de la méthode INDIGO® (notamment pour le coût énergétique, et le risque lié aux produits phytosanitaires).

6.2.2. Résultats

La richesse des résultats obtenus dans ce genre de dispositif est importante. Nous n'en présenterons qu'une synthèse dans le Tableau 26.

Nous avons obtenu des résultats positifs sur le plan environnemental, entre autre la diminution de la consommation énergétique, du lessivage des nitrates dans certains cas. Le sous-semis a été implanté avec succès dans une majorité de situation, si on excepte l'année 2003 de forte sécheresse. La stratégie de désherbage en post-levée à profil environnemental favorable n'a pas engendré de forte dérive en densité et en espèces qui seraient devenues incontrôlables. Une certaine flexibilité des règles de décision est cependant nécessaire dans des années à situation spéciale. C'est ainsi qu'il a fallu dans de nombreuses situations ajouter un second traitement ou majorer les doses pour contrôler les repousses de ray-grass ou dans le cas de forte densité et/ou décalage de stades entre adventices. Ceci a engendré des coûts de désherbage supplémentaires mais sans une augmentation notable du risque environnemental pour les eaux souterraines.

Néanmoins, ce travail n'a pas permis de livrer à la sortie des systèmes de culture durables « clé en main » aux agriculteurs, ceci pour plusieurs raisons :

- la durée des observations devrait probablement être prolongée (doublée ?). Les résultats obtenus entre 2006 et 2008 ont confirmé dans l'ensemble ces résultats. Nous avons cependant noté une augmentation de la pression des adventices.
- les systèmes innovants mis en place ont montré des limites au niveau économique, en particulier du côté alsacien.
- des problèmes de faisabilité techniques notamment liés à la gestion des repousses de ray-grass, du travail du sol en non-labour en sol caillouteux superficiel à faible teneur en argile.

Certains problèmes nous ont conduits durant l'expérimentation à des évolutions des règles de décision, l'alternance soja/pois de printemps côté allemande, comme le remplacement de la moutarde par de l'avoine de printemps pour la CIPAN, l'utilisation de la herse rotative à la place du chisel sur sol caillouteux superficiel. Par ailleurs, des innovations supplémentaires ont été introduites comme le procédé de fertilisation Cultan côté allemand qui consiste en une fertilisation localisée un rang sur deux avec un engrais ammoniacal qui permet d'augmenter l'efficacité de l'azote, limite les risques de lessivage de l'azote pour les adventices¹⁸.

En conclusion, ce travail a permis d'engranger une multitude d'observations qui peuvent servir aux les techniciens réfléchissant à l'élaboration de systèmes de culture innovants plus respectueux de l'environnement. Par ailleurs, il a permis de mettre le doigt sur des questions qui méritent d'être traitées dans le cadre d'essai analytiques, tels le choix de l'espèce de sous-semis, le rôle de la date de récolte du maïs sur l'efficacité du sous-semis, l'impact d'un usage répété du glyphosate, etc.

¹⁸ <http://www.itada.org/francaise/pdf-upload/CULTAN.pdf>

Tableau 25 - Règles de décision pour la conduite du maïs innovant (Bockstaller et al., 2006), (R12).

Élément du système	Règles de décision	Justification
Succession	Rotation maïs-soja avec sous-semis en maïs et culture intermédiaire après soja (moutarde, avoine) en non labour	effet positif du soja sur la structure, apport d'azote par le soja (légumineuse), utilisation d'autres molécules de désherbage, implantation d'une CIPAN facilitée par le soja.
Travail du sol	Rouffach Chisel à 20 cm en automne + vibro ou compactor avant semis Niederentzen Chisel à 15 cm en mars + vibrocteur au moment du semis SteinStadt/Viehweg : Chisel (avant légumineuse ; Fraise a bande pour maïs	Suppression du labour pour viser des économies de carburant, améliorer l'activité biologique du sol, protéger le sol contre l'érosion (hors contexte du projet)
Variété	<u>Indice</u> : 280 à port dressé <u>Résistance</u> dans l'ordre de priorité : helmintho>charbon inflor.>fusariose <u>Note</u> <i>helmintho</i> : ≤ 2,5 (R/M) <i>charbon inflor</i> ≤ 4 <i>fusariose</i> : AR et plus	Choix d'une variété un plus précoce pour une date de récolte plus précoce et un port dressé pour favoriser le sous-semis. Variété résistante pour limiter les traitements chimiques
Semis	<u>Date et profondeur</u> en conditions normales. <u>Insecticide du sol</u> seulement si risque taupin important. Eventuellement anti-limace à base de <i>métaldéhyde</i> <u>Densité</u> : valeur maximale de la recommandation pour la variété	Raisonnement pour limiter les traitements chimiques. La densité est à raisonner en fonction du risque de perte de levée possible en situation de non-labour
P, K	Selon méthode REGIFERT, impasse au besoin ; (LEL , en Allemagne)	Cette méthode développée par l'INRA est plus explicite pour la décision des impasses pour économiser des engrais minéraux, ressource non renouvelable
N	Cf. maïs raisonné maïs en fonction d'un reliquat avant semis, on adaptera	Le reliquat servirait à estimer un éventuel effet sous-semis, et/ou un retard minéralisation en non labour)
Sous-semis	<u>Espèce</u> : ray-grass hybride <i>Taldor</i> <u>Dose semis</u> : 20 kg/ha (RH+trèfle) <u>Date Semis</u> : au dernier apport N lors binage (stage 9-10 feuilles) Couvert laissé jusqu' novembre / décembre Si repousses trop développées, passage d'un glyphosate	Sur la base d'expérimentation locale du SUAD du Bas-Rhin
Désherbage	<u>Tout en post</u> sans atrazine avec produits à spectre large et bon profil environnemental (IPHY>7) + binage en rattrapage <u>En l'absence graminées</u> : Stades 4-5 feuilles : 0,7 l CALLISTO <u>En présence graminées</u> (éventuelle repousses de ray-grass): Stades 4-5 feuilles : 0,7 l CALLISTO +0,5 l MILAGRO Binage à l'enfouissement de l'urée et sous-semis Dans tous les cas : on ne recherchera pas une propreté à 100 % pour espèces non nuisibles Désherbage lorsque humidité de l'air suffisante (matin avant 9 h)	Utilisation réduite des moyens chimique avec des molécules à bon profil environnemental avec recours complémentaire à un moyen non chimique (binage).
Pyrale	Trichogramme selon avertissement et risque « système » (en cas de résidus en surface)	Utilisation de la lutte biologique pour économiser un traitement chimique
Irrigation	Pilotage avec tensiomètres et avertissement irrigation (SUAD 68 (F), DWD, (D)	Pour limiter la consommation en eau
Récolte	Avant 10 octobre Broyage moissonneuse pas de broyeur	Pour favoriser le développement du sous-semis

Tableau 26 – Synthèse des résultats issus de l'évaluation globale (Bockstaller et al., 2006), (R12, C-ACT112).

Evaluation	Maïs raisonné	Système innovant en rotation maïs-soja (Rouffach, Steinstadt, Viehwegacker)	Système innovant en monoculture (Niederentzen)	Système innovant avec labour en monoculture (Rosheim)
Agronomique et environnementale				
Maîtrise du désherbage	Satisfaisante	Moyen à satisfaisant en maïs Problème des repousses de ray-grass en soja Pression des adventices en soja dans la rotation avec maïs côté allemand	Moyen à satisfaisant en maïs (excepté repousses ray-grass et sous-semis en innovant 2)	-
Rendement ^a	Satisfaisant (sauf 2003)	Satisfaisant à (sauf à Rouffach en 2005)	Insatisfaisant	Satisfaisant
Implantation sous-semis	-	Satisfaisant (sauf 2003)	Satisfaisant (sauf 2003)	Insatisfaisant
Limitation du lessivage NO ₃ ^b	Insatisfaisant (sauf à Rouffach en 2004)	Satisfaisant (sauf 2003, et 2005 à Steinstadt)	Satisfaisant (sauf 2003)	Satisfaisant (sauf 2003)
Risque produits phytosanitaires ^c	Satisfaisant (risque faible)	Satisfaisant (risque faible) sauf soja à Rouffach	Satisfaisant (risque faible)	Satisfaisant (sauf anti-pyrale pour l'air en 2004)
Structure du sol	Satisfaisante à Niederentzen Insatisfaisante à Rouffach	Moyen à satisfaisant à Niederentzen Moyen à Rouffach		
Fertilité des sols (statut mat. organique)	Moyen	Moyenne	Satisfaisante	Satisfaisante
Gestion de l'irrigation (limitation des excès) ^c	Satisfaisante	Satisfaisante	Satisfaisante	Satisfaisante
Consommation énergétique	Insatisfaisante (engrais)	Moyenne (Rouffach) Satisfaisante (Steinstadt, Viehwegacker)	Insatisfaisante (engrais)	Insatisfaisante (engrais)
Economique				
Marges directes (avec aides)	- ^d	Insatisfaisantes à Rouffach Moyennes à Steinstadt et Viehwegacker	Insatisfaisant	Insatisfaisant
Sociale				
Temps de travail	- ^d	Satisfaisant	Satisfaisant (sauf en Innovant 1)	-
Qualité de la récolte (mycotoxines)	Satisfaisante	Satisfaisante (Rouffach)	Satisfaisante	

^a satisfaisant : atteinte de l'objectif de rendement pour le raisonné. Pour le système innovant, un rendement supérieur au raisonné mais en dessous de l'objectif reste satisfaisant

^b évaluation à l'aide des mesures de lessivage, des suivis d'azote dans le sol et du suivi du sous-semis, du calcul du module I_{NO3} de l'indicateur azote d' INDIGO[®]

^c évaluation à l'aide du calcul des indicateurs INDIGO[®]

^d pas d'évaluation de la valeur absolue mais des écarts des systèmes innovants par rapport aux systèmes raisonnés

6.3. Vers une évaluation intégrée des systèmes de culture (Bockstaller et al., 2006), (C-ACT113)

Comme cela a été évoqué dans le paragraphe précédent, les essais « systèmes » peuvent conduire à la collecte d'un ensemble de résultats. L'idée était d'aller « un peu plus loin » qu'une simple présentation des résultats dans une suite de figures et de tableaux. Une solution est d'arriver à une agrégation globale en explorant les méthodes telles celles décrites dans le chapitre 4. Dans son travail de stage, F. Schneider a fait un point sur les méthodes existantes (Schneider, 2005), Electre ou encore l'indicateur global que j'avais proposé I_{GLO} (cf. paragraphe 4.5, Bockstaller et Girardin, 2002), (C-ACT17). Cependant, aucune des deux approches ne semblait satisfaisante pour ce genre d'essai et dans tous les cas, la sortie aurait été un résultat global ou un classement avec une perte d'information importante. L'idée était plutôt d'utiliser l'ensemble des résultats disponibles résultants de différents types d'approches pour réaliser un tableau de bord intégrant l'aspect dynamique d'un système de culture et de ses itinéraires techniques.

6.3.1. Des approches complémentaires pour évaluer les systèmes de culture

Dans les cadres des essais systèmes, nous avons identifié différents types de mesures (Bockstaller et al., 2006), (C-ACT113) qui permettent donc d'arriver à une évaluation intégrée ou globale des systèmes de culture :

- Le recours à des mesures directes : rendements, composantes du rendement, comptage désherbage, lessivage des nitrates à l'aide de bougies. Si les mesures agronomiques sont courantes dans ce genre d'essai, les données environnementales sont souvent plus rares car plus difficiles à appréhender.
- Le calcul de variables socio-économiques à partir des mesures directes (résultats économiques, temps de travaux), pour lesquels il faut des tables de références (prix, coûts machinismes, temps de travaux, etc.). Le calcul de ces variables n'est pas sans poser de problème, notamment pour la question de la variabilité des données de référence existante et aussi de la volatilité des prix.
- Le recours à des modèles pour extrapoler des données mesurées. C'est ce que nous avons tenté dans les essais systèmes avec le modèle LIXIM (Beaudoin et al., 2005) pour la lessivage des nitrates à partir des mesures de reliquats. Le recours à ce genre d'outil peut poser des problèmes de faisabilité quand le paramétrage est exigeant en données. Ainsi, il ne nous a pas été possible de mettre en œuvre le modèle STICS (Brisson et al., 2003) pour des raisons de paramétrage.
- Enfin, le recours à des indicateurs reposant sur des modèles opérationnels de type INDIGO[®] ou plus simples est une dernière possibilité en l'absence de possibilité de mesure directe ou de modélisation poussée. C'est ce que nous avons fait pour les essais systèmes pour le risque lié aux pesticides, la consommation énergétique, etc. De nombreux travaux portant sur les essais systèmes ont eu recours à cette méthode (cf. paragraphe 2.3.4.2).

6.3.2. Une proposition de tableau de bord du système de culture

Pour aller plus loin dans la présentation des résultats, nous avons tenté de construire un tableau de bord qui combine la présentation de l'itinéraire technique (faute de place, nous en restons à une culture par page) et les principaux résultats de l'évaluation, ceci pour une année type (dans notre cas en 2004, Schneider, 2005). Il est à noter que dans le cas des indicateurs de la méthode INDIGO[®] nous avons décidé des présenter des résultats désagrégé (ex : les valeurs de l'indicateur I-Phy par substance active, et relier ces résultats

aux différents étapes de l'itinéraire. Un code couleur classique rouge/orange/vert permet d'identifier le niveau de satisfaction des objectifs.

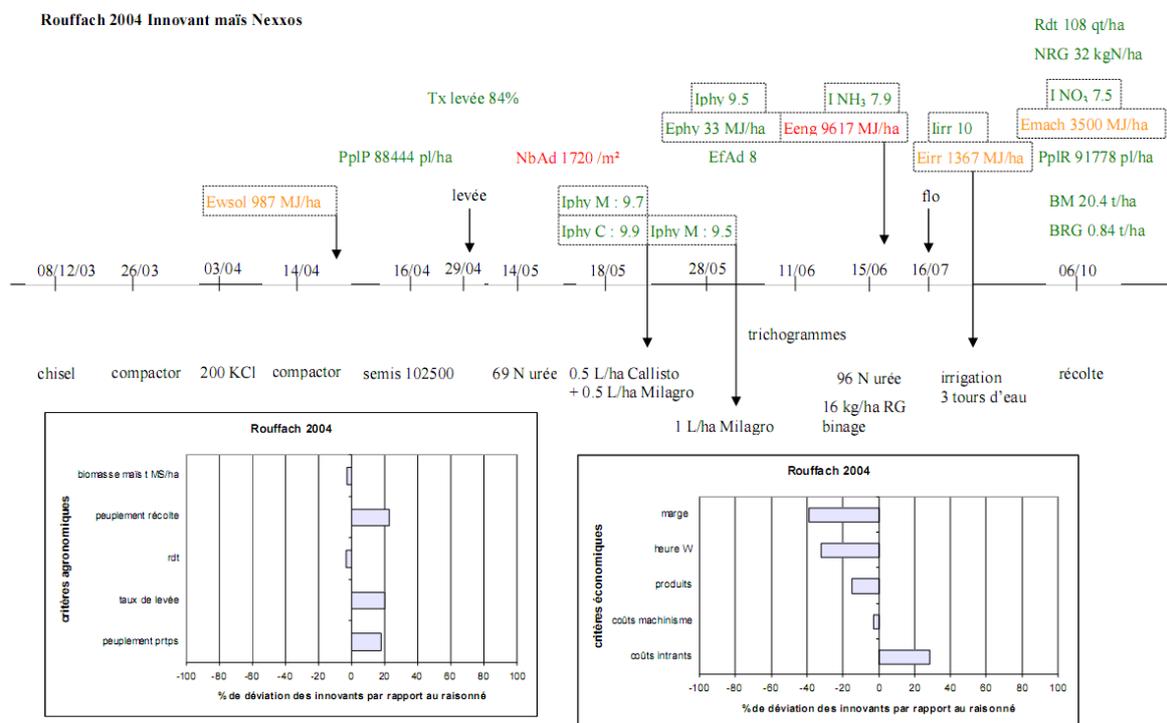


Figure 41 - Tableau de bord d'une culture d'un système innovant. En encadré, des modules d'indicateurs de la méthode INDIGO. Les différents indicateurs sont codés en rouge/orange/vert selon le degré de satisfaction de l'objectifs (Abréviations : Ewsol : énergie consommée par les travaux de machinisme du sol MJ/ha, Tx levée : taux de levée au printemps PplP : peuplement de maïs au printemps pl/ha, NbAd : nombre d'adventices /m², Iphy : indicateur phyto, Ephy : énergie consommée en produits phytosanitaires MJ/ha, EfAd : efficacité désherbage des adventices notation sur 9, I_{NH₃} : module NH₃ de l'indicateur azote , Eeng : énergie consommée en engrais MJ/ha, Iirr : indicateur irrigation, Eirr : énergie consommée en irrigation MJ/ha, Flo : stade floraison femelle, I_{NO₃} : module NO₃ de l'indicateur azote, Emach : énergie consommée par les travaux de machinisme MJ/ha, PpIR : peuplement à la récolte pl/ha, BM : biomasse maïs en t MS/ha à la récolte, Rdt : rendement machine qt/ha à 15%, BRG : biomasse de ray-grass avant sa destruction en t MS /ha, NRG : N absorbé par le ray-grass avant sa destruction en kg N/ha).

Par rapport à une autre proposition de tableau de bord proposant plusieurs « cadrans » avec des dynamiques d'évolution de variables (ex : bilan hydriques) et des variables cumulées (Wery et Doré, 2002), nous proposons une approche beaucoup plus axée sur l'itinéraire technique et le système de culture permettant de rapidement identifier les interventions à problèmes. Ce travail réalisé dans le cadre du stage de F. Schneider est resté à un stade d'ébauche. Un effort de présentation serait certainement à faire pour en améliorer la lisibilité. Il manque sur le schéma une représentation de la période critique post-récolte pour le lessivage des nitrates. Certains indicateurs comme les indicateurs azotes d'INDIGO® pourraient être représentés avec les valeurs brutes (kg N/ha).

Résumé du chapitre 6 : Conception et évaluation expérimentale des systèmes de culture : vers une approche intégrée

En parallèle aux travaux sur les indicateurs, je me suis aussi intéressé à la conception et à l'évaluation expérimentale de systèmes de culture comprenant une forte proportion de maïs dans la rotation. Le contexte de financement de mon activité avant mon recrutement définitif à l'INRA en 2005, qui imposait de déposer des projets originaux, et la disponibilité d'un technicien INRA pour l'expérimentation m'ont conduit à lancer cette activité annexe.

Dans le cadre d'un premier projet (1996-1998), j'ai suivi des parcelles de maïs sur deux exploitations, une plutôt conventionnelle en Alsace et une en Allemagne avec des pratiques se rapprochant des principes de la Production Intégrée (ex : désherbage mécanique). Nous avons réalisé une évaluation globale, agronomique et analytique de certaines interventions selon la démarche formalisée par Meynard (1996). Sur une parcelle, nous avons implanté une bande fleurie et réalisé des suivis de carabes et de limace, montrant un effet positif sur les populations de carabes sans effet colatéral sur une explosion de limaces (Bockstaller et al. 2000), (R5).

Dans le cadre d'un second projet plus conséquent que j'ai conduit (2002-2006), j'ai mené un réel travail de conception de systèmes de cultures innovants et d'évaluation en collaboration avec différents représentants du développement agricole. Sur 3 sites, nous avons évalué expérimentalement une rotation maïs/soja avec sous-semis, travail du sol réduit, désherbage post-levée suivi d'un binage. Sur un quatrième site en contexte irrigué, nous avons conservé la monoculture de maïs, mais en introduisant une couverture hivernale gardé jusqu'au printemps. Les références acquises ont remis en question certaines règles de décision (ex : variété plus précoce pour récolte précoce) et des performances économiques moindres pour les systèmes innovants en situation de monoculture à potentiel de rendement élevé (Bockstaller et al. 2006), (R12).

En plus de ce travail d'acquisition de référence, j'ai formalisé la démarche d'évaluation en mettant en évidence la complémentarité entre mesures directes au champ, modélisation et calcul d'indicateurs de type de ceux de la méthode INDIGO (Bockstaller et al., 2006), (C-ACT113). Par ailleurs, j'ai proposé une ébauche de tableau de bord donnant une vue d'ensemble des résultats, ceci de manière dynamique, le long de l'itinéraire technique, travail qui serait à approfondir.

7. Discussion

Ce bilan a retracé plus de 15 ans de recherches dans le domaine des indicateurs, initiées par P. Girardin, dans les traces duquel j'ai d'abord marché pour ensuite faire évoluer les travaux vers des voies nouvelles non envisagées au départ par P. Girardin. Ils ont abouti à une méthode d'évaluation, INDIGO[®] que j'ai fait progresser. Cette méthode a son originalité par rapport à des nombreuses approches existantes par le type d'indicateurs sur lequel nous reviendrons et les usages qu'elle permet (Bockstaller et al., 2009), (ACL 16). Elle est destinée aux agronomes décidant d'investir dans une évaluation approfondie des effets des systèmes de culture sur l'environnement pour travailler sur l'amélioration des systèmes en *ex post* (cas réels) ou *ex ante* (simulations). Cette méthode a fait l'objet de travaux de validation et a sa place reconnue parmi la palette d'outils disponibles. Naturellement, des pistes d'amélioration existent et j'y reviendrai dans mon projet de recherche.

Mais la spécificité de mes travaux et de l'équipe a porté avant tout sur le domaine méthodologique, peu d'équipes ayant autant investi le domaine méthodologique et sur lequel portera cette discussion. Nous pourrions citer l'ancien collègue H. van der Werf à l'INRA de Rennes mais dans le domaine spécifique de l'analyse de cycle de vie (ex : Payraudeau et van der Werf, 2005 ; Basset-Mens et al., 2006), D. Makowski à l'INRA de Grignon sur la validation mais qui s'est centré sur une approche (cf. Makowski et al., 2005; Bockstaller et al., 2008, (ACL 11), Makowski et al., 2009) ou encore l'équipe de L. Bechini de l'Université de Milan qui a travaillé sur l'incertitude et le changement d'échelle en utilisant respectivement les indicateurs I_P (Castoldi et al., 2009) et I_{MO} (Bechini et al., 2011) de la méthode INDIGO[®]. Malheureusement, je n'ai pas pu engager, faute de disponibilité (réciproque ?) une collaboration active avec cette équipe, rencontrée lors de différents colloques européens, et cela reste un regret.

7.1. D'une évolution du concept d'indicateur à une nouvelle typologie

Nos travaux sur indicateurs lancés par P. Girardin en 1993 reposaient sur deux hypothèses :

- Le développement de système de production plus respectueux de l'environnement nécessite d'outils d'évaluation opérationnels.
- Le recours à des mesures de terrain ou à des modèles de simulation développés par la recherche posent des problèmes de mise en œuvre. Ceci est dû à des problèmes de complexités de l'objet (la durabilité ou la biodiversité *per se*, par exemple), ou à des problèmes de coût ou d'accessibilité des données d'entrées et des valeurs pour le paramétrage dans le cas des modèles. Ceci nécessitait le recours à des mesures « alternatives » de type indicateur.

Ces hypothèses ont été largement vérifiées, en témoigne aussi l'ampleur qu'a pris notre projet initial et toutes les sollicitations qui ont suivi. Ainsi, le besoin d'outils opérationnel est clamé dans de nombreuses instances (ex : UNESCO-SCOPE, 2006 ; Niemeijer et de Groot, 2008). De même, les problèmes de faisabilité des modèles issus de la recherche sont clairement reconnus par les chercheurs eux-mêmes (van Ittersum et Donatelli, 2003). Cependant, mes travaux sont marqués par une évolution forte du mode de calcul entre les deux versions de la méthode INDIGO[®], mais aussi, et certainement de manière liée, du concept même d'indicateur. Cette réflexion a muri avec l'« explosion » d'indicateurs (Riley, 2001a) qui s'est produite et qui nous a confronté à une diversité croissante d'indicateurs. La frontière entre indicateurs et modèles est en fait beaucoup moins tranchée qu'énoncé au départ. Un exemple sont les indicateurs basés sur les sorties des modèles que j'ai proposé dans le projet SEAMLESS (cf. chapitre 4.2). Certes, initialement, j'avais proposé une première approche d'indicateurs simplifiés reposant en partie sur des systèmes de scores notant les pratiques, approche pouvant faire l'objet de nombreuses critiques. Dans la seconde version, j'ai décidé de faire le pas de la « modélisation » sans renoncer aux

fondamentaux de la méthode entre temps dénommée INDIGO[®], le caractère opérationnel notamment pour ce qui est de l'accessibilité des données. J'ai développé, sans le formaliser au départ des modèles, de type « opérationnels » reposant sur un nombre limité de variables d'entrées et restant accessibles pour l'utilisateur visé. Cette frontière entre modèles « opérationnels » et « complexes » n'est cependant pas figée et peut évoluer en fonction des contextes. Ainsi des efforts notamment sur les bases de données peuvent permettre de rendre opérationnel des modèles complexes, effort qui a été fait dans des grands projets de modélisation à large échelle comme SEAMLESS (Andersen et al., 2009).

J'ai donc proposé une typologie basée sur trois types d'indicateurs :

- les indicateurs « simples » basés sur une variables issues de données enquêtées, ou d'une combinaison simple (somme, ratio) de variables de même nature portant sur les causes ou les « pressions »
- les indicateurs « prédictifs » issues de modèles opérationnels ou complexes reliant les causes aux effets,
- - les indicateurs « mesurés » reposant sur des mesures de terrains et portant sur les effets, des émissions aux impacts.

Par modèles, j'entends une fonction ou un ensemble de fonctions, de nature très diverse (quantitative, qualitative sous forme d'arbre de décisions, etc.) reliant des variables d'entrées (causes) à une ou plusieurs variables de sorties (effets). Il est à noter que la sortie brute d'un modèle peut servir d'indicateur si elle un sens pour l'utilisateur, soit parce qu'il existe une référence (ex : norme de la teneur en nitrates) ou encore par rapport à une référence implicite qui peut être relative (niveau 0, valeur maximale, etc.). Mais ces sorties peuvent aussi être mis en classe, en scores ou encore exprimées en ratio par rapport à une référence comme pour les indicateurs pesticides basés sur le ratio de risque (Bockstaller et al., 2009), (ACL16).

Plusieurs auteurs distinguent des indicateurs simples issus d'une variable statistique et des indicateurs composites (Mitchell et al., 1995; Riley, 2001b) et d'autres parlent d'indicateurs « de moyens », « d'émission » ou encore « d'impacts » (Payraudeau et van der Werf, 2005). Dans ma typologie, j'ai distingué les indicateurs « simples » relevant de variables statistiques notamment sur les pratiques et celles basées sur les mesures car ils ne présentent pas les mêmes qualités. J'ai aussi introduit la classe des indicateurs prédictifs qui est vraiment originale, non formalisée aussi explicitement à notre connaissance. Il est à noter que des indicateurs reliant clairement pression à état, avaient déjà été demandés par Crabtree et Brouwer (1999). Ces indicateurs qui intègrent davantage les processus qu'une batterie d'indicateurs simples, permettent de relier donc les effets à des causes. L'utilisation combinée d'indicateurs mesurés d'impacts et d'indicateurs simples basés sur les pratiques peut permettre de corrélérer les deux types mais en restant au stade des hypothèses quant aux mécanismes impliqués. Les indicateurs prédictifs offrent la possibilité d'aller plus loin tout en étant souvent plus lourds à mettre en œuvre que les indicateurs simples. Le caractère prédictif leur permet d'être utilisés dans des évaluations *ex ante* ce qui leur confère un avantage.

Cependant, le choix de tel ou tel type d'indicateurs dépend des utilisateurs et des utilisations prévues (cf. Figure 36). Le recours à des indicateurs mesurés tels la concentration en nitrates des eaux de drainage sous les racines permet de fournir des valeurs chiffrées aux différents porteurs d'enjeux intervenant dans le débat et permet de poser clairement la problématique. Dans le cas de suivi de l'efficacité de politique publique, le recours à ce genre d'indicateurs paraît primordial. Mais s'il faut remonter aux causes, des indicateurs simples donnant une idée des pratiques et des indicateurs prédictifs reliant les causes aux effets deviennent nécessaires. De même, s'il faut communiquer sur le changement de pratiques, les indicateurs simples de pratiques sont à privilégier. C'est bien ce constat qui nous a aussi conduit à nous intéresser à l'utilisation d'indicateurs simples reposant sur les pratiques, à en étudier la variabilité et étudier les possibilités d'utilisation rigoureuse afin

d'intégrer au mieux la connaissance sur les processus, ceci dans le développement du modèle DEXiPM (cf. chapitre 4.6.4) ou encore dans le projet ANR COPT (non montré, cf. travail d'A. Tempé (2007)).

Cette typologie est à croiser avec une seconde typologie basée sur la chaîne causale (cf. Figure 35). Elle divise de manière différente le cadre DPSIR de l'Agence Européenne pour l'Environnement (Smeets et Weterings, 1999), cadre qui a fait l'objet de nombreuses critiques (ex : Niemeijer et de Groot, 2008 ; Geniaux et al., 2009). Le fait d'avoir été confrontés à de nombreux problèmes de classification des indicateurs m'y a motivé, problèmes pour décider entre pression/état/réponse dès qu'on descendait à une échelle plus petite que celle des pays de l'UE pour lequel le cadre avait été conçu (Girardin et al., 2005), (OS8). Les problèmes venaient en particulier avec des indicateurs prédictifs de type de ceux d'INDIGO® qui en fait relient les pratiques à des émissions influant sur l'état. Ainsi les indicateurs dits de pression pouvant englober des indicateurs de pratiques très simples telle la dose d'azote portant sur les causes et des indicateurs issus de modèles opérationnels comme I_N d'INDIGO® évaluant les émissions et donc des effets de premier ordre. Les deux typologies proposées ont l'avantage de lever cette ambiguïté. Ainsi elle amène à distinguer clairement le « niveau d'effet », émission/état/impact sur lequel l'indicateur porte, et le type d'estimation (via un indicateur simple, prédictif ou une mesure de terrain). Ainsi les indicateurs de la méthode INDIGO® portent principalement sur l'émission (ex : lessivage sous les racines) sans tenir compte des conditions de transfert au milieu concerné.

7.2. D'une conception des indicateurs par expertise vers une démarche assistée par modélisation et outils d'apprentissage

L'évolution du concept d'indicateurs et l'introduction du type d'indicateurs prédictifs reposant sur des sorties de modèles s'est accompagné d'un constat que nous avons eu recours à la modélisation de différente manière pour construire nos indicateurs. Ce travail s'est fait au départ de manière intuitive en fonction de l'état des connaissances et des modèles disponibles. Lors de la journée du Département Environnement et Agronomie sur l'évaluation des impacts environnementaux en juin 2008 (dont j'avais été un des organisateurs), j'avais identifié différentes pistes (Figure 42).

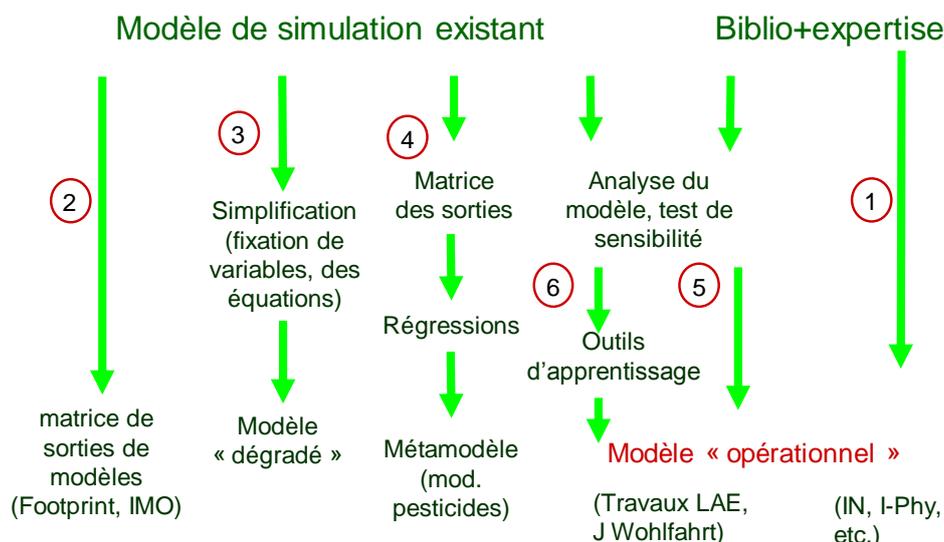


Figure 42 – Différentes voies de construction d'indicateurs (tiré d'une présentation faite à la journée du Département Environnement Agronomie du 25.06.08). Les numéros indiquent différentes voies qui sont détaillées dans le texte qui suit.

Parmi ces différentes voies, j'ai été amené à explorer plusieurs approches :

- le développement d'un modèle opérationnel à parti de la bibliographie et de l'expertise : une piste qui a été privilégiée notamment pour I_N , I-Phy, I_{SC} (voie 1)
- Utilisation d'un modèle existant que nous avons fait fonctionner pour créer une matrice de simulation à la base du modèle (voie 2). Nous avons utilisé cette piste pour l'indicateur I_{MO} en ayant recours en simulation au modèle Hénin Dupuis (Boiffin et al., 1989). dont les sorties sont utilisées pour construire l'indicateur. Nous y avons apporté cependant quelques améliorations mineures dans le paramétrage (ex : prise en compte des rhizodépôts). Cette piste a aussi été privilégiée à une toute autre échelle, de l'Europe, dans le cadre du projet Footprint (2006-2009)¹⁹ pour la prédiction de concentrations de pesticides dans l'eau.

Il est à noter que nous avons encore pris une autre voie non envisagée sur la Figure 42. En effet dans le cas l'estimation de la consommation énergétique des passages d'outils (Pervanchon et al., 2002), nous avons amélioré et paramétré un modèle opérationnel existant sous forme d'une équation unique (Donaldson et al., 1994). Cependant, je n'ai pas travaillé sur la « dégradation » d'un modèle complexe, ceci pour plusieurs raisons (voie 3). La principale réside dans la frontière que nous avons tracée entre indicateurs et modèle au départ. Une autre raison peut résider dans l'investissement nécessaire pour s'approprier un modèle complexe et dans le travail qui peut sembler peu valorisant de « dégradation ».

Plus récemment, j'ai commencé à explorer le recours à des modèles de simulation complexe, mais pas dans le sens d'une dégradation ni dans une démarche de métamodélisation « classique » qui aboutit à une relation simplifiée de type régression pouvant être complexe et pas forcément très lisible (voie 4) (Piñeros Garcet et al., 2006). Un tel travail doit s'appuyer sur des modèles validés dont la qualité prédictive est satisfaisante. Dans le cas des modèles de devenir des pesticides, les résultats restent dans l'ensemble moyens et on ne dispose que de données très éparpillées pour quelques substances actives (Dubus et Surdyk, 2006) malgré quelques efforts importants (Vanclouster et al., 2000). Pour le modèle, PRZM des données existent pour les transferts verticaux mais sont plus rares pour les transferts par ruissellement (Jones et Mangels, 2002). Dans tous les cas, il nous semble important d'évaluer la qualité prédictive de l'indicateur lui-même, ce qui limite la dépendance aux performances des modèles et se justifie par le fait que le modèle n'est pas utilisé forcément en tant que tel.

Plutôt qu'une approche de métamodélisation « classique », j'ai préféré coupler le recours à la modélisation à l'élaboration d'arbres de décision associant la logique floue. Dans le travail sur le module eau de surface (cf. chapitre 2.5), j'ai utilisé un modèle à base physique PRZM pour identifier les variables pertinentes, et caler les sorties de l'indicateur sur les valeurs du modèles (voie 5). Avec le travail de J. Wohlfahrt sur le changement d'échelle (cf. chapitre 3.5), je suis allé plus loin en dérivant l'arbre de décision (ou de régression) à partir d'une méthode d'apprentissage qui permet de prendre en compte la complexité des processus de manière rigoureuse. Ainsi le recours à la modélisation, nous a permis d'explorer une large gamme de situation pour lesquelles, nous n'aurions pas eu de données expérimentales, et de les représenter sous forme d'arbre de décision prenant en compte les processus via le modèle pour le calage des sorties. Cependant, la dernière approche a conduit à des arbres très complexes malgré des procédures d'élagage intégrée dans la méthode, ce qui rend la lisibilité et la compréhension des processus difficile.

Ceci m'a conduit à une nouvelle voie dans le cadre du travail d'A. Lindahl (Lindahl et Bockstaller, 2012), (ACL23) sur le module eaux souterraines d'I-Phy, qui a été d'utiliser la méthode d'apprentissage non pour produire les arbres mais pour construire les fonctions d'appartenance des sous-ensembles flous (cf. Encadré 3). Dans ce cas, les arbres de décision ont été construits par expertise et à partir de la hiérarchisation des variables à l'aide

¹⁹ <http://www.eu-footprint.org/fr/>

de l'analyse de sensibilité du modèle, tel que fait dans le premier travail. L'expérimentation numérique a servi à construire les fonctions d'appartenance et caler les valeurs de conclusions des cas extrêmes de l'arbre. Il s'agit donc d'une combinaison des voies 5 et 6 de la Figure 42. Les différentes possibilités sont résumées sur la Figure 43.

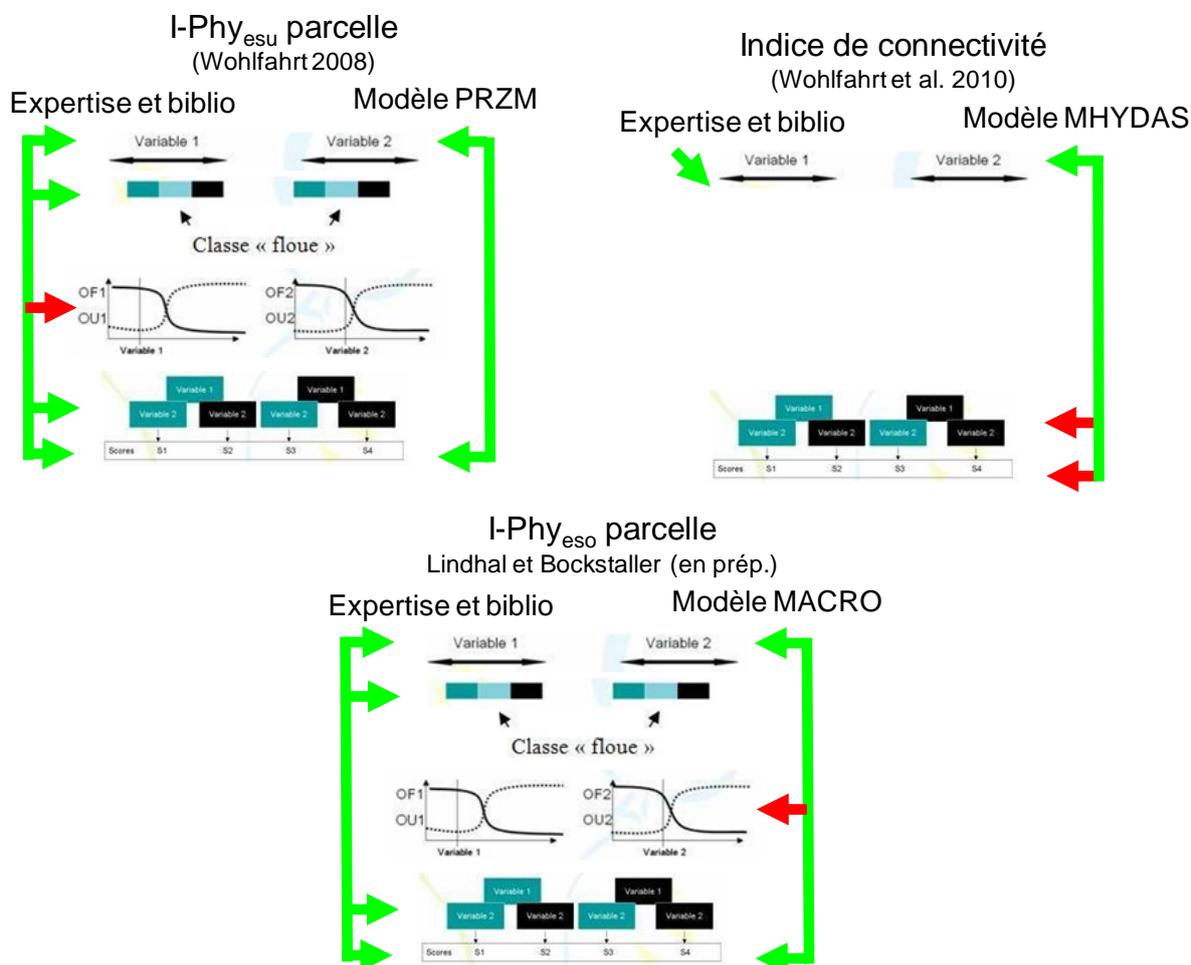


Figure 43 – Différentes utilisation d'un modèle à base physique avec l'expertise pour construire un indicateur basé sur arbre de décision associant des sous-ensembles flous (cf. Encadré 3).

7.3. Autres acquis méthodologiques

Mes travaux ont permis de progresser sur d'autres aspects méthodologiques liés au développement et à la construction d'indicateurs.

La proposition d'un cadre méthodologique pour la validation des indicateurs a été un pas majeur. Nous étions partis d'une situation où au niveau international, le nombre encore réduit de publications sur les indicateurs environnementaux ne faisaient que rarement aborder ce point ou en rester au constat que ces indicateurs sont difficilement validables (Reus et al., 2002), (ACL6), alors qu'en interne à l'INRA la question était récurrente et portait sur une validation à l'instar des modèles. Avec P. Girardin, j'ai proposé un cadre méthodologique générique dépassant la simple validation des sorties (Bockstaller et Girardin, 2003), (ACL8). Pour la validation des sorties, nous avons proposé une approche spécifique sous forme de

test de vraisemblance pour les indicateurs simplifié qui ne peuvent être « validés » comme un modèle. Ce test est à utiliser quand a priori, une corrélation linéaire ou non-linéaire, n'est pas attendue entre sortie de l'indicateur et mesures ou observations en raison des simplifications réalisées dans la construction de l'indicateur. Ce test donne un pourcentage de vraisemblance ou d'acceptation qui ne donne pas la même puissance à la capacité prédictive qu'un test classique mais qui l'évalue néanmoins. Bien que j'aie gardé le terme de « validation » pour éviter la redondance : « évaluation d'un outil d'évaluation », le test consiste plutôt en une évaluation de la capacité prédictive. Par rapport à une autre procédure proposée par D. Makowski de Grignon, le test ROC (Makowski et al., 2005 ; Makowski et al., 2009), notre approche a l'avantage de renseigner sur la relation qui existe entre les sorties de l'indicateurs et des mesures de terrain et non juste une réponse de l'indicateur par rapport à deux classes de risque, oui/non en fonction d'un seuil. Le cadre méthodologique comprend une troisième phase d'évaluation de la valeur d'usage, mais qui reste limitée aux utilisateurs de l'indicateur. Sur la base de ce travail, d'autres auteurs ont développé une validation « sociale » des indicateurs, en partant du constat que l'évaluation environnementale doit reposer sur un consensus entre les différentes parties prenantes de la problématique, les porteurs d'enjeux (Cloquell-Ballester et al., 2006). Dans leur processus, ils incluaient donc des acteurs « sociaux » en plus d'experts scientifiques et d'une première étape d'auto-validation par le groupe de travail. Un ensemble de critères étaient proposés à l'instar de ce que j'avais fait dans le projet COMETE (cf. chapitre 5.4, Bockstaller et al., 2009), (ACL16). Il est à noter que Cloquell-Ballester et al. (2006) ne se sont pas arrêtés à une liste de critères comme nous mais sont allés jusqu'à une approche multicritère de type Electre (cf. Encadré 2) pour comparer les indicateurs.

Une autre question abordée dans l'équipe depuis plusieurs années était le changement d'échelle. En effet, la méthode INDIGO[®] a été conçue pour le travail à l'échelle parcellaire et du système de culture, alors que de nombreux impacts environnementaux sont déterminés à une échelle plus grande du territoire ou du bassin versant. Cette problématique comprend plusieurs aspects (Stein et al., 2001). Dans le cadre des thèses de M. Thiollet-Scholtus (cf. chapitre 3.4) et J. Wohlfahrt (cf. 3.5), je l'ai abordée principalement sous l'angle de prise en compte de processus supplémentaires en développant pour le transfert de pesticides, un indice de connectivité prenant en compte le devenir des substances actives de la parcelle au réseau hydrographique. Cet indice destiné à compléter l'indicateur I-Phy parcellaire peut aussi être utilisé seul pour caractériser le fonctionnement du bassin versant (cf. Figure 20), ce qui nous a amené à proposer une démarche d'échantillonnage. L'étape ultérieure aurait été d'évaluer le résultat de l'indicateur en cas de disponibilité réduite de données sur un bassin versant pour en évaluer l'incertitude. Cette incertitude liée à l'impossibilité d'avoir une couverture exhaustive de données parcellaires sur les pratiques ou/et les données sols a été évaluée par une équipe italienne pour deux indicateurs de la méthode INDIGO[®] I_P (Castoldi et al., 2009) et I_{MO} (Bechini et al., 2011), ceci à des échelles régionales alors que nous avons travaillé sur des petits versants sur lesquels l'accès exhaustif était théoriquement possible.

Enfin, je me suis intéressé à l'agrégation d'indicateurs traitant de différentes thématiques, indicateurs à la suite de P. Girardin, l'agrégation composite pour arriver à une évaluation de la durabilité (chapitre 4). Si P. Girardin a investi dans l'analyse multicritère de type Electre (Arondel et Girardin, 2000), j'ai exploré différentes approches jusqu'à la création d'un indice unique. Là encore, j'abordais un sujet à polémique, pour lequel, certains auteurs refusaient de se « mouiller » (en témoignent le nombre de listes d'indicateurs non agrégés dans Geniaux et al., 2009 ou l'absence de tels indicateurs agrégés dans beaucoup d'analyses de cycle de vie). Contrairement aux sujets précédents, je n'ai pas proposé une démarche aboutie après des tentatives personnelles. Mais l'expérience acquise m'a permis de participer activement au travail dans le projet SEAMLESS, dont j'ai co-encadré le travail sur indicateurs, puis dans les différents travaux avec l'approche DEXi avec des collègues d'autres équipes INRA. Dans ce cas, j'ai participé à l'élaboration des modèles MASC et DEXiPM (cf. chapitres 4.6.3 et 4.6.4) qui se différencient fondamentalement par le type d'indicateurs utilisés. Cette possibilité d'explorer différentes pistes me paraissait nécessaire

dans une perspective méthodologique. Une des conclusions est que le modèle DEXiPM avec des indicateurs simples de pratiques est beaucoup plus facile à utiliser en *ex ante* que MASC qui avait pourtant le même objectif (Pelzer et al., 2012), (ACL 21). Il reste à étudier le manque de sensibilité qui augmente encore dans le cas de l'arbre DEXiPM. Cette question reste à approfondir ainsi que celle de la construction des règles de décision qui fait partie de mon projet de recherche.

7.4. Questions non abordées

Ce travail a permis d'explorer une large gamme d'effets et de compartiments environnementaux, bien que nous nous soyons centrés sur des effets abiotiques. Il reste encore des vides à combler. Ainsi, je n'ai pas abouti à un indicateur finalisé sur une thématique importante, notamment en Alsace, qui est celle du ruissellement et de l'érosion. Par ailleurs, je n'ai qu'effleuré le domaine biotique et notamment celui de la biodiversité qui sera au centre de mon projet de recherche.

Dans les cinq étapes de l'élaboration ou la sélection d'indicateurs proposées par P. Girardin, la troisième porte sur la question de la référence. Elle est primordiale car la référence donne un sens à l'indicateur et la différence d'une simple variable (Girardin et al., 1999 ; Riley, 2001b), (ACL4). Dans le cadre du développement de la méthode INDIGO[®], je me suis appuyé sur ce qui était à notre disposition, norme (I_{NO_3}), valeurs seuils (I_{NH_3}), système de référence (I_{en}), etc. sans réflexion méthodologique sur les avantages ou inconvénients de chacun. Dans le cadre du projet SEAMLESS, j'ai participé à une réflexion plus approfondie sur l'acquisition de ces valeurs (Josien et al., 2006), (R14), sur les différents types de référence (Van der Heide et al., 2007), (R16), mais sans application précise. Un point qui est cependant ressorti est la participation de porteurs d'enjeux à la définition de ces valeurs de références, bien que j'aie insisté sur la nécessité d'une collaboration et d'un dialogue entre scientifiques et porteurs d'enjeux (Bockstaller et al., 2008), (ACL11). Il n'en reste que pour aller plus loin, le recours à des simulations pourrait constituer une piste à creuser en simulant différents scénarios correspondant à différents indicateurs (ex : solde azoté) pour évaluer l'impact environnemental (ex : qualité de l'eau en nitrates, sous les racines voire dans la nappe). La seule restriction est la nécessité de disposer là d'un modèle validé, ce qui n'est pas le cas pour de nombreux modèles. Nous reviendrons sur cette problématique du choix de la référence dans le projet de recherche.

Dans tous les cas, le niveau d'interaction avec des porteurs d'enjeux aurait pu être plus élevé dans mes travaux, à l'instar des travaux conduits par P. Girardin sur l'adaptation d'INDIGO[®] à d'autres systèmes de production. Plusieurs auteurs plaident pour une approche participative dans le choix des indicateurs pour en renforcer l'acceptabilité et la crédibilité (ex : López-Ridaura et al., 2002 ; Fraser et al., 2006) comme pour les modèles (Prost et al., 2012). Ceci ne s'arrête pas à ce niveau mais continue pour le choix des références comme évoqué précédemment, voire pour la présentation des résultats etc. Un tel travail d'ergonomie des « indicateurs » reste certainement à faire à l'instar de ce qui a été fait pour des outils d'aide à la décision (ex : Prost et al., 2007).

Ce manque d'investissement dans le domaine « utilisateurs » comme en témoigne aussi le faible investissement dans la partie validation de l'usage peut s'expliquer par les efforts importants réalisés dans la dimension scientifique de la question des indicateurs. Nous avons opté pour un type d'approche qui se voulait se rapprocher de travaux de modélisation, tout en plaçant sur l'axe entre faisabilité et intégration des processus davantage le curseur vers la faisabilité (Figure 36). Elle peut aussi paraître symptomatique de la culture de mon département de recherche Environnement et Agronomie qui est cependant en train d'évoluer. Il n'en reste que laisser le choix des indicateurs aux seuls utilisateurs et porteurs d'enjeux me paraît hasardeux quand l'évaluation dépasse le seul niveau du suivi d'action et en arrive aux résultats, donc à l'évaluation des impacts. Ainsi, si la question des indicateurs est devenue sujet d'étude et de débats scientifiques, leur mise en

œuvre reste primordiale pour de nombreux acteurs et notamment comme support des politiques publiques (Gudmundsson, 2003) C'est bien à ce niveau que le sujet autour du choix des indicateurs est l'objet d'âpres négociations et de discussions entre acteurs évalués et évaluateurs, et groupes d'acteurs associés ayant des intérêts dans les résultats de l'évaluation. Ceci est particulièrement vrai au niveau politique car le choix d'indicateurs et leur application ne sont pas sans conséquence pour les évalués qui peuvent craindre des pertes financières ou autres, quand les résultats ne sont pas la hauteur des attentes des évaluateurs. En présence de contrainte financières pour les évalués, le choix des indicateurs et la mise en œuvre peuvent donc porter sur des aspects « tactiques » (Gudmundsson, 2003) qui dépasse le champ de la science. On se trouve là dans la problématique des frontières entre contrôle et évaluation proprement dit qui a été conceptualisé par Chémery et Boissier (2002). Nous avons été confrontés à cette problématique au début des travaux avec les partenaires agricoles de la région qui craignaient le développement d'un système de contrôle. Il a fallu plusieurs années pour lever l'ambiguïté et gagner leur confiance. Ainsi, l'utilisation des indicateurs se fait dans de nombreux cas à l'interface entre science et politique nécessite quelques clarifications sur le terme d'indicateurs si on évite des problèmes d'incompréhensions (Heink et Kowarik, 2010). C'est bien plutôt pour ce travail en commun d'explication, de choix avec une prise en compte des contraintes et connaissances de chaque groupe que je plaiderais encore une fois.

8. Conclusions

A l'issu de ce bilan, je peux dire que j'ai eu le privilège d'avoir pu participer au lancement des travaux sur indicateurs avec P. Girardin qui m'a donc invité à un voyage qui dure depuis 20 ans, pour ce qui ressemble à une aventure sous certains côtés. Le terme « aventure » se réfère naturellement à ces voyages qui sont semés d'embûches et d'inconnus bien que l'objectif semble fixé. Au début, nous étions dans un paysage scientifique très ouverts sans beaucoup de repères, avec peu de travaux sur les indicateurs. Un certain sentiment d'urgence nous a conduits à prendre un chemin très court pour développer une version simplifiée basée sur des systèmes de scores pour grandes partie. Mais que d'embûches en effet durant cette première étape, des critiques, justifiées pour partie par les « chers collègues » (Latour, 2001) et de la direction de l'INRA, opposition de la profession agricole en Alsace par peur que nous ne développions des outils contrôlant des agriculteurs. Le parcours a donc été marqué par ces moments où l'on croit que tout est fini, où prédomine ce sentiment « plus jamais une telle galère ». A l'arrivée de cette première étape avec la première version des indices agro-écologiques, le constat était clair, nous n'étions pas au bout du voyage – peut-on l'être dans la recherche ?

Le voyage est reparti, un voyage où j'ai pris de plus en plus la direction de la barque, laissant à P. Girardin le travail de prospectives. Le maintien du dialogue avec la profession agricole, l'évolution du contexte, et leur constat que mon travail était « déconnecté » de l'administration ont finalement calmé la tempête, et a permis que de ce côté-là le paysage se dégage. Du côté scientifique, l'évolution de nos travaux en intégrant de plus en plus de connaissances, avec le lancement de la méthode INDIGO[®], les premiers travaux méthodologiques, mais aussi une évolution du contexte institutionnel, avec une pression croissance sur l'INRA pour que ses travaux répondent aux demandes sociétales, ont aussi progressivement aplani la route début 2000. Ceci va se concrétiser avec mon recrutement définitif à l'INRA en 2005. Pendant cette étape, le paysage scientifique sur la thématique change progressivement pour devenir une jungle, avec une profusion d'initiatives, d'indicateurs, de méthode, etc.. Je constate qu'il y a de quoi se perdre et m'amène à une question quelque peu angoissante : qu'avons-nous produit par rapport aux autres ? Cela me conduira à réfléchir sur le statut de nos indicateurs avec pour résultat la typologie d'indicateurs présentée dans ce rapport, avec une surprise de taille : finalement nous avons

emprunté des sentiers relevant de la modélisation pourtant critiquée au départ. C'est cela l'aventure aussi, des itinéraires pas du tout planifiés au départ. Cela m'a poussé à aller plus loin à faire rejoindre les deux approches avec l'utilisation de modèle complexe pour dériver des indicateurs. Cette piste est certainement à poursuivre dans mes nouveaux travaux.

Pour voir un peu plus clair dans la jungle des indicateurs, je me suis aussi attelé à des travaux de comparaison, tel dans le projet COMETE. La montée en puissance de l'analyse de cycle de vie ces dernières années pose question sur le positionnement respectif de notre approche et de l'ACV que je n'ai fait qu'aborder sans aller au fond dans ce projet. En tout cas, ce travail de comparaison me permet d'affirmer que j'ai emprunté une voie assez originale par rapport l'« indicator explosion » (Riley, 2001a). Puis en terminant une première étape avec le développement de la méthode INDIGO[®], il fallut gérer « le succès » avec les sollicitations, la nécessité d'investir dans l'informatisation. Ceci a constitué une nouvelle embuche. Cependant depuis 2005, ce travail avec les utilisateurs s'est considérablement allégé avec l'arrivée dans l'équipe de C. Rabolin dans l'équipe.

Avec le quadriennal 2009-2012 de l'unité, j'ai décidé de d'explorer un nouveau territoire, celui de la biodiversité, ceci pour contribuer à l'intérêt de l'équipe, tout en ayant le sentiment que certaines des voies explorées jusque-là méritent encore de l'investissement. En tout cas, l'expérience, le bagage méthodologique acquis, et que j'espère ce bilan aura su exprimer, me permet d'y m'engager bien mieux armé qu'il y a 20 ans.

TROISIEME PARTIE :

PERSPECTIVES DE RECHERCHE : DE LA QUALITE DE L'EAU A LA BIODIVERSITE

1. Contexte et objectifs

Mon projet s'inscrit dans le cadre des projets scientifiques de l'équipe Agriculture Durable (AD), dont j'ai animé la construction en tant que responsable d'équipe, tant pour le précédent contrat quadriennal 2009-2012 que l'actuel contrat quinquennal (2013-2017). Il se focalisera autour de la thématique de l'évaluation des impacts des pratiques agricoles (au sens très large, à la parcelle = système de culture, et à l'échelle supérieure, organisation spatiale des systèmes de culture et gestion des milieux) sur la biodiversité et ses services. Il portera principalement sur le contexte des grandes cultures, typique de la région Colmar et qui s'inscrit à la suite des travaux précédents de l'équipe sur Colmar et s'inscrira en complémentarité des travaux des collègues de Nancy à la fois sur grandes cultures et sur prairies.

Mais avant d'aborder ce projet qui s'ouvre sur une thématique relativement nouvelle pour moi, il était important de réaliser un état de l'art conséquent sur la question de la biodiversité, des effets de l'agriculture, de la question des indicateurs de biodiversité.

2. Etat de l'art

La popularisation de néologisme « biodiversité » traduit le fait que la préservation de la diversité biologique est devenue un enjeu majeur sur le plan sociétal. Ceci s'est traduit par la signature par 168 pays de la Convention sur la Diversité Biologique (Sommet de la Terre de l'ONU à Rio, 1992), la stratégie nationale de la biodiversité qui constitue une déclinaison française de cet engagement international, et très récemment les propositions discutées en 2007 lors du Grenelle de l'Environnement.

Cette partie consacrée à l'état de l'art sur la question de la biodiversité sera conséquente et reflétera le travail bibliographique effectué pour passer à cette nouvelle thématique, sans aller cependant dans une analyse aussi large que celle réalisée par Plantureux et al. (2009). Il s'articulera autour de 3 parties :

- une partie générale sur la biodiversité, enjeux, définition, approche générale, etc. ;
- une seconde partie sur les relations agriculture-biodiversité
- enfin une revue sur les méthodes d'évaluation et indicateurs disponibles pour évaluer ces relations agriculture-biodiversité.

2.1. Les enjeux liés à la biodiversité

2.1.1. De la diversité biologique à la biodiversité

L'intérêt pour la diversité biologique trouve ses racines dans l'Antiquité et s'est développé au XVIII^e siècle avec l'apparition de la systématique au travers des travaux de Linné notamment. Une première rupture épistémologique survient durant cette phase de travaux d'inventaires et très descriptifs avec la théorie de l'évolution de Darwin puis la naissance de l'écologie qui vont amener progressivement la diversité biologique sur le devant de la scène (Barbault et al., 2008). L'émergence de la génétique avec les travaux de Mendel puis la découverte de l'ADN vont aussi contribuer à la prise en compte de la dimension génétique dans ce concept.

Les années 80 marquées par une forte prise de conscience sur les menaces qui pèsent sur cette diversité, voient émerger une nouvelle discipline, la biologie de la conservation (Meine et al., 2006) qui constitue une seconde rupture. C'est dans ce contexte qu'en 1985 Walter G. Rosen a inventé le terme de biodiversité, lors de la préparation d'un forum de la National Academy of Sciences, qui se déroula en 1986 à Washington DC sous le titre de « National Forum on BioDiversity » (Meine et al., 2006 ; Le Guyader, 2008). Les actes de forum qui sont publiés en 1988 sous le titre « *Biodiversity* » marquent le lancement de la carrière mondiale de ce néologisme, qui a été popularisé après la conférence de Rio en 1992 (Barbault et al., 2008). L'apparition de ce concept marque une rupture dans tout le développement, des mouvements de protection de la nature depuis la fin du XIX^e siècle. Ceux-ci ont considéré la « nature » sous un angle patrimoniale de « vie sauvage » à préserver de l'intervention humaine, et/ou dans un second temps sous l'angle des ressources naturelles et vivante utiles pour l'homme (Blandin, 2009).

2.1.2. Définitions de biodiversité

Différentes définitions ont été données pour la biodiversité (Barbault et al., 2008). Il existe cependant une convergence sur la prise en compte des trois dimensions de la diversité biologique que sont la diversité écologique (ou diversité des écosystèmes), la diversité spécifique (diversité des espèces ou interspécifique), la diversité génétique (ou intra-spécifique), (Noss, 1990 ; Le Guyader, 2008).

Noss (1990) va cependant plus loin dans la définition de la biodiversité en dépassant la simple dimension de la variabilité en proposant une organisation hiérarchique autour de trois attributs des écosystèmes, la composition, la structure et la fonction (Figure 44).

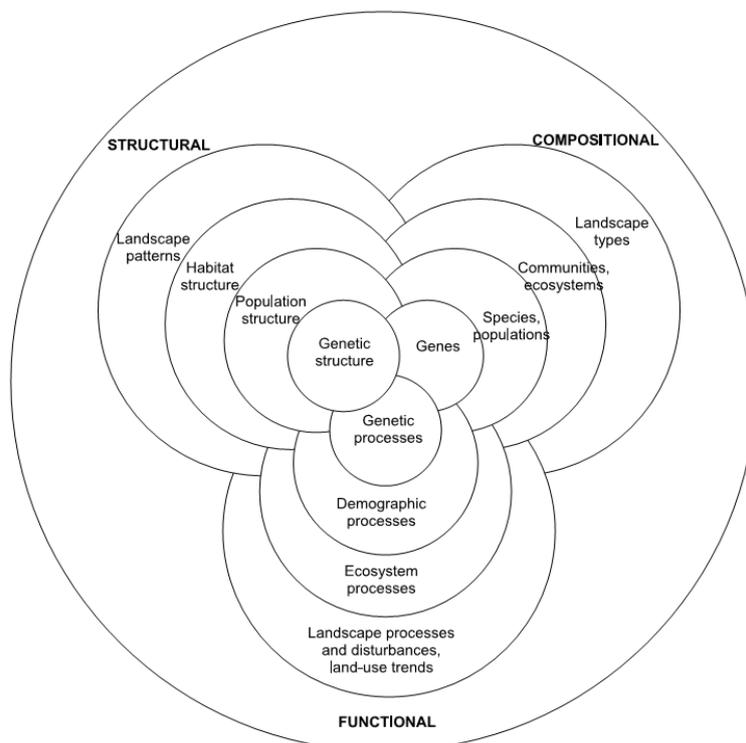


Figure 44 - Organisation hiérarchique de la biodiversité autour de 3 attributs des écosystèmes, la composition, la structure et la fonction (Noss, 1990 modifié par Clergué et al., 2005)

Pour ce qui est de la biodiversité spécifique qui va nous occuper principalement, Diaz et al. (2006) distinguent notamment l'approche taxonomique basée sur le nombre d'espèces, qui peut être précisée par l'abondance relative des différentes espèces, la composition en espèces (leur identité), leur distribution spatiale ou leur position dans le réseau trophique (Figure 45). Par ailleurs dans des approches fonctionnelles (cf. chapitre 2.1.4), les taxons sont appréhendés par leurs caractéristiques (« traits », Garnier et Navas (2012)) quelle que soient leurs appartenances taxonomiques. Un exemple est le groupe des « pollinisateurs » regroupant les abeilles, guêpes et toutes sortes d'autres espèces d'insectes.

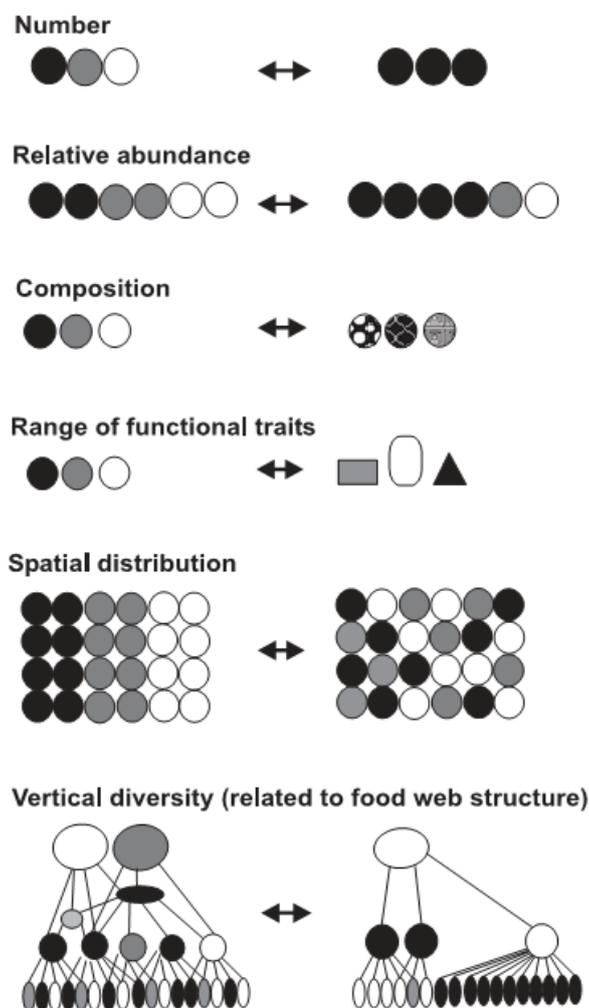


Figure 45 – Différentes manières d'appréhender la biodiversité (Diaz et al., 2006)

Par ailleurs, la biodiversité est aussi à appréhender en fonction des échelles spatiales (Duelli, 1997). Whittaker (1972 dans Burel et al., 2008) subdivise la diversité totale d'une région (ou d'un "paysage agricole"), dite biodiversité *gamma*, en une composante intra-communauté, *alpha*, et une composante inter-communauté, *beta*. Une relation additive entre ces trois niveaux de diversité a été développée et étudiée de manière exhaustive par différents auteurs (ex : Wagner et al., 2000 ; Pélissier et Couteron, 2007) :

$$\text{Diversité } \gamma = \text{diversité } \alpha + \text{diversité } \beta$$

Cette relation peut devenir multiplicative si on utilise certains indices tels ceux développés au chapitre 2.3.2.3 (Jost, 2006).

Plus généralement, Duelli et Obrist (2003) ont repris une figure de Kaenel (1998) qui regroupent plus d'une quarantaine de concepts et de termes liés à la biodiversité. On peut

encore ajouter à cette liste les concepts de « biodiversité planifiée », i.e. celle directement manipulée par l'agriculture, et la « biodiversité associée » dans le cadre des agrosystèmes (Peeters et al., 2004 ; Swift et al., 2004 ; Jackson et al., 2007), ou encore de « biodiversité fonctionnelle », i.e. contribuant au fonctionnement d'agrosystème, et de « biodiversité extra-agricole » jouant un rôle moins important dans le fonctionnement (ex : orchidées, papillons, etc.). De même d'autres auteurs insistent sur le fait que la biodiversité va plus loin que la simple notion de diversité biologique du point de vue de l'écologie, en associant à l'écologie des dimensions sociales et politiques, par l'identification de services rendus par la biodiversité pour l'homme et la nature, et par la prise de conscience par la société des risques entraînés par la perte de diversité biologique (Lévêque, 1994 ; Barbault, 2002 dans Barbault et al., 2008).

2.1.3. La biodiversité spécifique : état des lieux

Depuis la fondation de la taxinomie par Linné au XVIII^e siècle, les biologistes et naturalistes travaillent sans relâche à la description de nouvelles espèces végétales et animales. Le nombre d'espèces connues approchait les 1,5 millions d'espèces dans les années 90 (Figure 46). Le Tableau 27 donne des estimations pour les groupes d'espèces terrestres. Les vertébrés ne représentent qu'une faible part avec environ 30 000 poissons, 6 000 amphibiens, 8 000 reptiles, 10 000 oiseaux et 5 000 mammifères, loin derrière les plantes supérieures et les invertébrés. En termes de biomasse, les végétaux représentent 99 % et jouent un rôle fondamental dans le fonctionnement de la biosphère. Cependant l'expérimentation d'Erwin sur un arbre de la forêt amazonienne (Erwin, 1982 dans Le Guyader, 2008) a conduit à revoir les estimations du nombre total d'espèces au niveau mondial entre 10 et 100 millions d'espèces. De même pour les micro-organismes, des travaux récents indiquent que cette microflore cultivable ne représenterait que 0,1 à 10% de la microflore totale. Ces résultats s'appuient sur les nouvelles de biologie moléculaire qui augmentent énormément les moyens d'analyse (Torsvik et Ovreas, 2002).

La quête pour un jour connaître l'ensemble des espèces, sans oublier leurs fonctions peut donc bien ressembler à celle du graal, d'autant plus que beaucoup ne seront peut-être jamais connues, ayant disparu entre temps ! Les statistiques au niveau mondial de l'IUCN sont alarmistes surtout pour les groupes supérieurs des vertébrés : 21 % des espèces de mammifères, 12% des oiseaux 30 % des amphibiens mais aussi 33 % des gymnospermes (4 % des dicotylédones), si on se réfère aux espèces décrites (IUCN, 2008) sont menacées. Pour les insectes, si on inclut les espèces inconnues le chiffre passerait de moins de 1 % à 50 %.

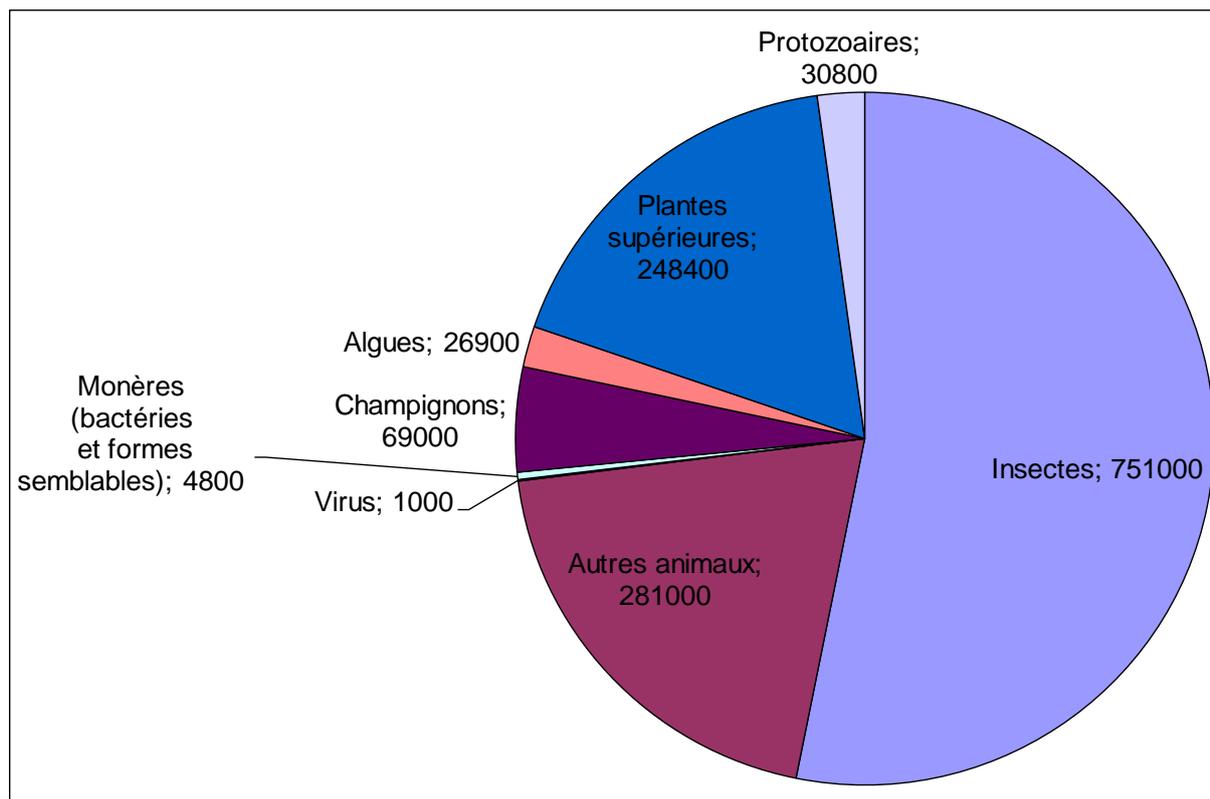


Figure 46 - Nombres d'espèces connues par grands groupes d'organismes vivants (d'après de Wilson, 1992 dans Burel et al., 2008).

Tableau 27 - Exemples d'estimation du nombre d'espèces terrestres présentes sur le territoire français (références utilisées dans Burel et al., 2008)

Groupe	Sous-groupe	Estimation
Végétaux supérieurs		4900 indigènes + ~1100 introduites
Vertébrés	Oiseaux	554
	Mammifères	~120
	Reptiles et amphibiens	~80
Microfaune du sol	Nématodes	? (815 aux Pays-Bas)
	Protozoaires	? (365 dans une prairies d'UK)
Mésofaune du sol	Acarions	?
	Collemboles	660
	Enchytraeides	?
Macrofaune du sol	Isopodes	229
	Chilopodes	140
	Dilopodes	295
	Arachnides	1529
	Oligochètes (sauf Enchytraeides)	97
	Insectes	?

2.1.4. De la biodiversité *per se* aux services écosystémiques

Depuis l'apparition du concept de biodiversité dans les années 80, les préoccupations antagonistes de sauvegarde de la biodiversité et d'utilisation durable des ressources qu'elle apporte, sont devenus des enjeux majeurs pour les différents acteurs, scientifiques, gestionnaires et décideurs. Non seulement des arguments éthiques portant sur sa valeur morale (Oksanen, 1997) et sa signification écologique (Holdgate, 1996) ont été mis en avant pour la justifier, mais son rôle économique commence à être intégré dans les argumentaires la justifiant (Encadré 1-6 dans Barbault et al., 2008). Ceux-ci ont été basés sur les premiers chiffrages des services rendus par les écosystèmes (ex : Costanza et al., 1997). Les années 2000 connaissent ainsi une nouvelle rupture épistémologique dans l'approche de la biodiversité avec l'émergence du concept de services associés à la biodiversité, qui a été formalisé par une formidable mobilisation de 1500 d'experts internationaux autour du « Millenium Ecosystem Assessment » (MEA, Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Plus récemment en France, Chevassus-au-Louis et al. (2009) ont estimé la valeur des services écosystémiques fournis par une surface forestière et d'une prairie respectivement à 970 €/ha et 600 €/ha. Ces estimations se situaient d'après les auteurs dans le bas de la fourchette (500 à plus de 2000 €/ha pour les forêts) et ne tenaient pas compte de la valeur patrimoniale des espèces remarquables. Pour ces dernières, ces auteurs ont souligné qu'il était sans doute préférable de mobiliser d'autres valeurs (écologiques, éthiques, culturelles, esthétiques) pour traiter de la gestion pertinente de ce patrimoine.

Cette approche de la biodiversité fait suite aux travaux sur le rôle de la diversité biologique dans le fonctionnement des écosystèmes qui sont traités depuis Darwin. Comme proposé entre autre dans la définition de Noss (1990), la biodiversité peut être reliée à des processus écologiques. Différents groupes d'espèces interviennent dans le fonctionnement des écosystèmes, par exemple pour la fonction de production de biomasse, la décomposition de la litière, etc.. Ces fonctions deviennent des services quand elles sont considérées sous l'angle humain et « utilitariste » (Clergué et al., 2005), et contribuent à rendre la vie humaine possible et digne d'être vécue (Diaz et al., 2006). Le Tableau 28 présente un exemple de services écosystémiques et des fonctions qui en sont à l'origine, dans le cas des agrosystèmes sur lesquels nous centrerons par la suite et que nous développerons dans le paragraphe suivant.

L'hypothèse fondamentale, mise en avant depuis des décennies, est qu'une plus grande diversité contribue à un meilleur fonctionnement des écosystèmes (cf. la revue dans Moonen et Barberi, 2008), que ce soit pour la production primaire ou pour des propriétés systémiques définissant la durabilité des systèmes (López-Ridaura et al., 2005), telles que la stabilité ou la résilience. Cependant cette hypothèse a été largement discutée par d'autres auteurs (Holdgate, 1996 ; Huston, 1997) et son domaine de validité fortement restreint en fonction de l'échelle considérée, de la richesse spécifique initiale, du processus considéré (Ekschmitt et al., 2001 ; Moonen et Barberi, 2008). L'expérimentation d'Ilena basée sur une manipulation de la diversité de couverts prairiaux a montré que l'effet positif de la diversité végétale sur la diversité des groupes fonctionnels diminue au fur et à mesure qu'on monte dans le réseau trophique (Scherber et al., 2010). Par ailleurs, la biodiversité jouerait un rôle sur la production primaire, les flux énergétiques ou la rétention des éléments nutritifs par exemple et non sur la décomposition. Selon Diaz et al. (2006), la courbe de réponse est en générale asymptotique, présentant un effet très important pour un faible nombre d'espèces et arrivant à un plateau au-dessus d'un certain seuil. Ce seuil peut se situer à une dizaine d'espèces à une échelle très locale du mètre carré, et requiert un plus grand nombre d'espèces à l'échelle du paysage. Ces dernières années, des synthèses à partir de méta-analyse sur différents écosystèmes ont fait un point complet et quantifié de l'état des connaissances sur le lien entre biodiversité et services écosystémiques, ceci pour différents services (Balvanera et al., 2006) et pour la fonction de production en particulier (Cardinale et al., 2006; Cardinale et al., 2007). Nous reviendrons sur ce sujet pour des services intéressants l'agriculture dans le prochain chapitre.

Tableau 28 - Les services des agro-écosystèmes dont la fourniture est affectée par la biodiversité, les fonctions et propriétés écosystémiques qui sous-tendent ces services (expertise collective INRA, Le Roux et al., 2008)

	Services	Fonctions / propriétés de l'écosystème
Services intrants	Stabilité structurale du sol (contrôle de l'érosion, résistance à la compaction)	Structuration des sols : porosité, agrégation Stabilisation par les racines MO du sol
	Disponibilité en eau pour la production primaire	Cycle eau
	Fertilité des sols	Dynamique de la MO : Minéralisation, Décomposition Dynamique des éléments nutritifs : Transformations élémentaires, Solubilisation
	Régulation du micro-climat	Variations journalières et saisonnières de température, hygrométrie ; brise-vent
	Pollinisation	Transfert et dispersion du pollen
	Contrôle des bioagresseurs	Habitats et ressources pour les auxiliaires Prédation, parasitisme, pathogénicité
	Contrôle des invasions biologiques	Résistance aux invasions
	Santé des animaux domestiques	Résistance des animaux aux maladies et parasites Limitation de la toxicité alimentaire Limitation des allergies
Services produits contribuant au revenu agricole direct	Production végétale (alimentaire, fibres, énergie, etc.)	Production primaire : rendement Production primaire : stabilité des rendements malgré les variations de l'environnement (climat, bioagresseurs...)
	Production animale	Qualité des fourrages (azote, fibres, molécules particulières) Motivation alimentaire Production secondaire (produits laitiers et camés) Qualités organoleptiques des produits animaux
Services produits hors revenu agricole direct	Disponibilité en eau (potable, irrigation, hydro-électricité, industrie...)	Evapotranspiration Interception des précipitations Flux latéraux d'eau Capacité de rétention en eau du sol
	Purification de l'eau	Cycles N et P : piégeage / lessivage / transformations (p.ex. dénitrification) Biodégradation et/ou séquestration des xénobiotiques (pesticides notamment) Rétention des pathogènes
	Régulation du climat global et régional	Séquestration C (sol et végétation) Emissions de gaz à effet de serre Propriétés de surface (albedo, rugosité...)
	Mitigation des incendies	Inflammabilité Connectivité spatiale
	Conservation de la diversité ordinaire et patrimoniale	Habitat et ressources Migration, allogamie, interactions biotiques Habitats Hétérogénéité spatio-temporelle
	Valeur esthétique, touristique et spirituelle	Patrons spatiaux Biodiversité quantitative ou qualitative

2.2. Agriculture et biodiversité

A l'échelle mondiale, l'appauvrissement de la biodiversité s'explique en grande partie par la destruction et la disparition des zones naturelles. Dans les pays du Nord, la modification des paysages agricoles joue un rôle important dans cette érosion biologique, en raison de la surface importante occupée par l'agriculture, mais aussi en raison de la disparition de certains agrosystèmes traditionnels d'une grande richesse biologique (Edwards et Hilbeck, 2001). Ainsi les zones agricoles occupent respectivement 75 %, 60 % et 50 % au Royaume Uni, France et Allemagne. En Allemagne, environ 25% des espèces en danger se trouvent ainsi dans les 2% du territoire protégés pour la conservation de la biodiversité, tandis que les 75% restants sont localisés dans des zones gérées par l'agriculture (Le Roux et al., 2008).

2.2.1. Les effets de l'agriculture sur la biodiversité

L'intensification de l'agriculture au travers de ses différentes composantes au niveau de la parcelle mais aussi du paysage (Tableau 29), est de manière irréfutable un facteur majeur des changements et des pertes de biodiversité durant ces dernière décennies (McLaughlin et Mineau, 1995 ; Tscharrtkte et al., 2005). A contrario, de nombreux travaux (ex : revue de Hole et al., 2005 ; Ondine et al., 2009 ; Garratt et al., 2011) montrent les effets bénéfiques de l'agriculture biologique sur de nombreux groupes d'espèces, surtout aériennes (Flohre et al., 2011), bien que plusieurs questions demeurent et que cela n'exclut pas qu'en agriculture conventionnelle, il existe des solutions. Dans tous les cas, ceci concerne à la fois la biodiversité *alpha* (intra-parcellaire) et la diversité *bêta* qui reflète la modification de la

diversité des habitats/écosystèmes, i.e. les éléments d'un paysage agricole (bords de champ, bosquets, parcelles, etc.), tous deux contribuant à la biodiversité totale (*gamma*). Nous ne reprendrons ici que quelques points de la synthèse exhaustive réalisée par l'expertise collective de l'INRA (Burel et al., 2008) en les organisant selon les deux échelles.

Tableau 29 - Caractéristiques de l'intensification de l'agriculture aux échelles de la parcelle et du paysage (adapté par Burel et al., 2008 d'après Tschardt et al., 2005).

Parcelle	Paysage
<ul style="list-style-type: none"> - Rotations culturales raccourcies - Diminution de la diversité des espèces cultivées - Augmentation des engrais minéraux - Augmentation des pesticides - Céréales d'hiver au détriment des céréales de printemps - Cultures OGM - Labour profond - Monocultures de variétés à fort rendement - Augmentation de la taille des parcelles - Mécanisation - Abaissement des nappes suite au drainage 	<ul style="list-style-type: none"> - Spécialisation des exploitations agricoles - Retournement des prairies - Destruction des habitats semi-naturels - Réorganisation des terres pour agrandir les champs - Simplification des paysages avec un nombre limité de types d'usages dans l'espace et dans le temps, contribuant à l'homogénéisation du paysage - Abandon d'usages traditionnels (faible intensité) - Limitation des jachères et terres abandonnées par leur mise en culture - Résistance réduite aux espèces invasives - Abaissement du niveau des nappes - Fragmentation des habitats semi-naturels

2.2.1.1. Les pratiques au niveau de la parcelle

Au niveau parcellaire, le choix des cultures et leur organisation en rotation ou succession culturale sont la première composante des systèmes de culture. L'intensification s'est traduite par une simplification à l'extrême des systèmes en monoculture, à l'année avec une seule espèce cultivée, et de manière pluriannuelle, avec la suppression des rotations culturales ou dans beaucoup de cas, une réduction de la diversité des cultures dans les rotations. Les effets directs d'une diversification des cultures²⁰ ne vont pas tous dans le même sens mais permettent de mieux contrôler les bioagresseurs (Polley et Thomas, 1991; Cardina et al., 2002; Witmer et al., 2003 ; voir aussi Lavorel et al., 2008²¹) et donc de réduire l'utilisation des pesticides, ce qui a des effets directs. Mais cet effet peut être confondu avec les pratiques culturales qui sont liées à la rotation dont l'effet stricte peut être faible (Doucet et al., 1999, Holland et al., 1996). En fait, c'est l'introduction de prairies (Menta et al., 2011) et de jachères (Büchs et al., 1997 ; Boatman et al., 2011; Kovacs-Hostyanszki et al., 2011; Tschardt et al., 2011), ou encore de cultures pérennes, voire de cultures associées (Malézieux et al., 2009) qui vont amplifier les effets positifs.

L'intensification des pratiques agricoles dans l'itinéraire technique entraîne une augmentation de la fréquence et de l'intensité des perturbations physiques et chimiques sans commune mesure avec ce qui se passe dans les écosystèmes naturels. L'intensification du travail du sol avec des labours de plus en plus profonds et une augmentation de la fréquence des passages d'outils est une source majeure de perturbations physiques qui a un effet très néfaste sur la faune du sol notamment. A contrario, les effets favorables de la suppression du labour et de la simplification du travail du sol sur la faune et la flore ont été largement documentés (Holland, 2004). Il est à noter que le passage à des systèmes simplifiés de travail du sol entraîne une augmentation des doses d'herbicides suite à une augmentation de la pression des adventices (Cannell et Hawes, 1994) et aussi de certains champignons pathogènes (Colbach et al., 1997).

²⁰ à l'échelle pluriannuelle tout en restant dans un contexte de « monoculture » si on considère une année donnée (i.e. une culture par année).

²¹ voir le Tableau 2.2-4 p. 93 (chapitre 2 de l'expertise collective de l'INRA)

Sans entrer dans l'abondante littérature sur le sujet (cf. Burel et al., 2008), le recours à des produits phytosanitaires et l'augmentation des apports d'azote sous forme minérale sont les perturbations les plus importantes impliquées dans la perte de biodiversité. Il existe naturellement des différences dans la toxicité des substances actives pour tel ou tel groupe d'organismes. Les conditions d'applications (date, matériel, etc.), les conditions de culture (ex : effet protecteur d'une couverture de sol, Frampton et Çilgi, 1996) peuvent jouer un rôle. Les effets des apports de fertilisants organiques, surtout sous forme plus stable, fumier, compost sont aussi à nuancer, ayant un effet positif sur la faune du sol notamment, mais restant défavorable pour la diversité végétale à forte dose d'azote. Les effets peuvent être directs sur la biodiversité ou indirects via les effets sur les réseaux trophiques.

En plus des effets parcellaires, l'épandage de ces intrants chimiques est source d'émissions entraînant des effets indirects sur différentes composantes de la biodiversité sur les milieux naturels autour de la parcelles, par dérive lors des épandages (de Snoo et deWit, 1998; de Snoo et vanderPoll, 1999) ou par lessivage des nitrates (Marco et al., 1999) ou encore par émissions d'ammoniac source des dépôts atmosphériques (Bobbink et al., 1996, Stevens et al., 2004) et pluies acides (Graveland et al. 1994 dans Burel et al., 2008). Des effets plus lointains sont à noter, notamment sur les organismes aquatiques par accumulation de polluants et fertilisants issus des transferts des éléments par lessivage ou ruissellement notamment à l'exutoire de grands bassins versants (Rabalais et al. 2002 dans Burel et al., 2008).

Un autre élément indispensable à la production agricole est l'eau, Pour pallier les excès ou les manques les agriculteurs ont recours respectivement au drainage et à l'irrigation. Dans certains pays (Danemark, Autriche), le drainage est considéré comme un facteur majeur affectant les paysages agricoles, et responsable de la perte de biodiversité et des problèmes liés aux cycles hydrologiques (Herzon et Helenius, 2008). Il a un effet négatif direct sur toutes les composantes de la biodiversité liées aux milieux humides en plus des effets sur les transferts rapides des éléments nutritifs et résidus de produits phytosanitaires. Un effet indirect provient aussi de la remise en culture de grandes surfaces (McLaughlin et Mineau, 1995). Les effets de l'irrigation sont moins tranchés. Quand le problème de salinisation est maîtrisé, l'irrigation favorise la faune du sol et une certaine flore en milieux arides. Par l'intensification des cultures qu'elle permet et l'introduction de culture valorisant cette intensification, tel le maïs, des effets négatifs liés à la monoculture, la flore notamment peut être affectée (Fried et al., 2008).

Les effets d'autres facteurs, tels ceux des plantes OGM, encore très controversés, des pratiques agricoles dans les prairies, pâturage, fauche et fertilisation, ainsi que l'utilisation de produits sanitaires sur les animaux sont aussi analysés dans l'expertise collective de l'INRA (Burel et al., 2008). Mais cela dépasse le cadre de cette étude.

2.2.1.2. Les pratiques au niveau du paysage

L'hétérogénéité ou la complexité du paysage joue un rôle majeur dans le déterminisme de la biodiversité (Benton et al., 2003). Cependant, elle n'est pas toujours bien définie. Elle intègre, en général, une quantité plus ou moins importante d'éléments semi-naturels, terme discuté par certains (Poux et al., 2009)²², la taille moyenne des parcelles et la diversité des productions. Cependant, l'intensification des pratiques au niveau parcellaire s'est accompagnée de mesures au niveau paysager destinées à maximiser la productivité du travail et de la terre et sont allés dans le sens de leur homogénéisation. On peut citer :

²² Ce terme utilisé par l'expertise collective INRA n'est pas sans connotation philosophique mais est moins négatif que le terme « zone non productive ». il a été proposé récemment de revenir au terme latin de *saltus*, i.e. l'ensemble des terrains qui ne sont pas régulièrement cultivés, et qui n'ont pas de couvert forestier continu et fermé (Poux et al., 2009)

- l'agrandissement excessif de la taille des parcelles, au-delà même d'un seuil où les gains réels de productivité stagnent, seuil qui se situe autour de 10 ha (Jaster et Filler, 1995). Cependant, cet impact négatif de la taille des parcelles a été remis en question par différentes études de terrain dans les régions sèches de l'Europe centrale (Büchs, 2003).
- la réduction des zones semi naturelles autour et dans les parcelles, l'arrachage de bosquets, de haies (Baudry et al., 2000), la limitation des zones non cultivées en bordure de parcelles.
- la diminution de la diversité des cultures avec l'appauvrissement des rotations.
- le retournement ou l'intensification de prairies permanentes.
- l'abandon des terres, en régions défavorisées,.
- etc.

Il ressort clairement de l'expertise collective de l'INRA (Burel et al., 2008) que les modes de gestion favorisant l'hétérogénéité du paysage ont globalement un effet positif sur la biodiversité ou sur certaines de ses composantes. Dans une étude à l'échelle européenne portant sur 25 paysages très diverses, il apparaît que les pratiques de gestion de paysage ne sont pas forcément liées à l'intensification des pratiques parcellaires, exprimées par le niveau de fertilisation ou le chargement en bétail, Ainsi une faible diversité des cultures n'est pas reliée à une intensification au niveau parcellaire, alors que la décroissance des surfaces en prairie permanente et à un degré moindre l'augmentation de la taille des parcelles est synonyme d'intensification (Herzog et al., 2006). Par ailleurs, du même travail, il ressort que le pourcentage en surface d'éléments semi-naturels a un effet positif pour tous les groupes étudiés (plantes vasculaires, 5 groupes d'arthropodes, oiseaux) et la diversité de ces éléments un effet positif sur les abeilles (Billeter et al., 2008).

Parmi ces éléments semi-naturels, les bordures de parcelles (Encadré 6) jouent un grand rôle et ont des effets très positifs sur différentes composantes de la biodiversité (cf. paragraphe suivant).

Encadré 6 Définition du concept de « bordure de parcelles » (inspiré de Burel et Baudry, 1999 et Boatman, 1994)

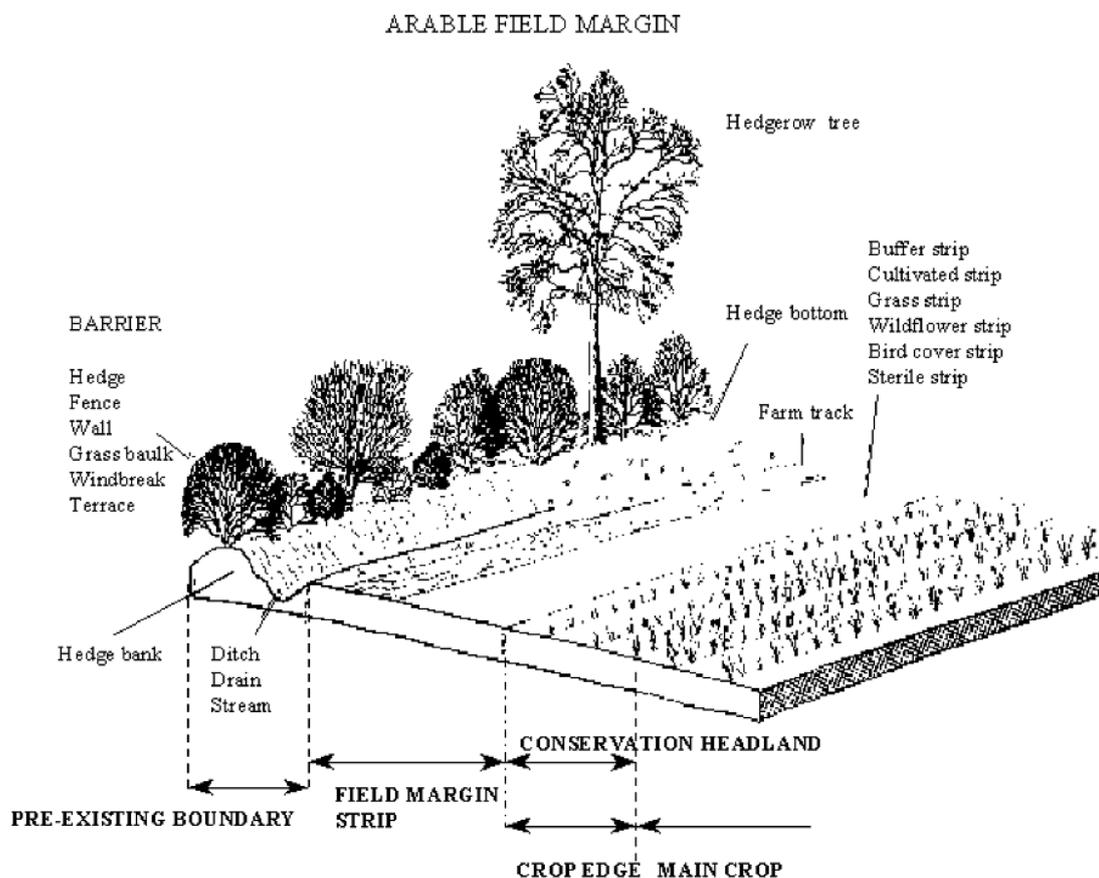


Fig. 1. The principal components of an arable field margin (after Greaves and Marshall, 1987).

Nous proposons d'utiliser le terme « bordure de parcelle » dans un sens large englobant la bordure cultivée de parcelle (*field margin strip + crop edge*) et/ou la bordure non cultivée préexistante (*pre-existing boundary* sur la figure tirée de Marshall et Moonen (2002)), ou reliant la parcelle à une zone non agricole.

Des gestions innovantes des bordures de parcelle peuvent porter sur :

- le semis d'une bande avec couvert à la limite de la parcelle (*field margin strip*)
- une réduction des intrants sur la bordure cultivée de la parcelle (*conservation headland*)

2.2.1.3. La gestion des bordures de parcelles

En écologie du paysage, le rôle, notamment pour la biodiversité, des réseaux denses de haies dans les paysages de bocage de l'Ouest de la France et au Royaume-Uni ont été et sont intensivement étudiés (Baudry et al., 2000 ; Maudsley, 2000 ; Burel et Baudry, 1999 ; Le Coeur et al., 2002 ; Pollard et Holland, 2006). L'impact de ces structures sur les populations d'arthropodes et surtout les auxiliaires, comme en arboriculture (Rieux et al., 1999 ; Debras et al., 2008) a été au cœur des préoccupations de nombreux chercheurs (cf. chapitre suivant).

Les paysages ouverts et notamment les zones de grandes cultures intensives avec peu de zones naturelles, qui nous intéresseront particulièrement, ont également fait l'objet de nombreux travaux sur la restauration de zones semi naturelles ou structures écologiques, qui jouent le rôle de refuge pour la faune et la flore. Ces travaux ont commencé notamment au Royaume-Uni dans les années 80 (Boatman, 1994). A côté de l'implantation de haies, investissement lourds, l'implantation de bandes enherbées, de bandes fleuries en bordure de parcelle (Encadré 6) ou de jachères fleuries ainsi qu'une réduction des intrants à la bordure des zones cultivées sont apparues comme des alternatives moins coûteuses (Marshall et Moonen, 2002).

Les nombreux travaux portant sur une gestion innovante des bordures de parcelles comme présentées dans l'Encadré 6 peuvent être divisés en deux grands groupes :

- des travaux « d'observation » sur un ensemble de parcelles d'une ou plusieurs exploitations d'une région avec ou sans gestion de la bordure de parcelle. On y trouve des études sur différents groupes d'arthropodes dans le cadre de bandes fleuries et enherbées mises en place pour des mesures agri-environnementales en UK et au Pays-Bas (Musters et al., 2009 ; Smith et al., 2008a ; Kleijn et al., 2006 ; Marshall et al., 2006) et en France sur les bandes PAC pour ce qui est des adventices (Cordeau et al., 2012 ; Cordeau et al., 2010). D'autres auteurs se sont intéressés uniquement aux arthropodes et notamment aux carabes (Werling et Gratton, 2008 ; Varchola et Dunn, 2001 ; Varchola et Dunn, 1999), ou à l'évolution de la végétation (Manhoudt et al., 2007 ; Cordeau et al., 2012 ; Walker et al., 2007 ; Critchley et al., 2006 ; Thomas et al., 2002 ; Boutin et al., 2001), ou encore aux relations entre végétation et arthropodes (Moonen et al., 2006).
- Un second groupe est composé de nombreux travaux d'expérimentation de comparaison de modalités de gestion en essai souvent factoriel. Ces expérimentations ont consisté à comparer l'impact de différents mélanges, souvent à base de graminées ou de mélanges plus complexes riches en espèces à fleurs. Elles ont porté sur l'étude des effets sur les arthropodes, carabes, araignées, staphylins etc., en relation avec la végétation (Smith et al., 2008b ; Asteraki et al., 2004 ; Colignon et al., 2004 ; Thomas et Marshall, 1999) sur carabes, uniquement (Frank et al., 2012 ; Woodcock et al., 2005 ; Harvey et al., 2008 ; Woodcock et al., 2008 ; Frank et al., 2012 ; Bockstaller et al., 2000²³), (*R5*), sur les papillons (Feber et al., 1996) ou sur la composition floristique uniquement (De Cauwer et al., 2005 ; Bokenstrand et al., 2004).

L'effet des bandes fleuries et enherbées sur pollinisateurs a aussi été étudié (Marshall et al., 2006 ; Pywell et al., 2006), comme celui des jachères fleuries (Decourtye et al., 2007a ; Decourtye et al., 2007b). Il est à noter que certaines pratiques (choix du couvert notamment) peuvent avoir un effet positif sur les abeilles domestiques au détriment des pollinisateurs sauvages (Gadoum et al., 2007).

Dans l'ensemble, un effet positif d'une implantation d'une bande fleurie ou enherbée sur la faune auxiliaire a été démontré, ces structures faisant office de zone de refuge, et de réservoir de nourriture. Une majorité d'études a eu lieu à l'échelle parcellaire. L'augmentation de la largeur de la bande (Andresen et al., 2012) comme un âge croissant (Frank et al., 2012) ont effet positif sur la diversité respectivement des adventices et des carabes. Certains auteurs ont intégré le contexte de la parcelle (Werling et Gratton, 2008 ; Walker et al., 2007 ; Critchley et al., 2006). Cependant peu d'études ont intégré un mécanisme fortement étudié en écologie du paysage : la notion de corridor et connectivité entre éléments paysagers. Ceci favorise à la fois le mouvement et la survie de certaines espèces (Burel et Baudry, 1999 ; Vanbergen et al., 2005) dans des paysages. Dans le cas de bande fleuries et enherbées, Smith et al. (2008a) ont pu émettre l'hypothèse d'un tel rôle à partir de l'analyse

²³ Dans le cadre du projet A4 du programme ITADA 2 cf. 2^{ème} partie chapitre 6.1.5

de leurs données. Dans tous les cas, il manque encore une validation expérimentale de ces mécanismes (cf. chapitre suivant).

2.2.1.4. Différents mécanismes

Dans l'expertise collective de l'INRA (Burel et al., 2008), les auteurs passent en revue différents modèles explicatifs de la biodiversité, intégrant la richesse spécifique (qui est critiquée comme indicateur cf. 2.3.2.3) ou encore les traits fonctionnels des espèces (Garnier et Navas, 2012). D'une manière générale, les modèles convergent vers le schéma de la Figure 47. La présence d'espèces dépendra d'un pool régional d'espèces potentiellement présentes (facteurs historiques et biogéographiques) et de l'ensemble des interactions écologiques, facteurs pédoclimatiques du milieu mais aussi l'ensemble des pratiques agricoles influant sur le régime de perturbation et le niveau de productivité du milieu. Ceci a conduit à la théorie des filtres qui assimile chaque facteur à un filtre (Woodward & Diament, 1991; Keddy, 1992; Díaz et al., 1999; Lavorel & Garnier, 2002, tous cités dans Burel et al., 2008 ; Garnier et Navas, 2012). La présence d'une espèce sera déterminée par la nature et la force des différents filtres en interaction avec celles des traits de réponse (caractéristiques qui permettent aux espèces de "passer à travers" ces filtres).

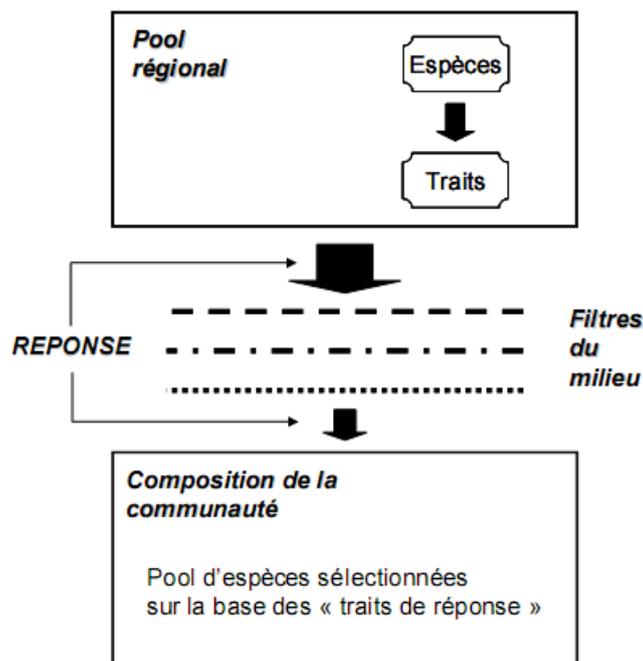


Figure 47 - Schéma conceptuel présentant les effets des facteurs du milieu sur la composition des communautés (adapté de Woodward et Diament, 1991; Keddy, 1992 par Burel et al., 2008)

Au niveau du paysage, la composition et la connectivité ou la fragmentation sont les facteurs les plus étudiés dans les relations entre structure du paysage et biodiversité (richesse spécifique ou abondance). La théorie des métapopulations et méta-communautés est également mobilisable dans ce contexte. La théorie des méta-communautés permet ainsi de prédire la richesse spécifique des communautés à l'échelle paysage en fonction des types d'habitats présents, de l'adéquation des différentes espèces à ces habitats, et des taux de migration existant entre patches d'habitats. Ces taux de migration varient selon le comportement des espèces, et on peut définir des scénarios de relations entre espèces et

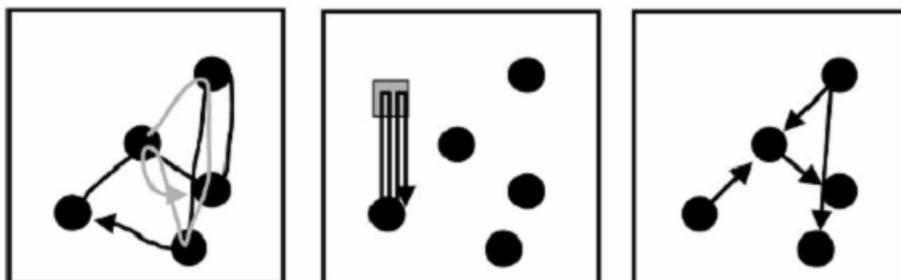
paysage d'après Tschardt et Brandl (2004 dans Burel et al. 2008, Figure 48). Pour le moment la théorie des métacommunautés s'est développée alors que les études empiriques permettant de la valider manquent encore. C'est le cas notamment pour l'effet de la connectivité. Bien que la notion de corridor ait retenu beaucoup d'attention, peu de travaux ont cherché à quantifier cet effet (Öckinger et Smith, 2008) et son effet n'a pas été clairement montré dans le cas des haies (Davies et Pullin, 2007).

Patch models:

(a) Patchy population

(b) Multihabitat population

(c) Classic metapopulation



Landscape models:

(d) Facilitation

(e) Inhibition

(f) Neutral

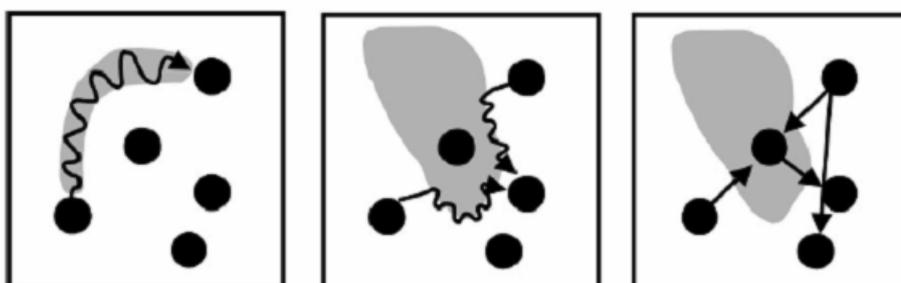


Figure 48 - Scénarios d'interactions possibles entre paysage et espèces (d'après Tschardt et Brandl, 2004 dans Burel et al. 2008). Chaque quadrat est un paysage avec au moins un type d'habitat (cercles noirs, surfaces grisées).

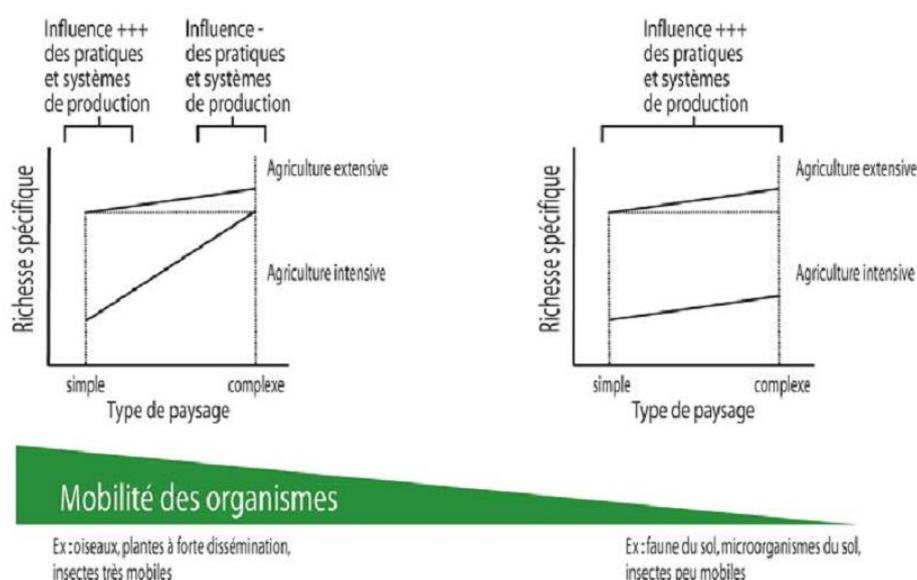
2.2.1.5. Synthèse : un modèle général

De la revue exhaustive réalisée dans le cadre de l'expertise collective de l'INRA (Burel et al., 2008 ; Le Roux et al., 2008), les auteurs ont dérivé un modèle général synthétisant les effets des pratiques agricoles, résumée par le niveau d'intensification, en interaction avec le contexte paysager décrit par son niveau de complexité, sur la biodiversité. Il a aussi été appliqué par un doctorant de mon équipe aux espèces végétales des prairies (Gaujour et al., 2012). La biodiversité est considérée ici au travers de la richesse spécifique et en distinguant deux groupes en fonction de la mobilité des différents groupes d'espèces (Figure 49). Il en ressort clairement que l'intensification de l'agriculture contribue à un appauvrissement de la biodiversité. Celui-ci ne peut être limité que pour les espèces à forte mobilité dans le cas de paysage complexe présentant un pourcentage de zones semi-naturelles suffisant. Cet effet est surtout marqué pour les systèmes à base de cultures annuelles ou pérennes. Pour les systèmes d'élevage à base d'herbe, il apparaît que, même pour les espèces mobiles, la gestion de la fauche et du pâturage est un élément clé de la réponse de la biodiversité. Le schéma présenté en Figure 49 résulte d'une simplification et la relation entre complexité du paysage et biodiversité n'est pas linéaire (Fahrig, 2003). De certains travaux théoriques, il

existe un seuil de composition (rapport entre éléments semi-naturels et parcelles cultivées) et de connectivité du paysage en deçà duquel l'influence des pratiques sur la diversité spécifique est dominante, alors qu'au-delà le rôle de compensation du niveau paysage s'exprime. La valeur de 20-30 % est avancée par certains auteurs et a fait l'objet de travaux d'expérimentation pour des écosystèmes naturels (Andrén, 1994). Fahrig (2003) conclut dans sa revue que ce seuil n'a pas encore été réellement validé. Cependant, Tscharrntke et al. (2011) en s'appuyant sur certaines données semblent fixer ce seuil à 20 %.

Pour terminer remarquons que ce modèle porte sur la richesse spécifique, une des composantes de la biodiversité. En effet, une grande majorité des travaux a porté sur cet aspect de la biodiversité, ainsi que sur l'abondance. Dans le cas des carabes, il a été montré que cela peut mener à des fausses conclusions (Gobbi et Fontaneto, 2008). L'étude au niveau des traits biologiques des invertébrés (ex : taille, régime alimentaire), ou sur des groupes particuliers tels les pollinisateurs permet d'aller plus loin dans l'analyse des impacts (Harvey et al., 2008). Les premiers résultats du travail de thèse d'A. Rouabah en cours dans l'équipe vont aussi dans ce sens, mais il manque dans tous les cas des travaux sur l'impact des pratiques agricoles sur tel ou tel service écosystémiques. C'est bien l'objet du projet quinquennal de mon équipe.

La mobilité effective moyenne des organismes d'un groupe taxonomique module les effets de l'hétérogénéité du paysage et de l'intensification de l'agriculture sur leur richesse spécifique



Schématisation des effets de la complexité du paysage et du niveau d'intensification de l'agriculture sur la richesse spécifique à l'échelle du paysage, en fonction de la mobilité effective des organismes (modifié d'après Roschewitz et al. 2005).

Figure 49 : Schématisation des effets de la complexité du paysage et du niveau d'intensification de l'agriculture sur la richesse spécifique à l'échelle du paysage, en fonction de la mobilité effective des organismes (modifié d'après Roschewitz et al., 2005 et Tscharrntke et al., 2005, par Burel et al., 2008 ; Le Roux et al., 2008)

2.2.2. Les effets de la biodiversité sur l'agriculture

Pour aborder la biodiversité en agriculture, aussi nommée agro biodiversité, on peut considérer deux composantes principales : la « biodiversité planifiée », i.e. celle directement manipulée par l'agriculture, et la « biodiversité associée » (Swift et al., 2004; Jackson et al., 2007), qui peut être d'une grande richesse (Edwards et Hilbeck, 2001). Comme évoqué au chapitre 2.1.4, la biodiversité est de plus en plus traitée sous l'angle des services

écosystémiques depuis les travaux des experts du Millenium Ecosystem Assessment (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les zones agricoles qui sont les plus grands écosystèmes manipulés par l'homme, fournissent mais aussi dépendent de services écosystémiques (Zhang et al., 2007), notamment dans les zones les plus pauvres (Diaz et al., 2006). La typologie proposée par le MAE a fait l'objet de critiques et a été adaptée à l'agriculture et reprise par les auteurs de l'expertise collective de l'INRA (Figure 50).

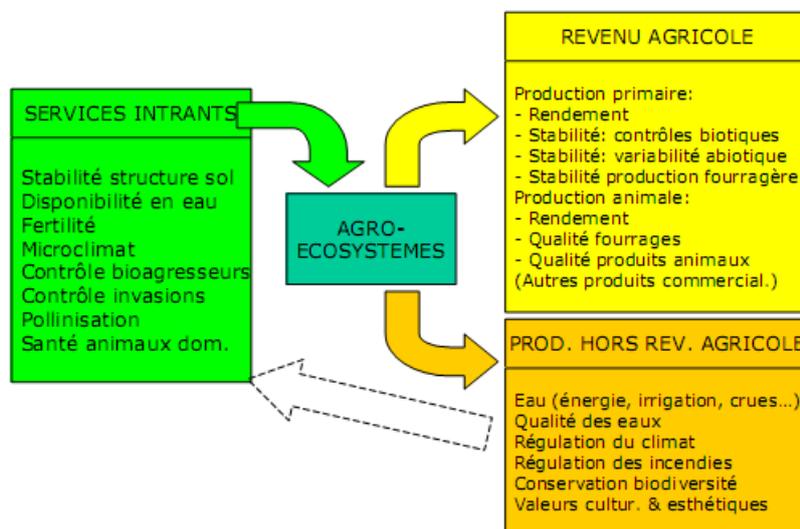


Figure 50 - Organisation des services écosystémiques en agriculture (modifiée par Lavorel et al. (2008) et Le Roux et al. (2008) d'après Zhang et al. (2007)

Les auteurs de l'expertise collective de l'INRA (Lavorel et al., 2008 et Le Roux et al., 2008) distinguent :

- les services intrants qui contribuent à la fourniture de ressources et au maintien des supports physico-chimiques de la production agricole (telle la fertilité des sols par exemple), appelés services intrants de ressources, et les services qui assurent la régulation des interactions biotiques positives ou négatives (pollinisation, contrôle des bioagresseurs, protection de la santé des animaux domestiques...), appelés services intrants de régulation biotique ;
- les services de production contribuant au revenu agricole et qui inclut principalement la production végétale et certains attributs telles la stabilité, la qualité.
- les services produits hors revenu agricole direct, qui incluent le contrôle de la qualité des eaux, la séquestration du carbone ou la valeur esthétique des paysages notamment.

D'une manière générale, la quantification de ces services, la compréhension des mécanismes, des échelles en jeu nécessitent un effort de recherche important (Swift et al., 2004 ; Zhang et al., 2007). Il ne sera possible que de donner un bref résumé de l'important travail effectué dans le cadre de l'expertise collective INRA.

2.2.2.1. Les services intrants

Les principaux résultats de l'expertise collective INRA à partir d'une revue exhaustive de la bibliographie mondiale sont :

- Pour les services intrants de ressources, c'est moins la diversité spécifique que la diversité fonctionnelle qui joue un rôle. C'est donc la présence ou l'abondance de groupes ou traits fonctionnels particuliers et parfois la complémentarité entre groupes ou espèces qui sont déterminantes. Pour l'effet sur la stabilité structurale du sol, on dispose de peu d'information quantifiée et l'effet a été montré par la présence et l'abondance de certains groupes ou espèces (ex : lombriciens, graminées de grande taille). Un exemple particulier au Brésil illustre l'effet de la perte de biodiversité avec la conversion des forêts équatoriale en pâturage et la multiplication d'une espèce de vers de terre "compactante" (Chauvel et al., 1999 dans Lavorel et al., 2008). Quant à la fertilité des sols, les effets de la biodiversité sont complexes vu le nombre d'organismes impliqués (biomasse microbiennes, faune du sol, plantes, etc.), et il manque encore d'études expérimentales sur le sujet. Dans l'expérimentation d'Iena (Scherber et al., 2010), des mélanges de diversité croissante ont été suivis dans un dispositif très élaboré. Les résultats obtenus montrent que la diversité prairiale a un effet limité sur les communautés de lombrics par rapport à la diversité fonctionnelle et notamment la présence de légumineuse (Eisenhauer et al., 2009).
- Pour les services intrants de régulation biotique, la pollinisation repose surtout sur quelques espèces généralistes. Quelques études suggèrent le rôle de la diversité fonctionnelle des pollinisateurs sur la diversité des plantes sauvages (Vamosi et al., 2006 ; Fontaine et al., 2006) et l'amélioration les rendements de certaines cultures, ou de certaines de ses composantes (ex : pour le colza (Frank & Volkmar, 2006 dans Lavorel et al., 2008), pour le caféier, (Klein et al. (2003 dans Lavorel et al. (2008).
- Pour le contrôle des bioagresseurs, dont l'enjeu est un des plus importants dans le contexte actuel lié aux impératifs de réduction des pesticides, l'abondante bibliographie (plus de 60 articles étudiés par Lavorel et al., 2008) démontre un effet clair des auxiliaires sur les ravageurs et la réduction des dégâts. Une exception existe pour blé quant au contrôle des pucerons par carabes (Holland et Thomas, 1997), les carabes ne pouvant à eux seuls contrôler des pullulations de pucerons aériens, plus facilement maîtrisées par les auxiliaires aériens (Holland et al., 2012). Ceci illustre l'importance de la diversité au sein des auxiliaires pour ce service, démontré dans 10 études sur 15. Par ailleurs, le contrôle de plantes invasives augmente avec la richesse spécifique de plantes et des arthropodes herbivores. D'une manière générale, la diversité végétale joue un rôle important pour soutenir le contrôle biologique des bioagresseurs, ceci par différents mécanismes (Fig. 1 dans Ratnadass et al., 2012). A l'échelle supérieure du paysage, 75 % des 24 études revues montrent un effet positif de la diversité du paysage sur ce service (Bianchi et al., 2006). Les mécanismes en sont étudiés dans Tscharrntke et al. (2007). Plus récemment, Holland et al. (2012) ont montré l'importance des bandes enherbées dans l'environnement de la parcelle pour le contrôle des pucerons de céréales. Ce rôle de la diversité du paysage a aussi été démontré pour une large gamme de service intrants (ex : pour la pollinisation Williams et Kremen, 2007 ; Pywell et al., 2006 ; Steffan-Dewenter et al., 2002).

2.2.2.2. Les services de production

Les nombreux travaux répertoriés dans l'expertise collective INRA (Lavorel et al., 2008) ont montré l'effet positif de la diversité spécifique sur la production primaire. Un vif débat existe sur les mécanismes en jeu, sur le rôle des propriétés fonctionnelles des espèces ou groupes fonctionnels dominants et l'effet de la complémentarité des espèces (Cardinale et al., 2007). En condition agricole néanmoins, avec différent cas de figure de diversifications (Malézieux et al., 2009), cet effet ne se retrouve que si les légumineuses interviennent dans l'alimentation azotée de la culture ou du mélange fourrager, ou si les autres espèces que la culture principale peuvent être valorisées comme par exemple en agroforesterie. Bien qu'il y

ait des données contradictoires, la stabilité de la production est très souvent améliorée avec la diversification des traits fonctionnels.

2.2.2.3. Les services produits hors revenu agricole direct

De l'expertise collective INRA (Lavorel et al., 2008), il ressort qu'il existe un effet de la diversité végétale sur la disponibilité en eau, la qualité de l'eau au travers de la réduction des transferts (lessivage des nitrates, ruissellement, etc.), la régulation du climat et la réduction du risque d'incendie. L'implication de cette diversité dans la séquestration du carbone reste cependant mal connue et présente des mécanismes contradictoires. Il existe des rétroactions complexes entre différents groupes d'organismes, la diversité végétale pouvant favoriser le rôle des arthropodes auxiliaires ou encore des espèces à forte valeur patrimoniale. Le cas des espèces végétales invasives ou d'insectes auxiliaires introduits est à noter. Il ressort de l'expertise collective de l'INRA que les espèces végétales invasives n'ont pas un impact forcément négatif sur la conservation de biodiversité. A côté de leur nuisibilité pour la production agricole ou la santé (pollen allergisant), elles peuvent présenter des services utiles (valeur esthétique, production de miel, hôte pour auxiliaires). Dans le cas des insectes auxiliaires des cultures introduits, ils peuvent s'attaquer à d'autres espèces natives que les ravageurs cibles et avoir un impact sur des espèces patrimoniales. Le cas de la coccinelle multicolore chinoise *Harmonia axyridis* est emblématique. Aux USA, il a même été démontré que cette coccinelle invasive pouvait représenter une menace sérieuse pour le papillon monarque (*Danaus plexippus*), espèce patrimoniale de premier plan (Koch et al., 2003). Par ailleurs, la diversité végétale est impliquée dans la valeur esthétique et la diversité animale (avec les grands mammifères notamment) est associée à une forte valeur culturelle. Tout cela n'est pas sans conséquence pour le tourisme.

2.3. A la fois une multitude et peu d'indicateurs de la biodiversité

2.3.1. Différents types d'indicateurs

L'utilisation d'indicateurs biologiques basés sur une ou plusieurs espèces n'est plus toute récente et était déjà considérée dans les années 90 comme une « tradition fermement établie » dans différentes disciplines telle l'écologie, l'écotoxicologie etc. (Noss, 1990). Carignan et Villard (2002) la datent de 1919 avec le travail de Hall et Grinnell qui ont utilisé le concept d'indicateurs en associant des espèces végétales et animales à des « zones de vie ». Jusque dans les années 90 et l'émergence du concept de biodiversité (cf. chapitre 2.1.1), les travaux se sont focalisés sur des bioindicateurs ou « indicators FROM biodiversity » qui sont à distinguer des « indicators FOR biodiversity » estimant réellement la biodiversité (Duelli et Obrist, 2003). Les premiers sont des estimateurs de l'impact d'un paramètre environnemental (exemple classique : teneur en polluant) sur une ou un groupe d'espèces (indicateurs environnementaux dans la typologie de McGeoch (1998)). Ils peuvent aussi être appelés à refléter l'impact de changements environnementaux sur la composante biologique (indicateurs écologiques). Ces derniers sont des indicateurs de « santé » des écosystèmes (Cairns et al., 1993). Ce concept ainsi que les indicateurs associés ont fait l'objet d'une revue critique (Suter II, 1993).

Avec la consécration du concept de biodiversité au début des années 90, les travaux sur le développement d'indicateurs d'impacts sur la biodiversité sont montés en flèche (Burel et al., 2008 ; Plantureux et al., 2009). Ceci s'explique aisément par le fait que la biodiversité *per se* n'est pas mesurable (Carignan et Villard, 2002), et est un concept souvent mal défini (Büchs, 2003) et complexe (Duelli et Obrist, 2003 ; Diaz et al., 2006). Le constat d'une « indicator explosion » établi par Riley (2001a) s'applique bien à l'enjeu de la biodiversité. Dans des revues bibliographiques, des listes de 150 à 300 indicateurs pour l'enjeu biodiversité sont disponibles (Rosnoblet et al., 2006 ; C-ACT116), (Roquel, 2008 Burel et al., 2008), jusqu'à

700 indicateurs pour une base du CEMAGREF (IRSTEA) qui a complété le travail de Rosnoblet et al. (2006), (C-ACT/16), (Zahm pers. com.). De même, différents types d'indicateurs de la biodiversité sont proposés par des auteurs, tel Levrel (2007) qui en distingue plus d'une trentaine de type.

Cette grande diversité n'est pas surprenante au vu de tous les concepts associés à la biodiversité (Duelli et Obrist, 2003 ; Diaz et al., 2006) mais aussi aux choix préalables très différents qui peuvent être faits quant aux échelles spatio-temporelles, les systèmes étudiés, les usages etc. (cf. 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » chapitre 2.2.1 Bockstaller et al. (2008)), (ACL11). Pour y voir clair, nous repartirons de la typologie établie dans la partie bilan (Figure 36). La Figure 51 présente une correspondance entre les 3 types d'indicateurs et différentes catégories d'indicateurs proposés par différents auteurs. On remarquera que la correspondance avec la typologie pression/état/réponse (PSR) de l'OCDE et le cadre dérivé de l'Agence Européenne pour l'Environnement, force-motrice/pression/état/impact/réponse (DPSIR) n'est pas que très partielle. Ces cadres bien que très intuitifs ont été proposés pour des travaux à l'échelle nationale et présentent des faiblesses : schéma simplifié de causalité linéaire, ambiguïté du classement de certains indicateurs, limites qui se retrouvent quand on aborde la biodiversité (Levrel, 2007; Levrel et al., 2009).

Dans le domaine de la biodiversité, beaucoup d'auteurs ont fait la distinction entre indicateurs directs et indirects (Büchs, 2003; Peeters et al., 2004 ; Burel et al., 2008 ; Dennis et al., 2009), qui correspondent dans notre typologie respectivement aux indicateurs « simples » et aux indicateurs basés sur des mesures de terrain, aux indicateurs basés sur les moyens et les effets (Payraudeau et van der Werf, 2005), ou ceux orientés vers l'action ou vers les résultats (Braband et al., 2003). La troisième classe des indicateurs prédictifs semble moins évoquée dans la communauté des écologues que dans celle des agronomes. Dans la revue de Braband et al., 2003 notamment, comme dans les bases de données citées au début de ce chapitre, de tels indicateurs sont presque totalement absents alors qu'il en existe un certain nombre pour des thématiques du domaine abiotique tels que pesticides ou azote, et qualité de l'eau (Bockstaller et al., 2009), (ACL16). Dans la revue du projet européen en cours d'achèvement BioBio, des indicateurs que je classerais de type prédictif (ex : SALCA Biodiversité) sont justement placés dans ces indicateurs indirects (Dennis et al., 2009)

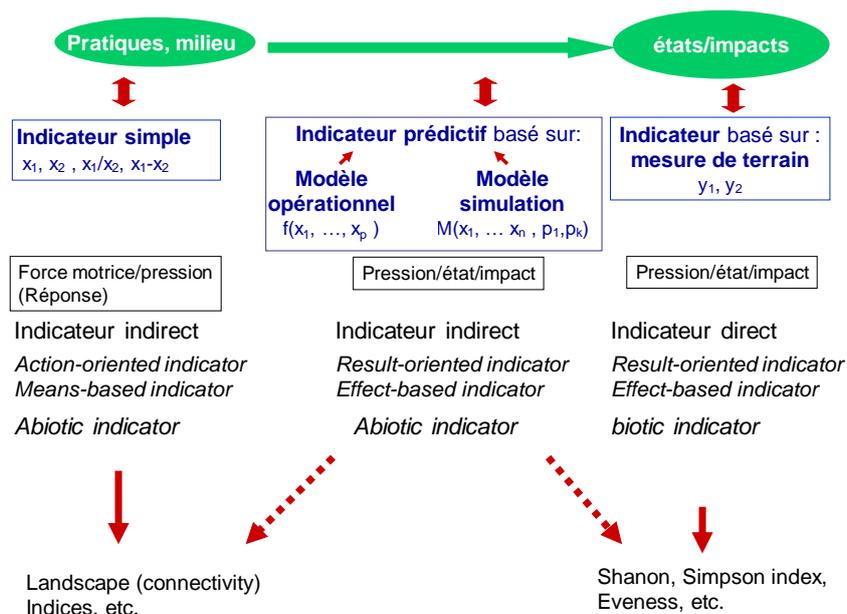


Figure 51 – Un essai de mise en correspondance des types indicateurs définis à la Figure 36 avec des catégories utilisées pour la biodiversité.

2.3.2. Les indicateurs basés sur des mesures de terrain

2.3.2.1. Une multitude d'indicateurs

Les indicateurs de biodiversité basés sur des mesures, comptages ou observations de terrain sont très utilisés en écologie et plus récemment par les agronomes travaillant sur les systèmes de culture (Holland et al., 1994; Vereijken, 1997 ; Pacini et al., 2003). Ils sont principalement basés sur la détermination du nombre, voire de l'abondance des espèces pour un ou plusieurs taxons donnés (plantes vasculaire, carabes, araignées, etc.) qui sont censés représenter l'ensemble de la diversité des espèces ou encore du fonctionnement d'un écosystème. C'est pourquoi, on parle généralement d'indicateurs de biodiversité « directs ». Cependant, des indicateurs reposant sur des mesures physiques particulières, comme par exemple de spectre radiatif ont été proposés comme des indicateurs indirects de la biodiversité d'un écosystème entier (Bass et al., 1998 ; ou dans Burel et al. (2008) : Duro et al. (2007), Lassau et al. (2005) ou Oindo (2002)).

La nature de l'information utilisée par les indicateurs directs explique la grande diversité d'indicateurs de biodiversité dans ce groupe, puisque de nombreux groupes d'espèces ont été proposés, depuis les organismes microscopiques jusqu'au grands vertébrés (McGeoch, 1998; Carignan et Villard, 2002 ; Büchs 2003 ; Peeters et al., 2004 ; cf. références dans Burel et al. 2008). Les passer en revue dépasserait le cadre de cette étude. En fonction de ce qu'on veut vraiment mesurer dans la biodiversité (Duelli et Obrist, 2003 ; Diaz et al., 2006), le choix pourra se porter sur des espèces « parapluie », « drapeaux », « keystone species », etc.. Ainsi, les indicateurs ne manquent pas, mais se pose la question de la qualité de ces indicateurs.

2.3.2.2. Evaluation de ces indicateurs

D'une manière générale dans la 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » au chapitre 5.2, nous avons considéré que les indicateurs mesurés présentaient une bonne capacité d'intégration des processus et pouvaient potentiellement bien rendre compte des impacts mais manquaient de capacité explicative (Osinski et al., 2003 ; Levrel, 2007). En revanche, ces indicateurs nécessitent des protocoles lourds à mettre en œuvre pour la collecte des individus mais aussi l'identification des espèces. Les erreurs de détermination ne sont pas sans conséquences comme étudié précisément par Urban et al. (2012). Ceci a conduit certains auteurs à faire des études méthodologiques sur l'échantillonnage, comme par exemple pour les arthropodes du sol notamment (Obrist et Duelli, 1996 ; Duelli et al., 1999). Pour limiter les investissements lourds pour la détermination des espèces, il a été proposé de rester au niveau des traits fonctionnels. Une autre approche est basée sur une détermination rapide de groupes morphologiques (RBA, rapid biodiversity assessment) utilisée déjà dans la pratique par certains (Guenser, 2008). Malgré un certain optimisme de Duelli et Obrist (2003) et une approche concrète proposée récemment (Obrist et Duelli, 2010), cette méthode fait l'objet de nombreuses critiques (Abadie et al., 2008). Pour pallier la lourdeur de la détermination des espèces, Kallimanis et al. (2012) ont montré que l'étude au niveau des genres voire des familles pouvait suffire pour mettre en évidence des changements.

Cependant la question de la capacité de ces indicateurs à rendre compte de l'ensemble de la biodiversité, de ses changements, ou encore de propriétés des écosystèmes a été discutée par certains auteurs cités précédemment et d'autres (Heino, 2010 ; Rossi, 2011). Plus récemment, Lindenmayer et Likens (2011) ont aussi analysé de manière exhaustive l'utilisation d'indicateurs de biodiversité reposant sur des comptages d'espèces. Ils ont mis en évidence le manque de justification du choix des espèces et la qualité prédictive limitée de beaucoup de ces indicateurs, revue aussi par Lewandowski et al. (2010). Un groupe d'espèces comme les carabes, relativement facile à capturer et à identifier est souvent utilisé comme indicateur mais a été critiqué depuis un certain

temps (Duelli, 1997 ; Cameron et Leather, 2012). Certains auteurs ont établi des corrélations entre un groupe d'espèces et un ensemble d'espèces : dans l'étude de Duelli et Obrist (1998) les punaises, les hyménoptères et les plantes vasculaires sont ceux qui ont été le mieux corrélés à la diversité de l'ensemble des groupes pour des zones cultivées en Suisse. D'autres exemples sont donnés dans Duelli et Obrist (2003). Des travaux sur des indicateurs utilisant des espèces végétales ont été réalisés dans le but de rémunérer des mesures agri-environnementales dans l'état du Brandebourg en Allemagne (Matzdorf et al., 2008). En revanche, à l'échelle européenne aucun des groupes d'espèces, herbacées, de milieu boisé, oiseaux, araignées, carabes, punaises, syrphes et abeilles n'a pu rendre compte de la diversité de l'ensemble des espèces (Billeter et al., 2008). De même plus récemment, Mandelik et al. (2012) en milieu méditerranéen ont mis en évidence les limites de ces indicateurs basés sur des espèces. Dans la revue de Büchs (2003), différents groupes d'espèces sont aussi évalués comme bioindicateurs des changements de pratiques agricoles. Enfin, van Strien et al. (2009) ont proposé un cadre d'évaluation des performances des indicateurs de biodiversité et ont distingué 4 types d'indicateurs :

- type 1 : indicateurs rendant compte d'un groupe spécifique de la biodiversité uniquement (ex : espèce d'oiseaux en zone Natura 2000)
- type 2 : indicateurs rendant compte de la biodiversité en général mais peu sensible aux changements environnementaux (ex : l'indicateur « espèce liste rouge »).
- type 3 : indicateurs rendant compte d'un changement d'un facteur de milieu (environnementaux mais on peut y ajouter les pratiques agricoles), mais ne donnant pas une évaluation de la biodiversité en générale pour un habitat donné (ex : bioindicateurs).
- type 4 : indicateurs rendant compte à la fois de la biodiversité globale et sensible au changement environnemental, (ex : utilisation des papillons et des oiseaux de dunes ouvertes).

Cette classification peut être utile pour affiner l'évaluation de ces indicateurs. Dans tous les cas, il se dégage un consensus qu'il est préférable d'avoir recours à un indicateur basé sur un « panier de groupes taxonomiques » (Carignan et Villard, 2002 ; Duelli et Obrist, 2003). Un certains nombres d'indicateurs multi-espèces assez élaborés et calculés à des échelles nationales et supra ont été revus par Vačkář et al. (2012). Dans tous les cas, ceci nous amène à la question des indicateurs composites ou indices.

2.3.2.3. Les indicateurs composites

Comme nous l'avons vu, la biodiversité regroupe de nombreux aspects en plus de la diversité spécifique exprimée par le nombre d'espèces. Ceci a conduit de nombreux auteurs à proposer des indicateurs composites ou indices prenant en compte plusieurs de ces aspects dont il est donné des exemples dans le Tableau 30. Les plus courants sont, le nombre total d'espèces dont les limites ont été analysées en détail (Buckland et al., 2005), l'indice de Shannon (Shannon et Weaver, 1963 dans Beisel et Moreteau, 1997) et l'indice de Simpson (Simpson, 1949) dont il existe des variantes (Magurran, 2004). Très souvent, les deux critères suivants sont utilisés, le nombre d'espèces et l'abondance (Büchs, 2003 Duelli et Obrist, 2003), voire un troisième en complément des précédents l'équitabilité (eveness) (Buckland et al., 2005). Dans un certain nombre de situations, ils ne sont cependant pas suffisants comme cela a été démontré par Büchs (2003) sur des essais comparants des systèmes intensifs et intégrés ou extensifs. Le souci est bien de proposer des indices synthétisant l'information pour un traitement plus facile de l'information notamment dans des démarches d'aide à la décision (Osinski et al., 2003). Le qualificatif « composite » exprime ici l'intégration d'une information hétérogène concernant la nature des espèces mais aussi les aspects liés à la biodiversité, comme le nombre d'espèce et l'abondance.

Cette agrégation n'est pas sans poser de problèmes autour de la pertinence d'agréger une information hétérogène, la pondération, la perte d'information, les compensations, etc. (Suter II, 1993 ; Nardo et al., 2005). Il n'est donc pas étonnant que les indices du type de ceux dans le Tableau 30 aient fait l'objet de nombreuses études sur leurs propriétés et qualités. En fait d'après Jost (2006), des indices tels que l'indice de Shannon (H') et celui de Simpson (D) seraient des indices d'entropie et non de diversité. Il établit que les véritables indices de diversité pour les deux exemples sont : $\exp(H)$ ou encore $1/D$. Si certains auteurs se sont limités à l'étude d'un seul indice tels Beisel et Moreteau (1997) pour proposer une méthode de calcul d'une limite inférieure de l'indice de Shannon, d'autres ont procédé à des études comparatives, avec des jeux de données simulées ou réelles. De l'étude de Mouillot et Lepretre (1999), il ressort que les indices de Shannon et de Pielou sont plus sensibles aux changements d'abondance pour une espèce donnée que respectivement l'indice de Simpson (ici le variant 1-D) et l'indice de Camargo (cf. Tableau 30). La plus grande popularité de l'indice de Shannon par rapport à Simpson est ainsi déplorée par Magurran (2004) mais défendue par L. Jost²⁴. Nous n'irons pas plus loin dans ce débat. Buckland et al., (2005) ont aussi passé ces indices au crible de six critères d'évaluation et pointé leurs limites. Dans tous les cas, il fait la recommandation suivante : si un indice ne tient compte que de l'abondance, il est bon de le combiner avec un indice tenant compte de l'équitabilité.

D'autres études comme celle de Lamb et al. (2009) ont évalué la qualité d'une série d'indices dans la perspective de rendre compte de changement de biodiversité, donc de se rapprocher des conditions d'un suivi dans la pratique où l'on prend aussi en compte la nature des espèces, l'apparition d'espèces invasives, etc., il en ressort que les indices « traditionnels » qui ne tiennent pas compte de la nature de l'espèce, Shannon et Simpson ne sont pas adaptés, avec un léger avantage cependant pour Shannon. C'est la moyenne arithmétique des abondances relatives proposé par Buckland et al., (2005) (cf. Tableau 30) qui est classée en premier sur 13 indices. Plus récemment, van Strien et al. (2012) avec un jeu de données plus simple que celui de Lamb et al. (2009) est arrivé à des conclusions assez proches de ces derniers, en proposant plutôt la moyenne géométrique des abondances. Ils l'ont appliqué au suivi des populations d'oiseaux communs. Toutes ces considérations ont poussé certains à construire de nouveaux indices tel que l'entropie quadratique (Pavoine, 2005 ; Pavoine et al., 2005) ou des indices pour intégrer la complexité des écosystèmes (Parrott, 2010) mais cela nous mènerait trop loin.

Tous ces travaux sur les indices de biodiversité ont porté sur des indices sans pondération des espèces. Dans le cas du Yardstick for biodiversity, l'indice repose sur une somme pondérée du nombre d'individus pour un ensemble d'espèces sélectionnées, pondérées par leur « valeur attribuée par la société » (van Wenum et al., 1999). Dans le cas de l'indicateur proposé par Hyvönen et Huusela-Veistola (2008), basé sur la densité des adventices, celles-ci sont pondérées par un poids tenant compte du rôle dans la chaîne trophique de l'espèce pour des organismes tels les oiseaux, les hyménoptères, les insectes phytophages. Ces valeurs de pondération ont été tirées d'une collecte d'information de la littérature scientifique et grise, ainsi que de bases de données. De même, l'indice européen de suivi des oiseaux communs prend en compte une pondération en fonction de la spécialisation des espèces (van Strien et al., 2012).

Un autre indicateur, l'indice de « distance à la nature » développé par Rudisser et al. (2012) repose sur une moyenne pondérée des surfaces de différents types d'unités paysagères notées par leur « degré de naturalité » N_d multiplié par la distance moyenne à une unité « naturelle » D_n .

²⁴ Dans son commentaire de l'ouvrage Magurran : <http://www.loujost.com/Statistics%20and%20Physics/Diversity%20and%20Similarity/MagurranReview.htm>

Tableau 30 – Exemples d'indicateurs de biodiversité composites

Indicateurs	Méthode de calcul	Indicateurs dérivés	Référence
Nombre d'espèces	$S = \sum s_i$ avec s_i : i ^{ème} espèce		Magurran, 2004
Indice de Shannon(-Wiener) ^a	$H' = - \sum p_i \cdot \ln p_i$ avec $p_i = n_i/N$ proportion d'individus de l'espèce i dans une population de taille N (p_i entre 0 et 1)	Exp (H')	Magurran, 2004
Indice de Simpson	$D = 1/ \sum p_i^2$	Indice de Simpson réciproque : 1/D Indice de Gini-Simpson : 1-D	Magurran, 2004
Indices de Hill	$H_a = (\sum p_i^a)^{1/(1-a)}$ avec a : l'ordre de dépendance des espèces rares a = 0, $H_0 = S$, a=1 $H_1 = \exp (H')$ a=2 $H_2 = 1/D$		Magurran, 2004
Indice de Margalef ^b	$D_M = (S-1)/\ln N$		Goffart, 2010
Indice de Gleason ^b	$D_G = S/\ln N$		Goffart, 2010
Indice de Menhinick ^b	$D_G = S/ N^{1/2}$		Goffart, 2010
Indice d'Odum ^b	$D_O = 1000S/ N$		Goffart, 2010
Equitabilité (evenness, indice de Pielou)	$E = H'/\ln S$		Magurran, 2004
Indice d'équitabilité de Camargo ^b	$E_C = \sum \sum (p_i - p_j)/S$ avec p_i = proportion d'individus de l'espèce i et p_j = proportion d'individus de l'espèce j		Mouillot et Lepretre, 1999
Moyenne arithmétique des abondances relatives de Buckland	BuckArith-OI= $100/S \sum O_i /R_i$ avec O_i = nombre de sites où l'espèce i est observé R_i = nombre de sites de référence où l'espèce i a été observée		Buckland et al., 2005

^a A l'origine log2 a été utilisé. L'utilisation du Log népérien ne pose pas de problème d'après Magurran (2004)^b les abréviations de ces indices sont personnelles

2.3.3. Les indicateurs « simples »

Il ressort du paragraphe précédent que les indicateurs basés sur des mesures de terrain ne sont pas sans inconvénients malgré leur avantage de rendre compte directement de la biodiversité. Les problèmes sont d'ordre pratique puisqu'ils demandent le plus souvent un travail de prélèvement et d'identification des espèces, ce qui est lourd et pas facile en routine, et d'ordre statistique quand on arrive aux indicateurs composites. C'est surtout la lourdeur de mise en œuvre qui expliquent le développement d'indicateurs simples notamment dans les méthodes d'évaluation agri-environnementales telles IDEA, INDIGO[®], etc. (Bockstaller et al., 2008), (OS6). Ainsi dans la base de Rosnoblet et al. (2006), (C-ACT116), seuls 200 indicateurs traitent de la biodiversité sur un total de 1200 indicateurs recensés et celle de Zahm (com. pers.) en comprend 711 sur un total de 2300 indicateurs recensés, seuls environ 25 % des indicateurs traitant de la biodiversité sont basés sur le comptage d'espèces.

Les indicateurs « simples » de biodiversité, dont un certain nombre sont présentés dans le Tableau 31, reposent sur l'acquisition de données sur les pratiques des agriculteurs à l'échelle de la parcelle ou plus généralement de l'exploitation, et/ou de données paysagères. Dans certains cas, ils peuvent reposer sur des combinaisons « simples » (ration, bilan) mais aussi prendre une forme plus complexe dans le cas d'indices paysagers. Des indicateurs tels, les quantités d'engrais azoté, la part de surface intensément fertilisée (ou son complément la part non fertilisée de la SAU), le % de surface semi naturels sont parmi les utilisés. Il n'est pas étonnant qu'ils aient servi dans la grande étude à l'échelle européenne du projet GREENVEIN (Billeter et al., 2008).

Le grand problème de ces indicateurs est leur validité concernant leur capacité prédictive en termes d'effets sur la biodiversité (Braband et al., 2003; Levrel, 2007). L'intérêt de l'étude du projet GREENVEIN est d'avoir montré des corrélations assez élevées entre certains indicateurs simples, tels le pourcentage d'éléments semi naturels, de terres intensément fertilisées ou encore la dose d'azote moyenne, et la diversité des espèces pour certains groupes taxonomiques (Billeter et al., 2008). Mais la gamme de variation du jeu de données était très large : pour les éléments semis naturel entre 5 et 50 %, et pour l'azote entre 50 et 350 kg N/ha. Il est clair qu'entre une zone très intensive et une zone très extensive, il existe un effet. Mais à l'intérieur d'un type de paysage agricole avec des différences de gestion moindre, il est probable que ces indicateurs, pris individuellement, présenteraient une faible capacité discriminatoire. De même, Dauber et al., 2003 ont étudié la corrélation a) entre des variables parcellaires (ex : taille des parcelles, type de sol, pente, etc.), des variables paysagères (% grandes cultures, % de jachère, % de prairies, dans un rayon de 50 m et 200 m), et b) la diversité spécifique des plantes vasculaires, fourmis et hyménoptères sauvages. Quelques corrélations spécifiques à chaque espèce ont été trouvées : le type de sol et l'aspect du sol (date du dernier labour) interviennent pour les plantes, et le type de sol et l'âge de la prairie pour les abeilles. La taille de la parcelle ne joue pas mais présente une faible variabilité dans l'échantillon (≤ 1 ha).

Plus récemment, dans le projet BioBio²⁵, Dennis et al. (2009) ont fait un point complet sur les indicateurs simples présentant une corrélation significative avec un groupe taxonomique (ex : plantes, oiseaux, différents groupes d'arthropodes). La diversité des cultures présente le plus de références pour 5 groupes taxonomiques, suivi de l'application de pesticides pour 3 groupes et l'application d'azote pour 2 groupes. Un indice composite rendant compte de l'intensité des pratiques (Herzog et al., 2006) présente lui une corrélation avec 4 groupes. Ce projet²⁵ a abouti à 8 indicateurs d'habitats et 8 indicateurs de pratiques pour le suivi de la biodiversité en exploitations biologiques et à faibles intrants²⁵.

Pour trouver un compromis entre les avantages et inconvénients des indicateurs basés sur des espèces, et des indicateurs simples, Oppermann (2003) a proposé dans sa méthode, Naturbilanz, d'utiliser à la fois des indicateurs simples et un indicateur basé sur une liste

²⁵ <http://www.biobio-indicator.org/indicators.php?l=1>

d'espèces indicatrices de plantes pour estimer la qualité du territoire d'une exploitation agricole.

Tableau 31 – Exemples d'indicateurs « simples » en lien avec la biodiversité

Indicateur	Unité	Source ^a	Exemple de méthode, liste ^b	Echelle
% surface agriculture biologique	%	Roquel, 2008 ; EEA, 2005	IRENA	territoire-pays
% surface agricole en mesures agri-environnementales		Roquel, 2008 ; EEA, 2005	IRENA	territoire-pays
Taille médiane de la parcelle	ha	Braband et al., 2003	KUL, REPRO	exploitation-territoire
Diversité des cultures	Sans (indice de Shannon)	Braband et al., 2003	KUL, REPRO	exploitation-territoire
Nombre moyen de cultures par exploitation	Sans	Billeter et al., 2008		exploitation-territoire
% surface semi naturelle	%	Billeter et al., 2008, Braband et al., 2003	DIALECTE, IDEA	exploitation-territoire
% surface à haute valeur écologique			IRENA, KUL, REPRO	exploitation-territoire
% surface cultivée intensivement	%	Billeter et al., 2008		exploitation-territoire
% surface non traitée	%	Braband et al., 2003	DIALECTE,	exploitation-territoire
Utilisation de pesticides	sans (si indice fréquence de traitement) ou g/ha (si quantité substance active)	Billeter et al., 2008	DIALECTE, IDEA, KUL, REPRO	Parcelles-exploitation-territoire
Linéaire de haies	m	Roquel, 2008	RAD	
% Linéaire de haies entretenu	%	Roquel, 2008,	Projet OTPA	
Utilisation d'engrais azoté	kg N/ha	Billeter et al., 2008		Parcelles-territoire
% surface irriguée	%		DIALECTE, IDEA	parcelle-territoire
Chargement bétail	UGB/ha	Roquel, 2008		parcelle-territoire
fréquence de coupes en prairie de fauche	sans	Roquel, 2008		parcelle-territoire
Dates de la première coupe en prairie de fauche	jour/mois	Roquel, 2008		parcelle-territoire

^a non exhaustif

^b IRENA : (EEA, 2005), KUL : (Eckert et al., 2000), REPRO : (Hülsbergen, 2003), IDEA (Vilain et al., 2008), DIALECTE (Solagro, 2000), RAD ; OTPA : Guillaumin et al., 2007

2.3.4. Indicateurs prédictifs basés sur des modèles

Dans ce type, les indicateurs à l'instar d'indicateurs traitant de thématique abiotique (pollution des eaux, protection des sols, etc.) sont tirés de fonctions de nature et complexité très différentes. Ils peuvent fournir une information sur les effets sur la biodiversité de manière quantitative, sous forme de score ou encore qualitativement. Ce groupe d'indicateurs a jusqu'à présent moins attiré l'attention des auteurs travaillant sur la biodiversité. Ainsi les méthodes d'évaluation agri-environnementales revues par Braband et al. (2003) ne présentaient pas de tels indicateurs. De nombreux auteurs dans leur réflexions sur les indicateurs de biodiversité n'en parlent pas ou très peu (ex : Büchs, 2003 Duelli et Obrist, 2003; Levrel, 2007).

Pourtant de tels indicateurs peuvent présenter l'avantage de ne pas nécessiter de relevés floristiques ou faunistiques lourds, et surtout de permettre des évaluations *ex ante* à partir de données sur le milieu, le paysage et les pratiques agricoles ou autre activités humaines. Ceci permet donc d'évaluer à priori des scénarios, l'impact de telle ou telle mesure, ce qui n'est pas possible avec des indicateurs mesurés ou simples. C'est ce constat qui amène des auteurs à plaider pour l'utilisation de modèles dans les travaux de planification (Osinski et al., 2003) et dans les travaux de conservation de la nature comme outil d'aide à la décision (Meyer et al., 2007). De même, Crist et al. (2000) en introduisant leur méthode d'évaluation des impacts sur la biodiversité font l'hypothèse que la solution la plus efficiente et efficace dans l'évaluation de la biodiversité pour un gouvernement local est un système expert que nous considérons comme une forme de modèle, selon le sens donné dans la 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » au chapitre 5.2.2, (Bockstaller et al., 2008), (ACL11).

2.3.4.1. La modélisation en écologie

Le faible nombre de propositions d'indicateurs prédictifs dans les méthodes agri-environnementale s'explique par le fait que les travaux des écologues sur la modélisation ont surtout porté sur des milieux naturels et n'ont pas intégré les pratiques agricoles de manière fine. Pourtant, en écologie, les travaux de modélisation ne manquent pas, en témoigne l'existence même du journal *Ecological Modelling*. Des articles sur l'état de l'art existent en la matière et montrent la variété des approches en relation avec la diversité des échelles et des aspects de la biodiversité traités, des processus, etc. (ex : Guisan et Zimmermann, 2000 ; Gontier et al., 2006). Des modèles dynamiques à l'échelle du territoire ont été développés à partir d'approche matricielle (Westerberg et Wennergren, 2005), par exemple pour des espèces de carabes (Westerberg et al., 2005 ; Pichancourt et al., 2006), ou des approches stochastiques à l'échelle nationale pour une espèce invasive (Pitt et al., 2009). Le manque de connaissance sur la dynamique des individus, d'une population en fonction des facteurs environnementaux pour un grand nombre d'espèces explique que les modèles développés aient été surtout statiques (Guisan et Zimmermann, 2000), ce qui les rend moins gourmands en données d'entrées. De nombreux modèles traitent de la probabilité de trouver une espèce donnée ou un groupe d'espèces dans tel ou tel milieu (Gontier et al., 2006). Il est à noter que de tels modèles explicitement spatialisés ont été développés pour certaines espèces à l'échelle du petit territoire, par exemple pour le Bruant proyer (Meyer et al., 2007). A plus grande échelle, de la région ou du pays des approches indirectes basées sur des relations entre perte d'habitats et perte de biodiversité, issues de modèles généraux établis en écologie, ont aussi été proposées (Walker et al., 2008).

Pour les agrosystèmes, on peut citer un outil développé dans les années 90, reposant sur un système expert VEMM qui prédit les effets des pratiques agricoles et de la végétation sur la végétation (Sanderson et Rushton, 1995 ; Sanderson et al., 1995), le travail d'O. Keichinger sous la direction de P. Girardin dans notre équipe sur lequel je reviendrai (cf. chapitre 2.3.4.3), ou encore l'approche semi-quantitative sous forme d'indice développée par Meyer-Aurich et al. (2003) qui évalue l'effet des pratiques agricoles (passage de machine, traitements phytosanitaires, etc.) sur les populations de perdrix et d'amphibiens. Ce modèle

destiné à entrer dans un outil d'évaluation multicritère basé sur la modélisation a été construit avec la connaissance d'experts. En outre les méthodes décrites ci-dessus, nous avons recensé dans une synthèse récente plusieurs autres approches utilisées en grandes cultures et reposant sur un modèle opérationnel plus ou moins simplifié (Tableau 32, Bockstaller et al., 2011), (ACLN6). On notera l'approche de Butler et al. (2009) qui ont travaillé sur plusieurs groupes taxonomiques au niveau spécifique et qui a validé ses approches. Sa publication sur le modèle sur oiseaux a paru dans Science ! Dans le travail de Sattler et al., 2010 on retrouve l'approche des arbres de décision associant les sous-ensembles flous, alors que Tichit et al., 2010 ont dérivé leur indicateurs à partir d'un jeu de données par régression. Enfin la méthode IBEA (Anonymous, 2011), récemment développée en France, repose sur une approche plus simplifiée ne traitant pas des effets sur un groupe taxonomique mais sur la biodiversité en générale par une composante « qualité de l'environnement » et « diversité génétique »

Par ailleurs, Clergué et al. (2005), ont comparé trois modèles :

- La première approche développée par Freyer et al. (2000) est multicritère et repose sur des arbres de décision associant des sous-ensembles flous. Elle reste très rustique pour ce qui est de la biodiversité. Des variables ou indicateurs simples tels le linéaire de haies, ou mesurés, tels le nombre d'espèces ligneuses (ce qui demande des notations d'espèces) sont intégrés.
- Le second modèle, VEGPOP2 à l'autre extrême est un modèle dynamique et spatial prédisant la probabilité d'occurrence d'espèces végétales en bordure de parcelles, prenant en compte les pratiques agricoles, le régime de fauche, la dérive des fertilisants et les pesticides de parcelles voisines (Schippers et Joenje, 2002). Comme tout modèle de ce genre, il demande un effort de paramétrage important qui dans la version publiée a été réalisé pour 4 espèces de graminées²⁶.
- Plus intéressant pour dériver des indicateurs est le troisième modèle Flora-Predict développé dans notre équipe par F. Pervanchon, B.Amiaud et S.Plantureux (Pervanchon, 2004 ; Amiaud et al., 2005), qui se range dans les modèles que nous avons qualifiés d'opérationnels, selon l'approche d'INDIGO®. Nous y reviendrons dans le paragraphe suivant.

Dans cette dernière famille, nous pouvons aussi ranger les travaux dans l'équipe AD sur la valeur cynégétique et ceux sont réalisés dans le domaine de l'analyse de cycle de vie, que nous verrons respectivement aux paragraphes 2.3.4.2 et 2.3.4.3

Une majorité de ces indicateurs ont été construits par expertise des auteurs. Une autre approche est de partir de jeux de données avec toute la question de leur disponibilité. Des études corrélatives par régression multivariée ont été réalisées sur des jeux de données reliant en milieu naturel la diversité d'un groupe taxonomique à des variables environnementales (ex : altitude, pente, couverture végétale, etc. Mandelik et al., 2012). D'autres approches statistiques existent telles les méthodes de classification (Kent et Carmel, 2011). Dans l'équipe, des collègues ont fait appel à des outils d'intelligence artificielle, plus précisément d'apprentissage supervisé (Shan et al., 2006). Ces auteurs, ont comparé dans une étude de cas les performances de différentes méthodes, réseau de neurones, machines à vecteurs de support, programmation génétique, arbres de décision, et ont préconisé ces deux dernières dans le cas d'un contexte de données de faible précision.

²⁶ fétuque ovine, flouve odorante, houlque laineuse, pâturin annuel

Tableau 32 – Exemples d'indicateurs prédictifs en grandes cultures avec leurs principales caractéristiques (Bockstaller et al., 2011), (ACLN6).

Name Reference	Taxonomic group (species)	Species number	Expresion of result	Aggregation function	Input variable or component	Scale
VEM Sanderson et al., (1995)	Plants	534	Probability of presence between 0 and 1	Calculation of suitability index from the British National Vegetation Classification A probability of presence is derived from this index	e.g. grazing (yes/no) Slurry application (yes/no) Mineral fertilization (kg N/ha)	Fields, farm, landscape
Keichinger, (2001)	Pheasant Partridge Field hare Wild rabbit	1 1 1 1	Score between 0 (maximum impact) and 10 (no impact)	Decision tree with fuzzy subsets for global indicators and components	Soil cover Crop diversity Machine use Pesticide risk Irrigation Semi-natural area	Farm, landscape
Meyer-Aurich et al., (2003)	Amphibian Partridge	Not explicit 1	Disturbance impact scored between 0 (none) and 1 (high)	Continuous function	e.g. number of tillage perturbation amount of nitrogen number of herbicides	Field, farm, landscape
SALCA bd Jeanneret et al. (2006)	Plants Mammals Birds Amphibians Snails and slugs Spiders Carabid beetle Orthoptera Bees and bumblebees Butterflies	Not explicit	Score between 1 (negative impact) and 5 (positive impact)	Each cropping practices scored and calculation of an average value	Scale	Field, farm
Butler et al. (2009)	Birds Bumblebees Butterflies Mammals Broadleaf plants	63 14 23 44 190	Risk score between 0 (none) and 3 to 6 (high)	Scoring system: assessing impact on species needs (e.g. diet, forage habitats)	e.g. Spring to autumn sowing Increased agrochemical inputs Loss of non-cropped habitat Land drainage	Regional
MASC Sadok et al. (2009)	None	No	4 qualitative classes	Decision tree based on decision tree (DEXi software)	Crop diversity Non sprayer area Treatment frequency index ^a	Cropping system
DEXiPM Messéan et al. (2010)	Flying natural enemies Pollinators Soil natural enemies Weeds Flora of semi-natural area	Not explicit	5 qualitative classes	Decision tree based on decision tree (DEXi software)	e.g. Deep tillage, Treatment frequency index ^a , Habitat management for soil natural enemies	Cropping system and neighboring habitat
Sattler et al. (2010)	Birds Amphibian Mammal Hoverfly Field flora	1 1 1 Not explicit Not explicit	Between 0 (low) and 1	Decision tree with fuzzy subsets	e.g. cropping practices, Herbicides treatment frequency index ^a , fertilization (kg N/ha)	Field
Tichit et al. (2010)	Birds	2	Occurrence of bird (yes/no)	Logistic regression function	11 management and 11 habitats variables	Field
IBEA Anonymous, (2011)	None	None	5 qualitative classes	Decision tree based on decision tree (DEXi software)	e.g. Mineral fertilization (kg N/ha) Treatment frequency index ^a Area with tillage	Farm

^a Sum of ratio actual pesticide rate/recommended rate. Here the index is calculated separately for fungicides, herbicides, insecticides.

2.3.4.2. Un indicateur basé sur le modèle Flora-Predict

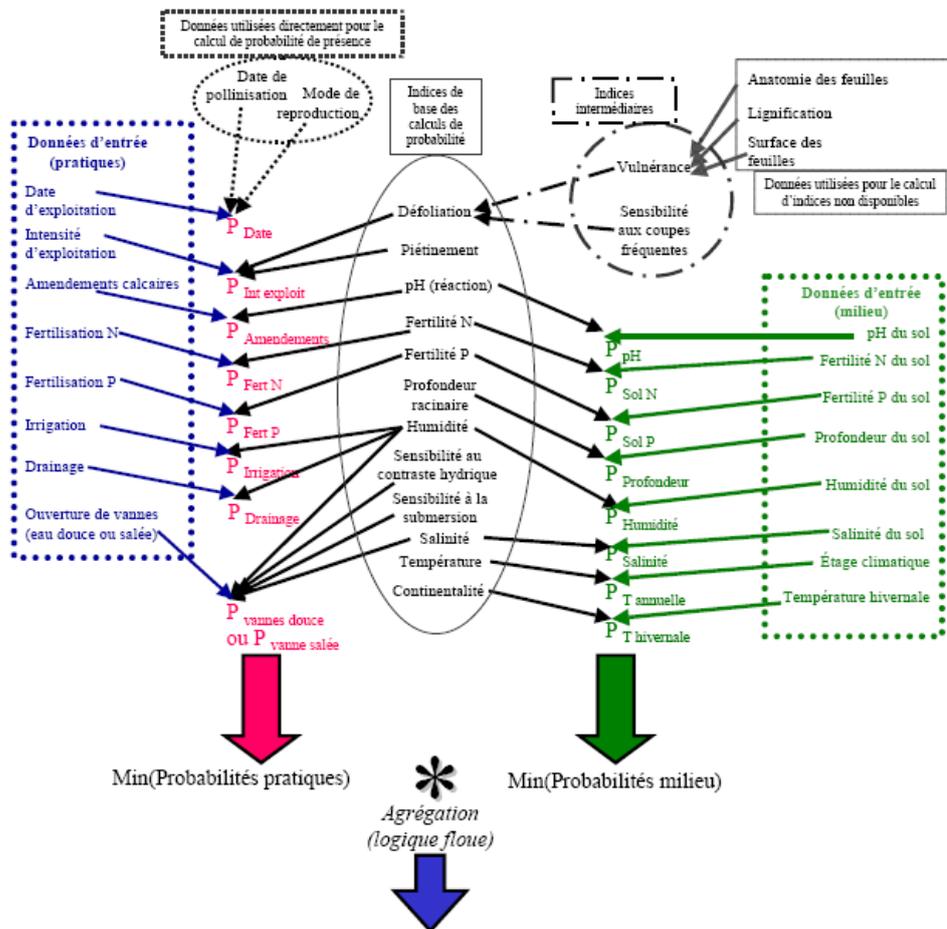
Inspiré de la théorie des filtres (cf. 2.2.1.4), le modèle FLORA-Predict (Pervançon, 2004) estime les probabilités de présence des espèces d'une prairie permanente en fonction des pratiques et des données du milieu à l'échelle de la parcelle. Celui-ci a été construit en respectant les contraintes de disponibilité des données (ex : la température qui ne peut être appréhendée de manière continue mais par classe biogéographique) selon le principe de la méthode INDIGO® et en intégrant les connaissances disponibles, et notamment les avancées récentes en matière d'écologie fonctionnelle. Dans le modèle, une probabilité de présence pour chaque espèce ont été déterminées en fonction de chaque facteur, du milieu ou de pratique agricole, ceci de différentes manières (Figure 52) :

- à partir d'indices écologiques existants, spécifiques de sensibilité des espèces à un facteur environnemental et/ou anthropique, comme ceux d'Ellenberg (Ellenberg et al., 1991 ; Plantureux, 1996a dans Pervançon, 2004).
- à partir d'indices nouvellement développés pour d'autres facteurs, telle que la sensibilité des espèces à la défoliation. Dans ce cas, il a été fait appel aux connaissances sur les traits de vie des espèces, au travers de mesures in situ, et à l'exploitation de la littérature et de bases de données. L'agrégation a été mise en œuvre par des règles de décision utilisant la logique floue (Encadré 3).

Pour l'ensemble des facteurs du milieu et des facteurs liés aux pratiques, la loi du facteur limitant est utilisée et donc la probabilité minimale est choisie. La sortie finale du modèle est encore construite avec un arbre de décision associant la logique floue (Figure 53). L'hypothèse forte qui a conduit à ces règles de décision suppose que les facteurs du milieu sont plus limitants que les pratiques agricoles.

Ce modèle permet de prédire la liste des espèces végétales potentiellement présentes dans un habitat donné et sur un territoire donné. Les premières validations du modèle sur toutes les prairies de 8 exploitations de 6 parcs naturels régionaux ont montré que le modèle pouvait prédire jusqu'à 50% des espèces présentes par prairie, et que la prédiction était d'autant meilleure que l'écologie des espèces était connue (graminées > légumineuses > espèces diverses)

Une méthode de transformation des richesses spécifiques calculées à une valeur d'indicateur a été proposée, en tenant compte des valeurs mini, moyennes et maxi de richesse pour un type d'habitat donné.



» (Flora-

Critères	Règles de décision			
	F		D	
Probabilité de présence en fonction des pratiques				
Probabilité de présence en fonction des facteurs du milieu	F	D	F	D
Conclusion des règles de décision (valeur de la probabilité spécifique)	1	0,2	0,5	0

Figure 53 – Calcul final de la probabilité de présence d'une espèce à partir d'un arbre de décision associant la logique floue (F=favorable, D= défavorable, voir Encadré 3).

2.3.4.3. Evaluation de la gestion des structures non productives sur la valeur cynégétique

Ce travail effectué sous la direction de P. Girardin dans l'équipe AD avait pour objectif de développer un indicateur évaluant l'impact des pratiques agricoles sur la valeur cynégétique du milieu pour la perdrix, le faisan et le lièvre (Keichinger, 2001). L'indicateur est composé de 6 modules, assolement, couverture du sol, irrigation, machinisme, pesticides et structures non productives, ce dernier nous intéressera plus particulièrement ici.

L'indicateur est basé sur le calcul d'un indice parcellaire (i_{parcelle} , exprimé en « point cynégétique »/ha) transformé en un indicateur entre 0 et 10 selon l'échelle de la méthode INDIGO à l'aide d'une fonction polynomiale.

L'indice parcellaire est calculé de la manière suivante :

$$i_{\text{parcelle}} = (\sum i_{\text{SNPL}} + \sum i_{\text{SNPP}}) / S$$

avec i_{SNPL} : indice parcellaire des structures non productives linéaires (haies, lisières, bandes enherbées, etc.), S : surface de la parcelle. Pour chaque type de structure :

$$i_{\text{SNPL}} = i_e * L$$

avec i_e : indice de qualité (en anglais suitability) pour l'espèce donnée (ici perdrix, faisan ou lièvre), L : longueur de la structure (m)

avec i_{SNPP} : indice parcellaire des structures non productives ponctuels (arbres, pylônes). Pour chaque type de structure :

$$i_{\text{SNPP}} = i_e * N$$

avec i_e : indice de qualité (en anglais suitability) pour l'espèce donnée (ici perdrix, faisan ou lièvre), N : nombre de structures

Pour chaque structure, des tableaux ou/et des arbres de décision associant des sous-ensembles flous sont proposés pour déterminer les valeurs de i_e en s'appuyant sur la bibliographie, des dires d'experts. Il est à noter que seule la qualité intrinsèque de la structure et non sa connectivité à d'autres structures est prise en compte. Cette non-prise en compte de la connectivité est justifiée pour les espèces étudiées qui sont relativement mobiles. Dans tous les cas, cette approche prend en compte de manière plus fine un plus grand nombre de facteurs que le modèle développé par Aurich et al. (2003).

2.3.4.4. Les approches en analyse de cycle de vie

Cette approche déjà évoquée la 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » au chapitre 5.4, nous vient de l'industrie et s'est centrée pendant longtemps sur les émissions de polluants et la consommation de ressources abiotiques et leurs impacts associés. Depuis les années 2000, la prise en compte de la biodiversité est débattue dans cette communauté scientifique (Schenck, 2001 ; Canals et al., 2006b), bien que certaines études menées en agriculture ne prennent pas en compte cette thématique, ou de manière très indirecte par l'utilisation des terres (Brentrup et al., 2004a ; Brentrup et al., 2004b ; Canals et al., 2006a). Dans d'autres

approches, des indicateurs mesurés prenant en compte la richesse spécifiques des plantes ont été utilisés (Haas et al., 2001) mais ceux-ci ne peuvent être généralisées. Deux approches basés sur des « modèles » (au sens large que nous donnons au terme) ont été entre autre proposées pour estimer l'impact sur la biodiversité :

- une méthode indirecte estimant la qualité (Q) de l'écosystème, basée sur l'équation suivante (Michelsen, 2008) :

$$Q = ES \times EV \times CMB$$

Avec ES : rareté de l'écosystème ou de la structure considérée avec $ES = 1 - A_{pot}/A_{max}$ où A_{pot} est l'aire potentielle pour l'écosystème ou la structure considérée A_{max} : la structure dont l'aire potentielle est maximale; EV : vulnérabilité de l'écosystème avec $EV = (A_{exist}/A_{pot})^{1-z}$ où A_{exist} est l'aire présent et z un paramètre avec une valeur courante à = 0,25 ; CMB : conditions pour le maintien de la biodiversité avec $CMB = 1 - (\sum KF_i / \sum KF_{i, max})$ où KF : impact d'un facteur clé donné i, notre ente 0 et 3.

Cette approche repose sur l'hypothèse que plus un écosystème (ou une structure écologique) est rare et vulnérable, plus l'impact sur la biodiversité est importante.

- une méthode indirecte adaptée à l'agriculture dans la méthode SALCA prenant en compte de manière explicite les impacts des pratiques sur un certains nombres d'espèces indicatrices (Jeanneret et al., 2006).

Celles-ci sont : flore des prairies, des bois et des espaces cultivés, mammifères, oiseaux, amphibiens, gastéropodes, araignées, carabes, papillons de jour, orthoptères, abeilles et bourdons. En partant d'une revue bibliographique très large, ces auteurs ont constitué une matrice d'impact des pratiques :

- 3 niveaux allant du niveau 1, grand type d'intervention : fauche, fumure, niveau 2, type d'intrant ou nature de l'intervention : types de fauche, d'engrais niveau 3 dans les modalités, période de fauche, dose d'apport, etc.
- Des notations d'impacts de ces pratiques : entre 0 (espèce non concernée par cet impact), 1 (fort impact négatif), 3 (pas d'impact) et 5 (fort impact positif).

Ces notes seront pondérées par une note « habitat » des (2 niveaux avec niveau 2 différenciant les cultures). On effectue une moyenne de ces notes sur l'ensemble des interventions. Au final, une moyenne pondérée est calculée avec plusieurs possibilités de pondération (ex : sur leur place dans le réseau trophique).

2.3.5. Les indices paysagers

Un mot est encore à ajouter sur les indices paysages qui prennent en compte l'information disponible sur le type et la nature de couvert, la taille des zones naturelles (patch), leur répartition. Un grand nombre d'indices ont été développés, en partant des plus simples, de ceux utilisés pour la diversité des espèces appliqués à la diversité des couverts, tel l'indice de Shannon (Geoghegan et al., 1997) ou encore le complément 1-D de l'indice de Simpson, pour l'indice de biodiversité des paysages agricoles de Satoyama (Kadoya et Washitani, 2011). De nombreux indicateurs plus complexes basés sur des approches en géostatistiques (Gustafson, 1998 ; Uuemaa et al., 2008), des Indices de fragmentation (Jaeger, 2000) ou encore de connectivité (Matisziw et Murray, 2009) sont aujourd'hui disponibles. Ce foisonnement a conduit certains auteurs à avertir des limites de ces indices qui ne sont pas forcément bien reliés aux processus écologiques, et notamment à la biodiversité, qui ne prennent pas en compte les aspects qualitatifs (type de structure) ou qui posent des problèmes d'interprétation (Li et Wu, 2004).

Synthèse

Nous ne reviendrons pas sur l'enjeu de la biodiversité d'une manière générale et spécialement en agriculture, qui est clairement établi aujourd'hui. Les travaux sur les relations entre agriculture et biodiversité ont fournis de nombreuses données comme en témoigne l'expertise collective de l'INRA sur ce sujet (Le Roux et al., 2008 ; Burel et al., 2008 ; Lavorel et al., 2008) et qui a permis d'arriver à un modèle conceptuel général des effets des pratiques agricoles au sens large sur la biodiversité (cf. Figure 49). Il en ressort que la gestion des zones semi-naturelles joue un rôle important à côté de l'intensification des pratiques culturales. En particulier, les bordures de parcelles peuvent être de première importance, ce qui nécessitera aussi une remise en question du concept de système de culture, à l'instar de ce qui est proposé en agroécologie (Malézieux, 2008 ; Malézieux et al., 2009).

La rupture épistémologique qui est survenue avec l'émergence de la notion de fonctions et de services écosystémiques dans les années 2000 a ouvert de nouveaux champs de recherche, notamment dans le domaine des indicateurs (Carpenter et al., 2006). La quantification et la compréhension des processus déterminant les différents services écosystémiques demandent un effort de recherche important dans les agrosystèmes cultivés en tenant compte plus finement des variations dans les systèmes culture, en sortant des comparaisons des extrêmes, conventionnels-biologiques. De même, il ressort de cette revue bibliographique que les indicateurs de biodiversité ne manquent pas, bien au contraire. Cependant, il manque des indicateurs prédictifs prenant en compte de manière fine les systèmes de culture mais aussi la gestion des paysages, à l'instar des indicateurs que nous avons développés dans la méthode INDIGO[®] pour des thématiques du domaine abiotiques. En plus, ces indicateurs ne devront pas seulement rendre compte des effets sur « l'état » de la biodiversité en termes de richesse spécifiques, d'abondance, d'équipartition – si on prend les aspects les plus classiques - mais encore des « impacts » sur les fonctions et services liés à la biodiversité.

3. Travaux projetés

Mon projet s'inscrit dans le cadre du projet scientifique de l'équipe Agriculture Durable (AD), dont j'ai animé la construction en tant que responsable d'équipe, tant pour le précédent projet (contrat quadriennal 2009-2012), que pour le nouveau contrat quinquennal (2013-2017). Il s'articulera autour de 3 axes :

- Le premier axe du projet d'équipe consacré au développement d'indicateurs évaluant les impacts sur la biodiversité portera plus précisément sur le développement d'un indicateur basé sur un modèle opérationnel d'évaluation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité en grandes cultures
- Un second axe comprendra un travail expérimental portant sur l'effet des modes de gestion de bande fleurées sur la flore. Ce travail visera à acquérir des connaissances sur les impacts de modes de gestion innovantes des agrosystèmes afin de nourrir le travail sur le développement de l'indicateur dans le premier axe. Il entre dans l'axe 2 du projet d'équipe.
- Le troisième axe sera consacré à l'amélioration d'INDIGO[®] et présentera des pistes de travail pour revoir certains indicateurs et/ou proposer des indicateurs pour de nouvelles thématiques. Celles-ci seront menées essentiellement en collaboration. A ce travail de développement des indicateurs s'ajoutera une poursuite des réflexions méthodologiques à l'instar de ce qui s'est fait durant le développement de la méthode INDIGO[®].

Enfin pour le prochain quadriennal et les futurs travaux de l'équipe, je poserai les jalons d'un nouveau projet autour de l'évaluation intégrée de la vigne en lien avec le contexte scientifique du centre de Colmar qui visera à mieux asseoir les travaux de la partie colmarienne de l'équipe AD sur le centre de Colmar.

3.1. Axe 1 : Développement d'un indicateur basé sur un modèle opérationnel d'évaluation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité

Ce travail a commencé dans le cadre de la thèse de Charles Ricou, financée par le ministère de l'Enseignement Supérieur et de la recherche lancée en octobre 2009. Le travail n'a pas encore totalement abouti et ne couvrira qu'une partie des réflexions que j'ai menées au début de la thèse. Ceci me conduira à engager d'autres projets pour mener à bien tous les volets de ce qui va suivre.

3.1.1. Positionnement du travail et questions scientifiques

De la revue bibliographique présentée dans le chapitre précédent, il ressort qu'il existe un réel besoin d'indicateurs basés sur des modèles opérationnels prenant en compte de la biodiversité, en traitant finement des pratiques agricoles (au niveau des systèmes de culture et au niveau du territoire de gestion de milieu). De tels indicateurs devront intégrer les impacts sur les services écosystémiques et ne pas en rester aux critères d'état tels la richesse spécifique et l'abondance.

Dans le cadre du projet ENDURE, nous avons travaillé sur le modèle DEXiPM, un arbre de décision qualitatif prenant en compte les effets des stratégies de lutttes phytosanitaires sur différents groupes d'espèces (Pelzer et al. 2012 cf. 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » chapitre 4.6.4), (ACL21). Le travail ici projeté visera à développer un modèle plus quantitatif pouvant évaluer des probabilités de présence d'espèce à l'instar du travail de F. Pervanchon (Pervanchon, 2004) et d'approches présentées au Tableau 32.

L'originalité du travail par rapport à un travail de thèse antérieur dans l'équipe (et à d'autres approches projetés) résidera :

- tout d'abord dans le contexte des grandes cultures, avec toutes ses spécificités par rapport aux prairies, importance des adventices, pratiques culturales (travail du sol, traitements phytosanitaires, etc.).
- dans l'échelle spatiale, avec une segmentation de la parcelle en plein champ et bordure (au sens large, cf. Encadré 6), une prise en compte de l'environnement de la parcelle.
- dans la prise en compte de nouveaux processus, au travers de nouvelles pratiques étudiées (ex : rôle de la dérive des intrants sur les bordures) mais aussi les interactions entre espèces (concurrence dans le couvert, avec la culture, etc.).
- dans la méthodologie de construction où nous reprendrons les approches développées précédemment notamment sur pesticides dans la thèse de J. Wohlfahrt (Wohlfahrt, 2008, Wohlfahrt et al., 2010 cf. 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » chapitre 3.5), (ACL20).

Les questions scientifiques qui se posent sont de plusieurs ordres :

- Quels sont les variables et processus à intégrer et comment les traiter pour arriver à un modèle prédictif donnant des résultats acceptables tout en gardant une bonne faisabilité ?
- Quelle place ont les processus parcellaires, les systèmes de culture et de gestion du milieu à l'échelle parcellaire au niveau d'un territoire en intégrant l'effet de leur localisation spatio-temporelle ?
- Quelles sont les questions méthodologiques soulevées par le développement de tels indicateurs ? A partir de l'expérience acquise dans le domaine abiotique avec INDIGO[®], nous identifions les points suivants : quels indicateurs en fonction des contraintes opérationnelles ? Comment les valider ? Comment prendre en compte les processus parcellaires et leur spatialisation à l'échelle du territoire, et comment prendre en compte l'environnement de la parcelle.

Je reprendrai par la suite les différentes étapes de la démarche de conception que nous avons proposée (Girardin et al., 1999 ; Bockstaller et al., 2008), (ACL4, ACL11).

3.1.2. Définition des contours du travail

La première étape consiste à définir les préalables au travail de développement d'un indicateur, à définir les contours du travail qui porteront à la fois sur

a) les utilisateurs et les utilisations visés qui sont :

- les agronomes qu'ils soient chercheurs, ingénieurs d'Institut techniques, techniciens de chambre ou dans un autre organisme impliqué dans l'agro-environnement
- travaillant sur le développement de système innovants (au sens large incluant la bordure de parcelle), ou sur l'évaluation des impacts des systèmes de culture sur la biodiversité, dans le domaine de l'agri-environnement, ceci dans des programmes de développement, des actions de conseil (ex : sur des parcelles et/ou des fermes de référence).

b) les contours du système étudiés comprenant notamment la définition des échelles, les composantes et les impacts considérés. Plutôt que reprendre la matrice des impacts que nous avons utilisée pour les indicateurs abiotiques de la méthode INDIGO[®] (Girardin et al., 1999), (ACL4), nous nous appuierons sur un réseau causal (Niemeijer et de Groot, 2008) qui se rapproche du modèle conceptuel à la base d'un modèle de simulation (Figure 54).

D'une manière générale, il s'agira d'évaluer l'effet des pratiques en interaction avec le milieu sur la composition floristique de la parcelle et de la bordure de parcelle en liaison avec l'environnement de la parcelle, et les impacts sur des services écosystémiques. Nous nous centrerons tout d'abord sur deux services : la valeur patrimoniale et la pollinisation qui dépendent toutes deux de la composition floristique, bien que les impacts directs des pratiques agricoles sur la pollinisation soient aussi à traiter. En effet, dans les systèmes de grandes cultures, on a assisté à un déclin drastique de la richesse spécifique de la flore (Fried et al., 2009) avec une raréfaction de certaines espèces emblématiques tel le bleuet. Par ailleurs, l'importance de la pollinisation pour l'agriculture est primordiale (Aizen et al., 2009) et là aussi on assiste à une chute de la diversité des pollinisateurs (Biesmeijer et al., 2006). Des estimations économiques des services rendus par les pollinisateurs à l'échelle mondiale ont donné des chiffres variables mais dans tous les cas significatifs : ex : 117 10⁹ \$/an (Costanza et al., 1997), 153 10⁹ €/an (Gallai et al., 2009).

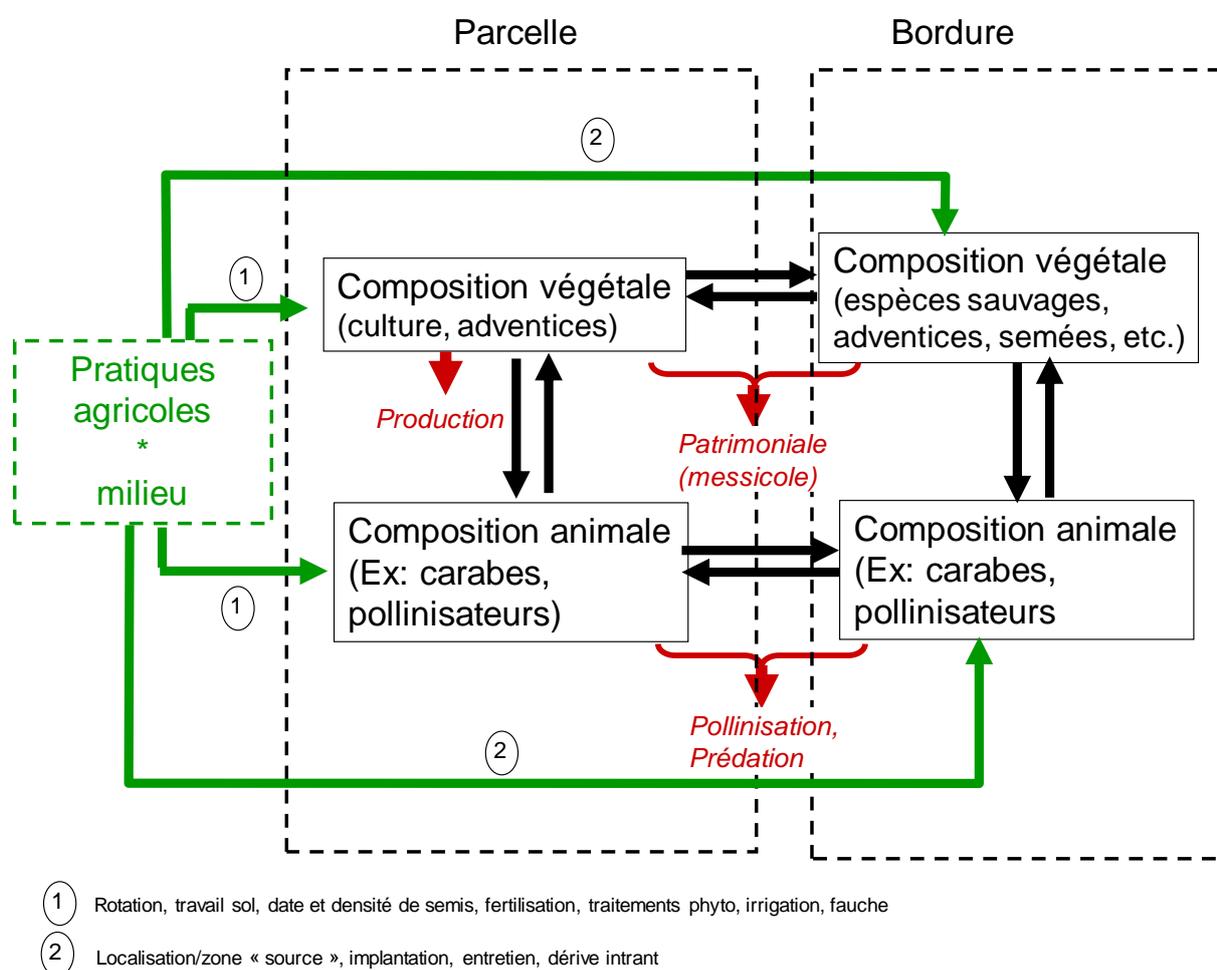


Figure 54 – Réseau causal à la base d'un indicateur biodiversité prenant en compte les effets de pratiques (flèche verte) sur les différentes composantes végétales et animales (trait noir) qui interagissent entre eux, et les impacts sur les services écosystémiques (en rouge).

3.1.3. Construction de l'indicateur

Nous arrivons aux étapes 2 et 3 de notre démarche de construction (Girardin et al., 1999 ; Bockstaller et al., 2008) (*ACL4, ACL11*).

3.1.3.1. Construction de l'indicateur parcellaire

Cette étape repose fortement sur l'étape 1 des choix préalables (cf. paragraphe 3.1.2) qui vont guider les décisions en termes de forme de l'outil, des sorties, de la complexité de l'outil, de sa structuration.

Le public et les utilisations visées nous conduisent vers un outil assez élaboré basé sur un modèle opérationnel, donc avec des données d'entrées accessibles, mais qui permet de prédire des effets potentiels des pratiques culturales ou de gestion du milieu. La Figure 54 annonce une structure modulaire de l'indicateur qui sera constitué selon la représentation en Figure 55 :

- de modules d'évaluation (ou sous-indicateurs) de base qui peuvent être utilisés de manière séparée comme indicateur dans certains cas. Ceux-ci évalueront les effets des pratiques agricoles en interaction avec le milieu, et les aspects paysagers (cf. légende Figure 55) sur l'état de la végétation et des pollinisateurs. Il intégrera la composition en espèces (richesse spécifique) mais aussi l'abondance si possible pour la partie végétale. Pour les pollinisateurs, la question reste encore ouverte si on passe par une évaluation quantitative ou semi quantitative en scores.
- Ces modules calculés au niveau de la parcelle proprement dite et de la bordure de la parcelle seront agrégés pour la végétation et les pollinisateurs.
- Ces sorties pourront être réagrégées pour prendre en compte l'impact sur une fonction patrimoniale qui peut se faire par une pondération de l'espèce en fonction de sa valeur pour le service (ex : van Wenum et al., 1999).
- Les différents modules d'évaluation d'impact sur un service donné pourront être agrégés en un indicateur unique de « biodiversité » si nécessaire, avec les démarches déjà testée dans l'équipe (cf. 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » chapitre 4), ceci pour être utilisé en complément des différents modules.

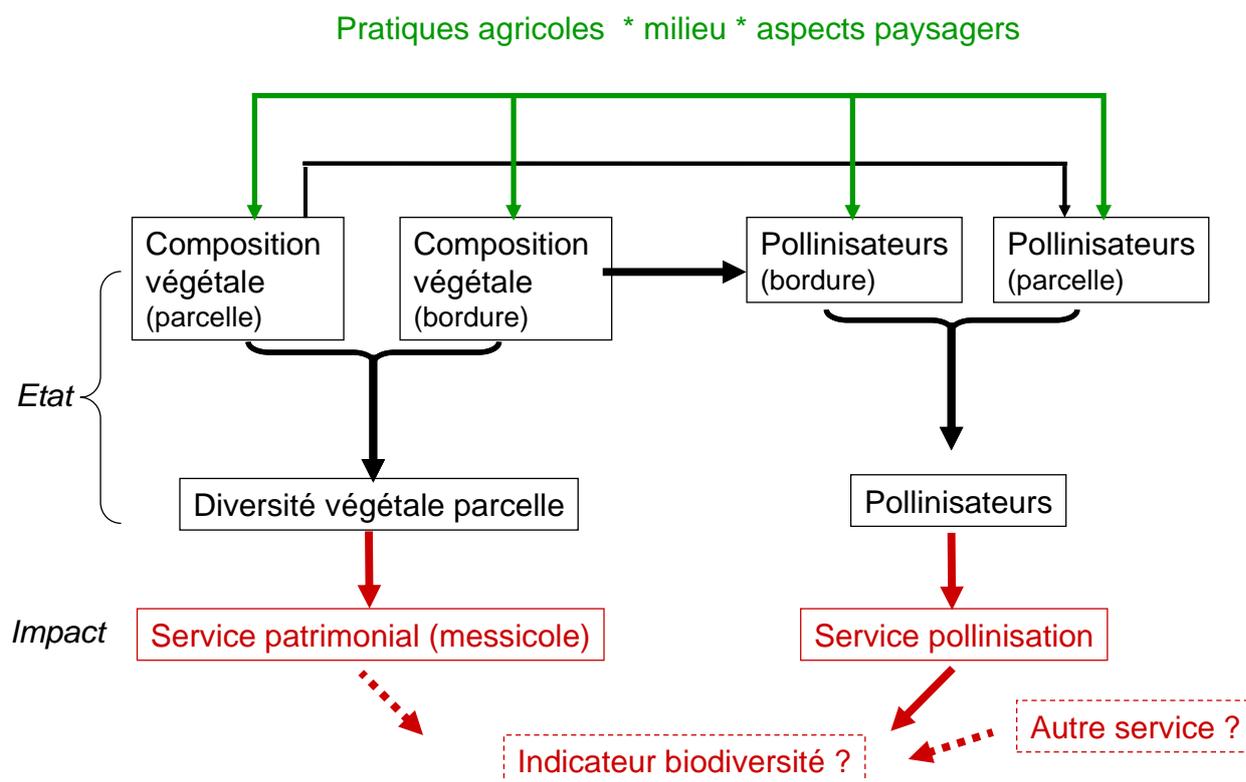


Figure 55 – Structure de l'indicateur biodiversité. En noir les modules d'évaluation des différentes composantes en termes d'état (diversité, abondance) et en rouge les modules d'évaluation des impacts sur les modules écosystémiques. L'agrégation en un indicateur unique n'est pas prioritaire (cf. pointillés). Les pratiques agricoles incluent toutes les composantes des systèmes de culture, mais aussi de gestion de milieu (positionnement et gestion des bordures, limitation de la dérive des intrants vers l'extérieur de la parcelle). Les aspects paysagers comprennent l'environnement immédiat de la parcelle, etc.

Pour le travail de construction des algorithmes derrière chaque module, nous partirons naturellement de ce qui été fait sur prairies dans le cadre de la thèse de F. Pervanchon (Pervanchon, 2004). Un tri sera fait pour éliminer toutes les composantes spécifiques aux prairies, bien que certaines (ex : fauche) puissent servir pour la gestion des bordures, et les facteurs spécifiques en grandes cultures seront identifiés. Un second travail d'adaptation consistera à étendre la base des espèces aux adventices et à la flore des agrosystèmes de grandes cultures.

A la fin de la première partie, j'avais synthétisé différentes voies pour arriver à la construction d'un indicateur (cf. Figure 42). La Figure 56 présentée lors de l'évaluation par l'AERES de l'unité en est un résumé et proposent 3 pistes complémentaires :

- par expertise à partir de la bibliographie, en s'appuyant notamment sur les articles de revue ou de synthèse d'expérimentations. Sur la question de la gestion des bordures de parcelles, la synthèse récente de Musters et al. (2009) pour les Pays-Bas, et celle de Walker et al. (2007) de pour la Grande-Bretagne, qui va jusqu'à ébauché un schéma conceptuel de modèle seront précieuses.

- Avec l'aide d'un modèle à base mécanistique déjà existant, nous pourrions aussi reprendre l'approche de J. Wohlfahrt sur pesticides en créant une base de données à partir de simulations (Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20). Une piste serait là aussi pour les adventices d'aller voir ce qui se fait dans l'UMR Agroécologie de Dijon avec les travaux de N. Colbach sur le modèle FLORSYS (Colbach, 2006). La faisabilité de ce travail sera estimée en fonction du degré d'avancement des travaux de modélisation. Il pourra se faire dans un second temps pour évaluer les gains apportés par rapport aux deux approches précédentes. Dans le cas, des bordures de parcelles, il faudrait aussi estimer les possibilités apportées par le modèle Vegpop2 (Schippers et Joenje, 2002). Il est tout à fait envisageable qu'un travail de fouille de données dans une base de données réelle ou obtenue par simulations ne fournisse pas directement des arbres de décision mais fournissent des éléments pour hiérarchiser les variables ou pour caler des valeurs de conclusion, voire pour construire des arbres de décision simplifiés par expertise.
- Des bases de données existantes ou de méta-analyse pourront servir à constituer une base de données plus étoffée, ce qui permettra de construire des algorithmes avec des outils de fouille de données, d'apprentissage à l'instar de ce qui s'est fait dans la thèse de J. Wohlfahrt (Wohlfahrt, 2008, Wohlfahrt et al., 2010), (ACL20). Il y aura un besoin d'approfondir certaines questions sur le choix des outils, de la manière de réduire la complexité des arbres proposés. Cette démarche sera appliquée sur des composants importants de l'outil. Pour la question des adventices, cette piste pourra être explorée notamment à partir des données du réseau Biovigilance-Flore (Fried et al., 2008 ; Fried et al., 2009).

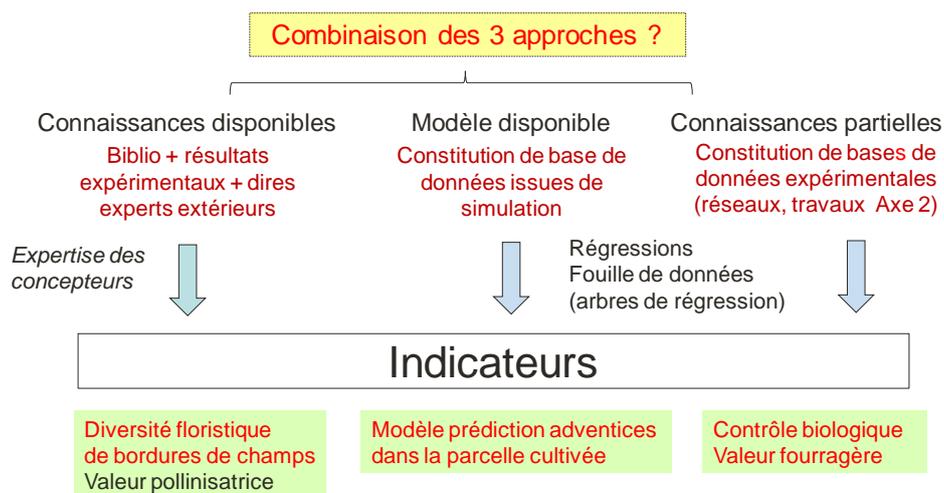


Figure 56 – Différentes démarches de construction d'un indicateur prédictif de biodiversité (présenté à l'évaluation de l'équipe par l'AERES en janvier 2012, voir aussi Figure 42)

Les sorties du modèle opérationnel seront une liste d'espèces avec une probabilité de présence. Un indicateur composite basé sur un indice de diversité du type de ceux présentés dans le paragraphe 2.3.2.3 nécessiterait des données sur l'abondance. Ceci constituera une perspective d'amélioration dans le modèle que d'ajouter une estimation de l'abondance d'une espèce en classe au moins.

Cependant, il me semble important d'étudier encore une fois l'intérêt de plusieurs types de sorties :

- L'approche la plus « intuitive » serait le nombre d'espèces pondéré par la liste de par la probabilité de présence et par un facteur entre 0 et 1 exprimant la valeur en termes

de service écosystémiques, ici la valeur patrimoniale établie sur la rareté ou encore la valeur pollinisatrice.

- Je propose aussi de voir dans quelle mesure un indicateur du type % d'espèces à probabilité supérieure à un seuil (ex : 0,5) et à une valeur de service pourrait être intéressant et complémentaire au premier.

Pour la valeur patrimoniale, des propositions de pondération sont disponibles : ils prennent en compte la taille de la population, la tendance en termes d'évolution, l'enjeu de conservation par rapport au statut de l'espèce en d'autres endroits (van Wenum et al., 1999). Une première distinction pourrait être faite entre espèces « agrotolérantes » et espèces « à valeur naturelle » (Aavik et Liira, 2010).

Pour la valeur pollinisatrice, j'envisage de m'appuyer sur le travail réalisé dans l'équipe (Plantureux et Cuenca, 2008, cf. Encadré 7). Cette première tentative me paraît perfectible :

- Pour ce qui est de la méthode d'agrégation. Un premier essai avait déjà été réalisé dans l'équipe en gardant l'équation basée sur une multiplication mais en ajoutant des facteurs de pondérations (Vanschepdael, 2010). Pour aller plus loin et explorer les possibilités du recours à un arbre de décision basé sur les sous-ensembles flous, j'ai engagé un travail de mémoire de fin d'étude dans le cadre du travail de thèse (Schneller, 2011). Ce travail est en cours de publication.
- Cet indicateur dans sa forme finale nécessite des données sur l'abondance. Ce qui nous renvoie à une remarque un peu plus haut. Mais dans le cas de la pondération, nous pourrions nous limiter à la valeur pollinisatrice des espèces

Dans tous les cas, je comptais profiter des collaborations qui pourront s'établir dans le cadre du projet CASDAR Polinov qui pourrait débuter en 2010, avec des spécialistes de UMR INRA/UAPV Abeilles et environnement – Avignon.

3.1.3.2. Passage à l'échelle supérieure du territoire

Ce passage peut se faire en deux étapes. Dans un premier temps, des variables quant au positionnement de la parcelle seront introduites dans l'indicateur. Ces variables peuvent être de différents types :

- % de type de couvert, milieu naturel dans un rayon de 100, 200 m.
- des distances à des milieux plus riches, comme des prairies.
- des variables estimant plus directement la connectivité à des structures écologiques, du type haies, forêt, ripisylve, etc.

Dans un second temps, le passage à l'échelle supérieure se fera par l'agrégation spatiale des résultats parcellaires. Dans ce cas, l'enjeu est bien d'aller au-delà d'un simple calcul de moyenne pondérée. et de prendre en compte des processus supplémentaires à l'échelle supérieure (Stein et al., 2001 ; Dalgaard et al., 2003). Une première approche est de dériver des indicateurs parcellaires, des indicateurs territoriaux en termes de fréquence : comme par exemple « % de surface cultivée avec un « bon » indicateur biodiversité », (cf. Encadré 1). Un pas supplémentaire sera de prendre en compte le positionnement des parcelles les unes par rapport aux autres et de pondérer l'indicateur par des indicateurs paysagers de connectivité ou de fragmentation (cf. paragraphe 2.3.5). L'étape supplémentaire sera de prendre en compte des processus émergents, en tenant compte directement des zones semi naturelles, leur rôle dans la connectivité ou comme « source » de biodiversité, à l'instar de ce qui a été fait pour I-Phy à l'échelle du petit bassin versant dans les deux thèses successives (cf. 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » chapitre 3, Thiollet-Scholtus, 2004 et Wohlfahrt, 2008). Mais un tel modèle ne pourra être applicable que sur des territoires de taille réduite.

Encadré 7 : prototype d'un indicateur de pollinisation (d'après le travail de Plantureux et Cuenca, 2008)

L'indicateur peut être calculé pour différentes espèces (ex : abeille domestique, sauvage, bourdons, etc.)

Pour l'espèce j d'insecte, l'indicateur (V_{pol}) sera à une date t d'une année donnée :

$$V_{polj} = \sum_{k=1}^{t-1} V_{ppjk}$$

avec V_{ppjk} : valeur pollinisatrice pour l'insecte j les mois précédents le mois t.

La valeur pollinisatrice du couvert par l'insecte j, le mois k, est une moyenne pondérée des valeurs pollinisatrices de chaque plante, multipliée à un facteur $(1 - e^{-2B_{pol\%}})$ qui correspond à la probabilité de rencontre entre l'insecte et les plantes ayant une valeur pollinisatrice calculable sur toute le couvert :

$$V_{ppjk} = \frac{\sum [V_{p_{ijk}} \cdot B_{i\%}]}{\sum B_{i\%}} \cdot (1 - e^{-2B_{pol\%}})$$

avec $B_{i\%}$ est l'abondance (en biomasse) de chaque espèce végétale i (de 1 à n), et $B_{pol\%}$ est la somme des abondances des espèces dont la valeur pollinisatrice est calculable ($V_{p_{ijk}} \neq 0$).

avec :

$$V_{p_{ijk}} = V_{p_{ik}} \cdot P_{ij} \cdot P_{jk}$$

avec :

P_{ij} : l'intérêt de l'insecte j pour la plante i (noté 1 si oui sinon 0)

P_{jk} : la période d'activité de l'insecte j pour le mois k

$V_{p_{ik}}$; valeur pollinisatrice de l'espèce i pour le mois k :

$$V_{p_{ik}} = I_1/10 \cdot I_2/10 \cdot I_3/10 \cdot I_4/10 \cdot I_5/10 \cdot P_{ik}$$

P_{ik} : floraison de la plante i le mois k (noté 1 si oui sinon 0)

I_1, I_2, I_3, I_4, I_5 des facteurs notés entre 0 et 10 (bon) prenant en compte respectivement la famille botanique, la couleur de la fleur, le reflet ultraviolet de la fleur, la morphologie de la fleur et enfin les caractéristiques du nectar (récompense florale)

3.1.3.3. Détermination des références

Avant de passer à la question de la référence proprement dite, il est nécessaire de s'interroger sur la forme d'expression des sorties des indicateurs. Dans la méthode INDIGO[®], nous avons choisi l'échelle entre 0 et 10 plus lisible qu'une échelle entre 0 et 1 (Singh et al., 2009). Il convient ensuite de caler l'échelle, ce qui pose la question de la valeur de référence ou de points de références desquels on peut dériver une courbe par régression pour obtenir les valeurs de l'indicateur (Pervanchon et al., 2002), (ACL7).

Une première question consiste à savoir si on choisit une référence absolue ou relative, par rapport à un état initial ou crée par un système de référence. Le problème de toute référence relative est bien son caractère relatif qui ne permet pas de juger dans l'absolu, avec tout ce que cela représente comme problème (Bockstaller et al., 2008), (ACL11). Peeters et al. (2004) sont aussi partis de cette distinction absolu/relatif en allant plus loin en distinguant notamment des valeurs seuils ou cibles pour les références absolues et des valeurs moyennes ou de tendance pour les références relatives. Dans la méthode INDIGO[®], nous

avons opté pour une référence absolue, le minimum acceptable du point de vue environnemental. Il est vrai que nous n'avons pas jusque là investi énormément dans cette étape, basant nos références sur des données disponibles ou sur un système de culture qui par expertise est déclaré, présenter un niveau d'impact minimal acceptable. Il est clair qu'il faut aller plus loin en intégrant la dimension sociale dans le choix de valeur de référence. Un consensus existe sur le fait que ce n'est pas au chercheur de décider seul (Josien et al., 2006), (R14). Il y a un travail de collecte d'avis d'experts à travers une méthode comme la méthode Delphi (Angus et al., 2003) ou des méthodes participatives en réunion avec les acteurs locaux directement concernés (López-Ridaura et al., 2002).

Une autre approche proposée par Pervanchon (2004) est de sélectionner des points de référence en fonction de jeux d'observations sur la distribution des sorties d'indicateurs (ex : nombre d'espèces). Dans le cas de distribution monomodale, il proposait de prendre les valeurs extrêmes et le point modal. Mais ceci suppose de pouvoir disposer d'un jeu de données important, ce qui était disponible dans le cas des prairies mais qui ne le sera pas forcément pour les parcelles de grandes cultures si ce n'est dans le réseau de suivi des adventices dans les travaux du réseau Biovigilance (Fried et al., 2008). Mais ces données ne concernent que le centre de la parcelle et non les bordures qui n'ont été étudiées que pour le département de la Côte d'Or.

Dans tous les cas, ces différentes pistes devront être explorées, de par leur pertinence et leur faisabilité.

3.1.4. Evaluation de l'indicateur

Nous en arrivons à la phase d'évaluation de l'indicateur, de ses composantes et en amont, du modèle opérationnel, avec deux étapes correspondant aux étapes 4 et 5 de notre démarche de construction d'un indicateur (Girardin et al., 1999 ; Bockstaller et al., 2008), (ACL4, ACL11). Bien qu'on parle de plus souvent d'évaluation d'un modèle ou d'un outil, plutôt que de validation qui sous-tend une réponse booléenne, nous garderons la terminologie d'origine, pour éviter une confusion avec la méthode d'évaluation proprement dite telle INDIGO® ou un indicateur donné.

3.1.4.1. Test de sensibilité

Cette phase présentée dans la 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » au chapitre 2.2.5 vise à vérifier si l'indicateur différencie des systèmes jugés comme différents par les acteurs, de voir quel est le poids de chaque variable (Bockstaller et al., 2008), (ACL11). pour identifier celles pour lesquelles il faudra faire un effort d'enquête (Berthiaume et al., 2010). Nous reprendrons les approches déjà utilisées pour les autres indicateurs et dans le travail de Pervanchon (2004). Nous avons aussi prévu de voir du côté du travail récent entrepris sur la sensibilité du modèle MASC (cf. 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » chapitre 4.6.3) par J-E Bergez (UMR Agir, Toulouse, Carpani et al., 2012) pour voir s'il n'existe pas des innovations méthodologiques quant à l'étude de la sensibilité des arbres de décisions.

3.1.4.2. Validation

Cette partie reposera sur l'approche en 3 étapes proposée dans 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » au chapitre 2.3 (Bockstaller et Girardin, 2003). La validation de la construction de l'indicateur passera par une soumission à des experts dans un premier temps au travers des comités de thèse, et dans un second temps par un ou plusieurs articles dans une revue internationale à comité de lecture

La validation des sorties reposera sur une comparaison des sorties de l'indicateur et/ou des sous-modules avec des observations ou mesures de terrain. Cela suppose donc d'avoir de

tels jeux de données à disposition, données qui soient adaptées à la réalisation de tests de validation. De tels jeux doivent présenter une gamme de variabilité suffisante entraînant une amplitude de variation suffisante dans les entrées et les sorties de l'indicateur pour pouvoir réaliser un test pertinent qui permet de dégager d'éventuelle relation.

Comme pour l'indicateur I-Phy, je propose de combiner l'utilisation de dispositifs expérimentaux déjà existants et la mise en œuvre d'expérimentation propre pour arriver à des situations suffisamment différenciées, notamment pour ce qui est des bordures de parcelles mais aussi pour le système de culture : des systèmes intensifs sans gestion de bordure innovante, et des systèmes à faible intrant en agriculture biologique. Les suivis porteront sur des couples, bordure/centre parcelle. Le travail consistera à déterminer la richesse spécifique et l'abondance des espèces végétales et de faire un suivi de pollinisateur selon des protocoles validés dans la bibliographie (ex : Potts et al., 2009 Pywell et al., 2006 ; Steffan-Dewenter et Tscharrntke, 1999). Une première estimation de jeux de données disponibles ou à acquérir est donnée dans le Tableau 33. Enfin, pour ce qui est de la troisième étape, la validation de l'usage reste pour l'instant une perspective à moyen terme. En effet, il faut d'abord développer l'indicateur puis l'outil informatique qui va avec, et le mettre à disposition d'un groupe d'utilisateurs.

Tableau 33 – Sources de données potentielles pour la validation de l'indicateur

Expérimentation	Type de système	Gestion de bordure	Suivi pollinisateur	Commentaires
Essai mis en place sur l'UE Colmar	Maïs/blé	Différenciée	Oui	Essai commencé en 2008
Données projet Advherb – thèse S. Cordeau (BGA Dijon)	Colza/blé/orge conventionnel	Bande enherbée PAC (23 espèces)	Non	Données surtout sur bande enherbées
Essai PIC Dijon	Différent système désherbage et travail du sol, rotation diversifiée	Aucune	Non	Compléter par suivi bordure ?
UE Mirecourt – thèse E. Gaujour (LAE Nancy-Colmar)	Luzerne/Luzerne/Céréales en agriculture biologique	Aucune		
Réseau de parcelles en Alsace	A base de maïs et maïs/blé/(soja) Parcelles jachère florale Parcelle en agribio	Mise en place de bandes fleuries	A prévoir	A mettre en place
Dispositif projet POLINOV (Casdar 2010-2012)	?	?	Oui	A créer par les partenaires du projet (dont LAE)

3.1.5. Résultats attendus et perspectives

Ce travail aboutira à proposer un mode de calcul d'un indicateur résultant de l'agrégation de plusieurs modules ou sous-indicateurs. A la base de chacun des modules, un modèle opérationnel sera proposé, avec une transformation des sorties en indicateurs. Une première base de paramétrage pour un ensemble d'espèces sera aussi livrée qui devra naturellement être complétée pour certaines adaptations régionales. Des informations sur la validité scientifique de l'indicateur, de sa capacité prédictive devront aussi être disponibles (validation de la construction et des sorties). Ces deux étapes de validation seront complétées par une validation de l'usage, une fois l'indicateur mis en œuvre (cf. 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » chapitre 2.3).

Les perspectives à ce travail de développement d'un indicateur porteront :

- comme déjà évoqué sur l'exploration des possibilités d'estimation de l'abondance des espèces.
- sur l'ajout d'autres sous indicateurs ou modules prenant en compte d'autres services écosystémiques telle la régulation des bioagresseurs par les auxiliaires, voire les oiseaux.

Pour l'impact des pratiques sur les auxiliaires proprement dit, les données sont aujourd'hui plus nombreuses notamment au travers de la base nationale des produits phytosanitaires e-phy²⁷, en plus des données que nous possédons déjà au travers du travail d'adaptation d'INDIGO[®] sur vigne (Thiollet, 2003), en arboriculture (Griffith, 2004) ou encore pour les légumes de plein champ (Keichinger, 2006). Des données existent aussi sur les interactions avec la végétation, notamment pour les carabes (Woodcock et al., 2007). Pour les oiseaux, les connaissances progressent aussi. On peut citer le travail de sur un indicateur de valeur trophique des adventices pour les oiseaux (Hyvönen et Huusela-Veistola, 2008). Dans le cadre du projet ANR-Systerra Advherb (2009-2012), des équipes ont aussi travaillé sur les liens adventices- faunes aviaires (WP2). Je n'y ai pas participé directement mais les résultats sont à examiner. Ainsi, comme pour le module pollinisation, à partir des prévisions de flore, je pourrais construire des modules d'impact pour les auxiliaires et les oiseaux qui seraient à compléter par des modules prenant en compte les effets directs des pratiques, notamment le travail du sol, les pesticides.

- Comme pour la partie flore et pollinisation, le travail portera pour ces autres services dans un premier temps à l'échelle parcellaire, puis dans un second temps à une échelle plus large du territoire. Pour un travail à cette échelle des modèles comme celui de Meyer et al. (2007) pour le Bruant proyer pourrait servir d'aide à la conception. La question de la généralisation de cet outil à d'autres espèces se pose.

²⁷ <http://e-phy.agriculture.gouv.fr/>

3.2. Axe 2 : Effet des modes de gestion de bandes fleuries sur la flore

En parallèle au travail sur le développement d'indicateurs traitant de la biodiversité et de ses services, j'ai ajouté un volet expérimental à mon projet de recherche à l'instar du projet d'équipe dont j'ai animé la construction. La reconfiguration de l'équipe, les attentes des techniciens m'ont aussi incité à entreprendre ce travail. Par ailleurs, le travail expérimental permet d'acquérir la base de connaissance sur les indicateurs et d'avoir un regard complémentaire à celui de la bibliographie. Ainsi cet axe visera à acquérir des connaissances supplémentaires pour le modèle opérationnel de prédiction de la flore des bordures à la base d'un sous-indicateur qui sera développé dans l'axe 1 (cf. paragraphe précédent), et/ou des données pour la validation.

De l'étude bibliographique, il ressortait qu'il existe des solutions innovantes pour la gestion des bordures de parcelles qui permettent de maintenir ou de restaurer un certain niveau de biodiversité dans les agrosystèmes (cf. paragraphe 2.2.1.3). Parmi ces solutions j'ai retenu l'implantation de bandes fleuries qui nous paraît répondre à l'enjeu de réintroduire une diversité végétales dans les paysages agricoles de grandes cultures fortement appauvris quant à cette diversité, mais aussi de répondre à d'autres services écosystémiques tels la pollinisation ou le contrôle des bioagresseurs. Cependant, la plupart des travaux expérimentaux se sont limités à tester plusieurs mélanges de composition différente, graminées, graminées et dicotylédones, dicotylédones pures, ou encore un couvert spontané (Kleijn et al., 1998; Thomas et al., 2002; Asteraki et al., 2004; Colignon et al., 2004; Smith et al., 2008b; Woodcock et al., 2008). La majorité de ces expérimentations portent sur des durées de moins de 5 ans. La question de l'évolution de la flore à moyen-terme se pose pour éviter un ressemis trop fréquent, coûteux pour l'agriculteur et source de perturbation importante pour les communautés végétales et animales qui peuvent se mettre en place. Les travaux sur plus de 5 années sont très rares, on peut citer l'expérimentation sur 10 ans de Bokenstrand et al. (2004). Par ailleurs, le type de mélange n'est pas la seule modalité technique de ce qu'on pourrait considérer comme un système de gestion de bordure à l'instar des systèmes de culture. Les modes d'implantation et de gestion du couvert, les modalités de fauchage ou broyage (dates, exportation ou non des résidus), travail léger du sol pour favoriser les relevées, sursemis (Kardol et al., 2008), etc. sont aussi à prendre en compte. Ces interventions vont aussi influencer sur l'évolution des espèces du mélange mais aussi sur l'installation d'adventices déjà présentes, qui constituent un souci majeur pour les agriculteurs, comme cela est ressorti du travail de thèse de S. Cordeaux dans l'UMR Agroécologie²⁸ sur les bandes enherbées (Cordeau et al., 2011 ; Cordeau, 2010 ; voir aussi Mante et Gerowitt, 2009). Des connaissances empiriques existent sur les techniques d'implantation (à voir par exemple sur le site de la société Novaflore, Novaflore, 2009)²⁹. En revanche, peu d'informations sur l'évolution des couverts en fonction des modalités de gestion des couverts sont disponibles. Ceci est confirmé par une étude bibliographique que j'ai menée sur le Web of Science en 2009, portant sur l'étude de l'impact des modalités de gestion sur l'évolution de la diversité des mélanges fleuris pour bordure de parcelle. Je n'ai repéré que deux expérimentations allant plus loin que le test de mélange dans le contexte de grande culture :

- l'expérimentation lancée à la ferme de l'université d'Oxford en 1987 avec 2 types de couverts avec 10 traitements de gestion de couverts sur des parcelles de 50 m* 1,5 m répétés sur 8 parcelles (Feber et al., 1996; Smith et al., 1999). Elle a aussi fait l'objet d'un suivi au bout de 13 ans publiée entre temps (Smith et al., 2010).
- le travail réalisé à l'université de Gand (De Cauwer et al., 2005) comprenant 2 sites, 3 types de couverts, et 1 témoin, et 3 régimes d'exportation des résidus des couverts fauchés deux fois.

²⁸ dont j'ai parti du comité de thèse.

²⁹ <http://www.novaflore.com/itineraire-technique-90.php>

- A ceci s'ajoute l'essai de Marshall et Nowakowski (1994) non publié à notre connaissance dans une revue internationale, avec 10 traitements également, 3 répétitions.

Les principales caractéristiques de ces expérimentations sont données dans le Tableau 34. Elles montrent un effet du régime de fauche, ou de broyage. J'ai voulu préciser ces effets au travers d'une expérimentation sur une période plus longue que deux à trois ans, dans le travail lancé en 2008 (stages M1 en 2008 et M2 en 2009 de V. Baecher).

Les questions traitées sont les suivantes :

- Quelle est l'effet d'un régime de broyage du couvert (date, hauteur, dont on aura bien déterminé les modalités en fonction de l'état du couvert) sur la diversité végétale à moyen terme ?
- Existe-t-il un régime permettant de maintenir une diversité acceptable ?
- Quel est l'effet d'une fauche précoce qui serait motivée par la gestion des adventices dans le couvert ?

Tableau 34 – Principales caractéristiques de trois expérimentations testant l'effet de modalités de gestion de bandes fleuries sur l'évolution de la diversité florale.

	Marshall et Nowakowski, 1994	Feber et al., 1996, Smith et al., 1999	De Cauwer et al., 2005
Région/pays	Oxfordshire, UK	Ferme université Oxford, UK	Flandres Belgique
Nombre sites	1	1	2
Dispositif	10 traitements, 3 blocs,	10 traitements, 6 blocs (différentes parcelles)	Split plot (couvert *modalité de fauche /exportations* 3 blocs)
Taille parcelles élémentaires	3 * 8 m	1,5 * 50 m	10*10 m
Couvert	3 modalités : - Spontané - Graminées semées (12 espèces) - Mélange semé (graminées + 6 dicot annuelles + 23 pluriannuelles), proportion gram/dicot 50-50%	2 modalités - Spontané - Mélange semé: 6 « non agressives »+ 17 dicot. proportion gram/dicot 80-20%	4 modalités - Spontané - Mélange complexe 1 : 63 espèces indigènes - Mélange complexe 2 : 77 espèces indigènes et non reliée à la région - Mélange complexe 2+ajout de résidus de fauche de bord de route 1 fois/an
Modalités de gestion	10 Spontané : non traité Graminées : - herbicide seul Mélange semé : - non fauché - herbicides seul - herbicide + 6 régimes de fauches (avril, avril/mai, avril/mai/ juin, avril/mai/juin/juillet, avril/mai/juillet, avril.juin/juillet)	10 : Spontané : - non fauché - herbicide seul - 4 régimes de fauches (fauché été, exporté, fauché printemps et été exporté, fauché printemps et été laissé sur place, fauché printemps et automne exporté) Mélange semé : -4 régimes de fauches (aucun, fauché été, exporté, fauché printemps et été exporté, fauché printemps et automne exporté)	3 modalités (2 fauches juin et septembre) Fauches non exportées Exportation de la 1 ^{ère} fauche Exportation des 2 fauches
Durée de l'expérimentation	Semis en 1991, mesures en 1992 et 1993	Semis en 1987, mesures en 1989, 1990 et 1991	Semis en 2001, mesures en 2002 et 2003
Principaux résultats	Deux fauches ou plus réduisent le nombre d'annuelles et augmente la diversité, sinon domination des annuelles	Globalement la coupe d'été est défavorable par rapport à une coupe au printemps et en automne, un traitement herbicide ou une absence de fauche	Diminution de la richesse globalement en 2 ans. L'exportation ralentit la décroissance. L'ajout de résidus de fauche enrichit la richesse spécifique couvert '(pas en dicot).

3.2.1. Expérimentations en place

3.2.1.1. Etude du stock semencier

Une étude préliminaire en 2008 (stage M1 de V. Baecher) a permis de préciser le stock semencier à différentes profondeurs sur 3 parcelles de grandes cultures (maïs ou blé), 3 bordures entre les parcelles et 3 bordures le long du chemin, sur l'unité expérimentale de Colmar. Le protocole suivant a été appliqué :

Le sol a été prélevé à l'aide d'un cylindre métallique de 10 cm de diamètre, sur 3 profondeurs. Elles correspondent aux 3 horizons suivants : l'horizon superficiel (0-8 cm), l'horizon moyen (8-25 cm) et enfin l'horizon profond (25-40 cm). La semelle de labour étant située vers 25 cm de profondeur, le dernier horizon permet de connaître les semences qui ne sont pas affectées par ce traitement. Sur chaque localisation, 10 répétitions ont été faites. Les échantillons ont été mis à germer en serres avec un régime hydrique abondant pendant 8 mois dans des barquettes de 1200 ml. Au bout de 3 mois, après l'arrêt des levées, les barquettes ont reçu un traitement à l'acide gibbéréllique.

3.2.1.2. Etude du mode gestion de bandes fleuries

L'expérimentation a été mise en place au printemps 2008 avec le protocole suivant :

Le dispositif expérimental est en parcelles divisées (split-plot) à trois répétitions (un quatrième bloc a été perdu et fait office de bande tampon avec la culture), comme représenté sur la Figure 57. Elle comporte deux facteurs : le type de mélange en facteur principal et la modalité de gestion des couverts en facteur secondaire. Le facteur « type de mélange » comporte deux modalités :

- Un mélange « fleuri » composé de 15 espèces choisies pour leur qualité mellifère et de pollen mais également pour leur période de floraison et leur aspect visuel (Tableau 35).
- Un mélange « vert » constitué de 8 espèces, essentiellement composé d'espèces légumineuses et de graminées choisies pour leur caractéristique mellifère ((Tableau 35).

Le facteur « gestion » comporte les modalités suivantes :

En 2008, nous avons commencé par appliquer des modalités de hauteur de coupe en fonction des niveaux d'infestation de chénopode blanc (*Chenopodium album L.*). Ceci faisait suite à la non-réussite du faux-semis début 2008 en raison de conditions très sèches. Dans un second temps, nous les avons croisées avec des dates de broyage pour la dernière intervention. Nous avons ainsi essayé de garder un dispositif à peu près équilibré, sans toutefois rester dans un essai factoriel. Les modalités sont les suivantes :

- Pour le mélange « vert » : 2 modalités : dP ou DrP
- Pour le mélange « fleuri » : 4 modalités : dP dT DrP DrT

Avec : Dr = broyage drastique : fauche à 10cm de hauteur sans exportation : le 7 juin et le 7 août 2008, d = broyage haute : fauche à 20 cm de hauteur sans exportation : le 7 juin, le 30 juin et le 24 juillet 2008. Pour cette dernière modalité, trois dates de fauche ont été nécessaire pour un meilleur contrôle des mauvaises herbes (compensation de la fauche haute).

P = dernier broyage « précoce » : 29 septembre 2008 à 10 cm de hauteur

T = dernier broyage « tardive » : 12 novembre 2008 à 10 cm de hauteur

Pour l'année suivante, il a été possible de passer à un essai factoriel que j'ai prévu de maintenir (Figure 57). En effet, le problème de chénopodes blanc semble avoir été réglé en

première année (ce qui constitue déjà un résultat) et les résultats n'ont pas montré de différences significatives entre modalités de broyage. Ainsi, pour les années suivantes, j'ai prévu de maintenir 4 modalités :

- broyage ou non en juillet (après 1^{ère} vague de floraison),
- croisée avec un broyage final « précoce » en fin septembre permettant une réinstallation automnale ou « tardif » mi-novembre.

Par rapport aux expérimentations présentée au Tableau 34, nous avons décidé de laisser en place les résidus végétaux, considérant qu'il n'était pas réaliste dans un contexte de grandes cultures d'obliger les agriculteurs de réaliser une intervention supplémentaire qui pose des problèmes en termes de matériel et d'élimination des résidus.

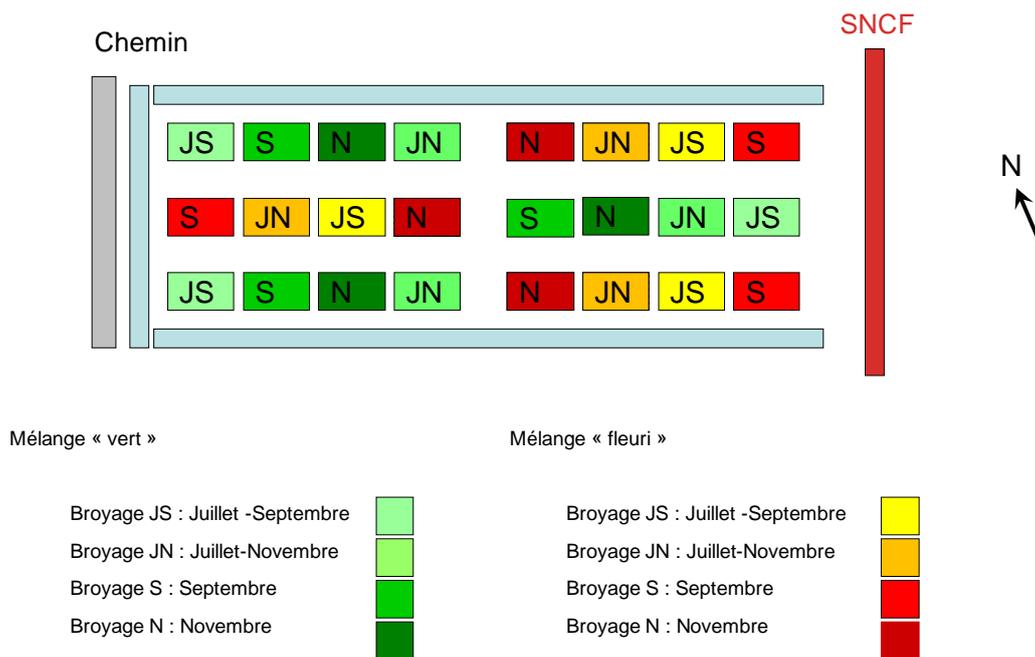


Figure 57 – Plan d'expérimentation en microparcelles de l'essai bande fleurie.

Tableau 35 – Composition des mélanges de l'expérimentation factorielle bande fleurie en microparcelles (en gras des espèces aussi présentes dans la seconde expérimentation (Tableau 36)).

Mélange vert (8 spp.)	Mélange fleuri (14 spp.)
<i>Centaurea nigra</i>	<i>Achillea millefolium</i>
<i>Cynosurus cristatus</i>	<i>Agrostemma githago</i>
<i>Festuca pratensis</i>	<i>Bellis perennis</i>
<i>Festuca rubra</i>	<i>Calendula officinalis</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Centaurea cyanus</i>
<i>Medicago sativa</i>	<i>Chrysanthemum segetum</i>
<i>Poa pratensis</i>	<i>Daucus carota</i>
<i>Trifolium protense</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>
	<i>Lotus corniculatus</i>
	<i>Matricaria chamomilla</i>
	<i>Médicago lupulina</i>
	<i>Onobrychis sativa</i>
	<i>Ranunculus acris</i>
	<i>Trifolium incarnatum</i>

Un suivi régulier, 4 fois par an de la flore sera réalisé chaque année pour obtenir une vue d'ensemble des espèces présentes, ceci avant les dates de broyage. Sur chaque micro-parcelle, le pourcentage de sol nu, la richesse spécifique et les taux de recouvrement par espèce sont relevés visuellement par deux personnes (techniciens et stagiaires). La richesse spécifique a été identifiée sur l'ensemble de la micro-parcelle alors que le sol nu et le recouvrement ont été évalués sur 2 quadrats d'1 m². La localisation de ces quadrats est fixe dans le temps. De plus, deux strates ont été définies selon leur hauteur : la strate inférieure comprise entre 0 et 20 cm et la strate supérieure > à 20 cm. Il est à noter que selon Godinez-Alvarez et al. (2009), une détermination visuelle des espèces arrive à des résultats analogues à ceux obtenus avec la méthode des quadrats ou celle basée sur l'identification le long d'un fil. Pour la couverture du sol, l'approche visuelle peut sous-estimer les valeurs.

3.2.1.3. Expérimentation en grandes parcelles

En parallèle, à cette expérimentation factorielle, j'ai lancé une seconde expérimentation en parcelles agricoles sur le domaine de l'INRA. Un tel dispositif a pour objectifs de répondre aux questions suivantes :

- Quelle l'évolution de la flore dans des bandes fleuries en situation réelle, donc soumises aux influences des pratiques agricoles (ex : dérives des engrais, herbicides, etc.) ?
- Quelles sont les relations entre la bande fleurie et la parcelle agricole en termes de dispersion, zone refuge ?

Quatre bandes de 6 m de large et de 250 m de long, découpées en 2 ont été semées en au printemps 2009 et ressemées à l'automne à la suite de problèmes de levée au printemps 2009, sur les côtés de parcelles de 4 ha de l'UE de Colmar, cultivées avec une rotation maïs grain/céréales à paille (Figure 58).

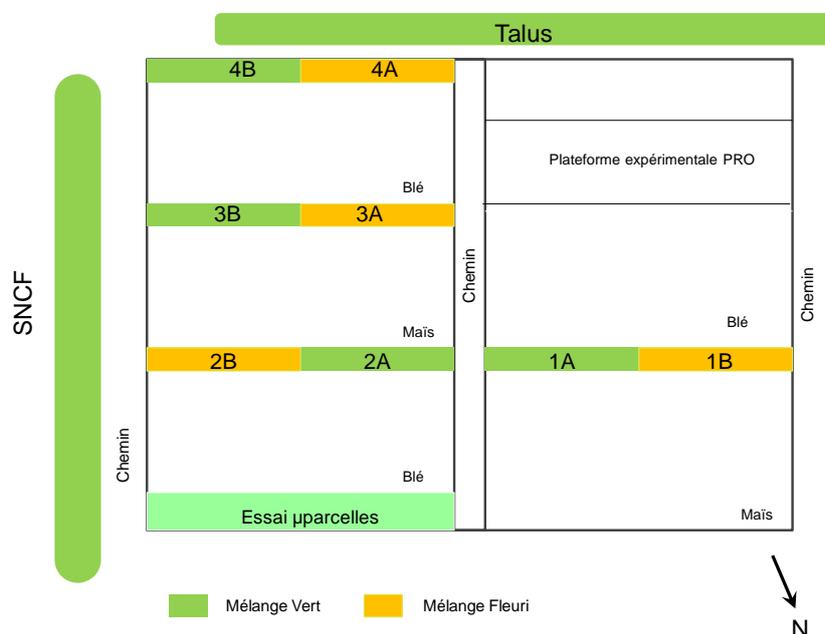


Figure 58 – Plan d'expérimentation de l'expérimentation bandes fleuries en « grandes parcelles »

Deux mélanges ont été étudiés (Tableau 36) :

- Un mélange « fleuri » composé de 21 espèces choisies pour leur qualité mellifère et de pollen mais également pour leur période de floraison et leur aspect visuel. Par rapport à la première expérimentation, nous avons enrichi les mélanges en fonction de l'offre de semences chez le fournisseur.
- Un mélange « vert » constitué de 10 espèces, essentiellement composé d'espèces légumineuses et de graminées choisies pour leur caractéristique mellifère.

Dans cette seconde expérimentation nous avons plus prêté attention à l'origine des semences en essayant de privilégier des origines aussi proches que possibles des conditions locales

Tableau 36 – Composition des mélanges de l'expérimentation bande fleurie en grandes parcelles (en gras des espèces aussi présentes dans la première expérimentation (Tableau 35)).

Mélange vert (9 spp.)	Mélange fleuri (17 spp.)
<i>Cynosurus cristatus</i>	<i>Agrostemma githago</i>
<i>Festuca pratensis</i>	<i>Centaurea thuillieri</i>
<i>Festuca rubra</i>	<i>Centaurea cyanus</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Chrysanthemum segetum</i>
<i>Medicago lupulina</i>	<i>Daucus carota</i>
<i>Melilotus albus</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>
<i>Onobrychis viciifolia</i>	<i>Linaria vulgaris</i>
<i>Trifolium pratense</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Viscia sepium</i>	<i>Malva moschata</i>
	<i>Medicago lupulina</i>
	<i>Melilotus albus</i>
	<i>Origanum vulgare</i>
	<i>Papaver rhoeas</i>
	<i>Plantago lanceolata</i>
	<i>Prunella vulgaris</i>
	<i>Silene alba</i>
	<i>Tanacetum vulgare</i>

3.2.2. Résultats attendus et perspectives

Dès maintenant, quelques enseignements pratiques ont pu être tirés des 2 premières années : sur l'importance de vérifier la composition du mélange, les origines des espèces, etc., la maîtrise des adventices en premières années en cas de difficulté d'implantation. L'ensemble de résultats sur la dynamique de la flore pour différents critères, richesse spécifique, abondance, période de floraison, ceci en fonction des modes de traitements des bandes fleuries seront collectés sur un laps de temps de plusieurs années, au minimum 6 ans. Comme déjà évoqué, peu de données existent pour cette durée. Les résultats pourront être utilisés pour compléter les connaissances, et une autre partie du jeu de données pourra servir à valider le module « bordure de parcelle » de l'indicateur biodiversité qui sera développé (cf. paragraphe 3.1). Dans tous les cas, les résultats devront d'abord être interprétés et expliqués à la lumière des traits fonctionnels des espèces.

Il serait aussi possible par la suite de faire évoluer le dispositif pour traiter des questions de « régénération de la biodiversité » dans de tels dispositifs implantés en cas d'évolution défavorable et pour éviter des destructions totales coûteuses en temps et énergie, et source

de perte importante en biodiversité, par un sursemis ou un léger hersage travail du sol léger pour favoriser les relevées, (Kardol et al., 2008) ou encore l'adjonction de résidus de fauche avec semences naturelles (De Cauwer et al., 2005). En tout cas, j'émetts l'hypothèse qu'implanter une bande fleurie permet de réenrichir les stocks semenciers et permettrait à l'avenir d'avoir des flores intéressantes quand on favorise la flore spontanée, ceci dans la bande fleurie proprement dit, mais aussi dans les premiers mètres de la culture. Des observations toutes fraîches de 2012 semblent me conforter dans cette idée.

3.3. Axe 3 : Travaux d'amélioration des indicateurs de la méthode INDIGO® et questions méthodologiques qui y sont liées

3.3.1. Amélioration des indicateurs de la méthode INDIGO®

Pour ce qui est du travail sur la méthode INDIGO® proprement dite, la veille scientifique poursuivie ces dernières années et les travaux accomplis notamment sur l'indicateur *pesticides* (Bockstaller et al., 2008), (*ACLN 3*) m'ont conduit à identifier des pistes d'améliorations d'INDIGO®. Par ailleurs, des nouveaux indicateurs sont à finaliser comme ceux autour de la thématique de l'érosion et du ruissellement, ou encore celui à développer sur une toute nouvelle thématique, notamment autour de la microbiologie des sols, à quoi s'ajoutera l'intégration de l'indicateur biodiversité développé dans les prochaines années (cf. chapitre 3.1). Pour limiter les risques de dispersion thématiques qu'entraîneraient ces travaux, la majorité de ces travaux seront essentiellement poursuivis en collaboration, pour profiter d'un fort appui scientifique de compétences extérieures. Le soutien de l'ARAA dans le cadre de la convention d'accueil à mi-temps de deux ingénieurs sera déterminant. Nous avons prévu d'inscrire plusieurs actions dans la nouvelle convention. Dans le cas de la qualité microbiologique des sols, deux opportunités expliquent ce démarrage :

- Une demande de chercheurs de l'UMR Agroécologie de Dijon d'exploiter les bases de données que ces chercheurs sont en train de constituer avec les moyens qu'offre le pôle Genosol (Ranjard et al., 2009), Ce travail portera sur une diversité globale et devait commencer dans le cadre du projet ANR Systerra Advherb (2009-2012). Cependant une évaluation des possibilités de calculer des indicateurs INDIGO® et de pratiques sur la base nationale du RMQS (Réseau de Mesure de la Qualité des Sols), idée de départ des collègues du MSE a montré que la base du RMQS n'était pas suffisamment renseignée pour certaines données (ex : pratiques de traitements phytosanitaire), (Gourrat, 2012). Par ailleurs le travail n'a pas été lancé, faute de candidats pour l'offre de stage que j'avais publiée.
- L'intégration récente dans l'équipe AD de deux microbiologistes de l'ancienne équipe Rhizosphère de notre unité. Leur objectif, fixé en commun est de travailler sur les liens pratiques agricoles-diversité fonctionnelle liées à la minéralisation de l'azote et du soufre, deux éléments majeurs constituant de la fertilité des sols, en vue de jeter les bases d'un indicateur.

D'autres projets sont en attente notamment sur pesticides, où j'attends la confirmation d'une thèse Cifre financée par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et la Chambre d'Agriculture de Lorraine. Pour d'autres, une programmation n'est pas encore d'actualité, et les travaux seront engagés en fonction d'opportunité et d'« ouverture du calendrier ». Pour l'indicateur *matière Organique*, l'ARAA s'est engagée dans une collaboration avec Agro-Transfert sur le modèle AMG, modèle que j'ai identifié depuis quelques temps. Le Tableau 37 recense les pistes de travail.

Tableau 37 – Pistes d'amélioration des indicateurs la méthode INDIGO®

Indicateur	Pistes d'amélioration envisagées	Collaboration nécessaire prévue	Programmation
<u>Indicateurs existants</u>			
Assolement	Révision de l'indice de diversité	Aucune	En cas de révision informatique INDIGO
Succession culturale	Révision des effets précédents à partir de données du modèle MODAM (Meyer-Aurich, 2005) Règles de décision dans modèle MASC 2 (Craheix et al., 2012), (ACLN7)	?	?
Matière organique	Révision des références, introduction d'un module stockage carbone à partir du modèle AMG	Agro-Transfert Picardie (Travaux d'A. Duparque) ARAA	Prochaine convention INRA-ARAA (2013-2017)
Phosphore	Révision du calcul de la dose recommandée, ajout d'un module « ruissellement »	B. Colomb (UMR Agir, INRA Toulouse)	
Azote	Révision du module « émissions N2O » et du module « NH3 », positionnement par rapport au modèle Azosystème Amélioration de l'équation de minéralisation pour le module nitrate (Valé, 2006)	RMT fertilisation et environnement	Prochaine convention INRA-ARAA (2013-2017)
Pesticides	Intégration de la révision du module « eaux souterraines » (Lindahl et Bockstaller, 2012) et « eaux de surface » (Wohlfahrt et al., 2010)	ARAA Attente de la confirmation d'une thèse Cifre avec Agence Eau Rhin Meuse et Chambre Agriculture Lorraine	2012-2013
Energie	Révision des facteurs énergétiques liées aux engrais à partir de la base GES'TIM (en cours de finalisation dans un projet Casdar).		2013
<u>Nouveaux indicateurs</u>			
Ruissellement-érosion	Recensement des diverses tentatives (cf. travaux présentés en 2 ^{ème} partie chapitre 2.2.3.1) et modèles disponibles	Conduite par P. van Dijk (ARAA)	2012 (pour le prototype) et 2013 (test)
Qualité microbiologique des sols	Création d'une base de données à partir du réseau RMQS (Ranjard et al., 2010) mené par l'INRA.	Appui de l'UMR MSE Dijon, S. Putti et S. Slezack-Deschaumes, J. Villerd (équipe AD),	?
Tassement du sol	Amélioration du prototype (stage V. Flaitz, 2003 par des experts	AgroParisTech	?

3.3.2. Questions méthodologiques

A l'instar de ce qui s'est fait toutes ces dernières années, je vois la nécessité de poursuivre des travaux d'ordre méthodologique en parallèle au travail de développement des indicateurs.

3.3.2.1. Construction d'arbres de décision

Il ressort de la partie précédente que de nombreux travaux de l'équipe portant sur le développement d'indicateurs reposent sur des arbres de décision, que ce soient l'indicateur I-Phy (van der Werf et Zimmer, 1998; Bockstaller et al., 2008), (*ACLN3*), ou ceux portant sur la biodiversité (Keichinger, 2001 ; Pervanchon, 2004), les tableaux de bord (Girardin et al., 2005), (*OS8*), ou encore les modèles mixtes de types MASC (Sadok et al., 2009), (*ACL18*) etc. Dans le cadre de la thèse de Julie Wohlfahrt, j'avais commencé à explorer l'utilisation d'outils de fouille de données pour construire des arbres de décision. Ce travail n'en est qu'à ses débuts et sera poursuivi en collaboration avec d'autres membres de l'équipe. Cependant cette approche reste dépendante de la disponibilité de bases de données. Dans tous les cas, il me semble important de voir aussi dans quelle mesure ces approches se complètent et peuvent être combinées entre elles (cf. Figure 56)

Par ailleurs la question de l'agrégation composite se pose toujours. Ainsi l'équipe a été questionnée lors de l'évaluation de l'AERES sur la question des conflits entre différents services écosystémiques. Pour y répondre, il n'est pas possible juste de venir avec une liste d'indicateurs de base par service. Au sein de l'INRA, plusieurs projets auxquels j'ai participé (projet ANR Discotech avec le modèle MASC, projet Endure avec le modèle DEXiPM, cf. 2^{ème} partie « bilan des travaux effectués » chapitre 4.6.4) ont utilisé l'outil DEXi (Bohanec et al., 2008; Znidarsic et al., 2008). J'ai identifié deux problèmes :

- l'observation que j'ai faite est que les arbres de décision (ou fonction d'utilité dans DEXi) sont souvent présentées de manière sommaire, du type « tel poids donné à telle variable ». J'ai commencé une réflexion sur une meilleure formalisation possible à partir d'une typologie de types de règles de décision, en réalisant des premiers essais sur DEXi (Tableau 38) :
- Ces modèles quand ils sont complexes conduisent à une perte de la capacité discriminatoire. Dans MASC 2, un effort a été fait mais il me semble que l'arbre reste trop complexe (Carpani et al., 2012).

J'ai proposé au groupe MASC une démarche en 2 étapes consistant à utiliser un arbre simplifié se focalisant sur les critères prioritaires de l'utilisateur pour la phase de comparaison et de sélection des systèmes de culture, et l'arbre complet pour évaluer (et non comparer) les systèmes candidats. Elle n'a pas été retenue mais il me paraît judicieux de s'y pencher. Je proposerais de réaliser un travail de formalisation de cette démarche. Il faudrait voir si on laisse une totale liberté à l'utilisateur ou si on impose un indicateur par dimension (ou niveau juste en-dessous). L'étape suivante consisterait à évaluer les différences entre les différentes démarches, ceci à partir de cas concrets,

Une autre approche que j'ai envisagée est de passer d'une approche DEXi qualitative à une autre méthode d'agrégation comme par exemple les arbres décision associant des sous-ensembles flous, comme cela a été entrepris pour la durabilité globale par Phillis et Andriantiatsaholiniaina (2001). Nous avons déjà entrepris dans le passé une première étude sommaire (cf. 2^{ème} partie chapitre 4.5 Bockstaller et Girardin, 2002), (*C-ACT17*). Avant toute décision, j'envisage aussi de revisiter une autre méthode d'agrégation qui est la méthode SIRIS (Vaillant et al., 1995) plébiscitée par Aurousseau (2004) par rapport aux arbres de décision. Une idée dont j'aimerais explorer la faisabilité serait de combiner les deux pour exploiter les avantages de l'une et l'autre.

Tableau 38 – Exemples de type de règles de décision pour un cas d'école avec 2 facteurs (Fact. A et Fact. B) à trois modalités (M= mauvais, m = moyen B= bon)

		Type de règles de décision et valeurs de conclusion			
		Max des 2	Min des 2	100 % Fact. A	100 % Fact A quand A défavorable
Fact. A	Fact. B				
M	M	M	M	M	M
M	m	m	M	M	M
M	B	B	M	M	M
m	M	m	M	m	M
m	m	m	m	m	m
m	B	B	m	m	B
B	M	B	M	B	m
B	m	B	m	B	B
B	B	B	B	B	B

3.3.2.2. Comparaison INDIGO® – Analyse de cycle de vie

En parallèle aux travaux de l'équipe sur la méthode reposant sur des indicateurs, d'autres équipes se sont engagées dans une approche qu'on différencie souvent de la démarche « indicateurs », en l'occurrence l'analyse de cycle de vie (ACV). Ceci s'explique par une spécificité forte de l'ACV qui nous vient de l'industrie et qui repose sur une démarche originale, rigoureuse et aujourd'hui normalisée. Elle occupe toute une communauté scientifique comme en témoigne l'existence de journaux qui lui sont dédiés. Cependant fondamentalement, l'ACV aboutit à des calculs d'indicateurs d'impacts, comme en témoigne la revue de van der Werf et Petit (2002) qui incluent des méthodes basées sur des « indicateurs » et des méthodes reposant sur l'ACV.

Dans un projet antérieur, j'avais mené un travail de comparaison d'INDIGO® avec une méthode reposant l'ACV, SALCA développée à l'ART de Zurich (cf. cf. 2^{ème} partie chapitre 5.4, Bockstaller et al., 2006 ; Bockstaller et al., 2009), (R11, ACL16). Ce travail avec une finalité orientée plutôt vers l'application portait sur une comparaison globale des deux méthodes et des recommandations qui en découlaient. Cependant, dans le cadre de projet scientifique comme le projet ANR Systerra Advherb ou encore les travaux dans le réseau Protection Intégrée des Cultures (PIC) de l'INRA, il me semble aussi nécessaire d'acquérir des connaissances sur les hypothèses, méthodes de calculs, les performances des indicateurs des deux méthodes en vue de l'interprétation des résultats. Il s'agira surtout de se focaliser sur des thématiques communes, comme pour les émissions NO₃, NH₃, N₂O, les impacts liés à l'utilisation des pesticides, la consommation énergétique etc.

Par ailleurs comme son nom l'indique, l'ACV prend en compte les effets « amont » et « aval » ce qui n'est pas le cas pour les méthodes « indicateurs » si ce n'est pour l'énergie dans la prise en compte des consommations d'énergie indirecte (Bockstaller et al., 2008), (ACL11). Cette approche systémique me paraît indispensable dès lors qu'on veut comparer des systèmes de production totalement différents (ex : biocarburant et production de carburant à partir du pétrole). Cependant dans un cadre plus homogène tel le contexte d'Advherb, qui étudie différents systèmes de culture, il serait intéressant de vérifier si toute la prise en compte de l'analyse de cycle de vie est nécessaire.

J'avais planifié dans un premier temps ce travail dans le cadre du projet Advherb pour 2011 sous forme d'un stage de master 2. Mais des problèmes d'accessibilité aux données de

l'essai PIC en raison d'un blocage du partenaire suisse dépositaire de la méthode SALCA m'a retardé. J'ai pu remettre cette thématique sur la table dans le cadre du groupe projet « évaluation multicritère » dont l'animation m'a été confiée début 2012 par le GIS Grandes Cultures HP2E. Ce groupe doit faire des propositions de projet pour 2013.

3.4. Un projet futur : vers une évaluation intégrée des impacts environnementaux de systèmes viticoles innovants – la parcelle viticole, un système intéressant pour la biodiversité ?

En plus de ces travaux pour la plupart déjà programmés et qui s'inscrivent dans la suite du bilan, nous avons prévu, dans les années à venir, d'ouvrir un nouveau projet qui s'inscrit dans le contexte du centre de recherche INRA de Colmar. En effet, le projet phare de l'autre UMR du centre de Colmar, Santé de la Vigne et Qualité du Vin (SVQV) est de développer des variétés résistantes aux maladies fongiques, mildiou et oïdium qui nécessitent la majorité des traitements fongicides de cette culture.

La question posée à l'équipe AD par la présidence du centre de Colmar est la suivante ; quelle réduction d'impacts liée à la réduction de l'utilisation de fongicides peut-on espérer avec l'introduction dans les systèmes viticoles de telles variétés innovantes ?

Plusieurs constats s'imposent :

- Dans la perspective de l'agriculture durable, il nous semble important de ne pas se limiter à un seul impact, telle la qualité de l'eau, ni à la question de l'effet d'une pratique. Une approche de type système de culture, telle que nous l'avons pratiquée sur maïs (cf. 2^{ème} partie chapitre 6) nous semble indispensable.
- Il s'agit en premier lieu d'un travail expérimental pluriannuel qui comprendra un temps de mise en place, ce qui peut laisser le temps à l'achèvement de certaines parties du projet de recherche tel qu'il a été présenté dans les parties précédentes.
- On parlera de démarche intégrée en raison d'une évaluation d'un ensemble d'impacts en interaction mais aussi par une approche qui combinera dans un second temps, l'expérimentation avec un travail de modélisation pour extrapoler à une échelle supérieure, et pour passer à une évaluation des impacts au sens de l'analyse de cycle de vie.
- Du point de vue pratique, la taille de l'équipe AD, du moins sur sa partie colmarienne et le projet de recherche proposé ne permettent pas une prise en charge d'un tel travail qui se veut donc assez large. L'idée est donc de rassembler et d'animer le travail d'un certain nombre de partenaires, notamment sur le Biopole de Colmar, pour traiter des différents aspects de cette question. L'idée est aussi de proposer un projet structurant autour des recherches en environnement sur la place colmarienne.
- Ce travail pourra s'inscrire dans un réseau de collaboration avec d'autres équipes INRA notamment (ex : G. Gary UMR System Montpellier, Laurent Delière UMR Santé et Agroécologie du Vignoble (SAVE)), voire international par la suite.

La Figure 59 donne une vue d'ensemble des premières idées que j'ai émises sur le dispositif. Derrière les différents sujets abordés, un certain nombre de partenaires, notamment du Biopole, ont déjà été identifiés, dont naturellement l'UMR SVQV et l'Unité Expérimentale de l'INRA de Colmar, ou encore l'ARAA pour les questions de qualité de l'eau.

L'objectif premier d'un tel dispositif sera de quantifier un ensemble d'impacts, données qui fourniront dans un second temps des données pour :

- revoir la méthode INDIGO[®] en vigne (Thiollet, 2003), pour lesquelles de telles données manquaient,

- arriver à une évaluation globale des impacts au sens de l'analyse de cycle de vie.
- nourrir un modèle à l'échelle territoriale pour réaliser des simulations en termes de scénarios d'introduction d'innovation, i.e. pour répondre à des questions du type : « quels impacts pour tant et tant de surfaces avec des vignes résistantes et pour quelles localisation ?

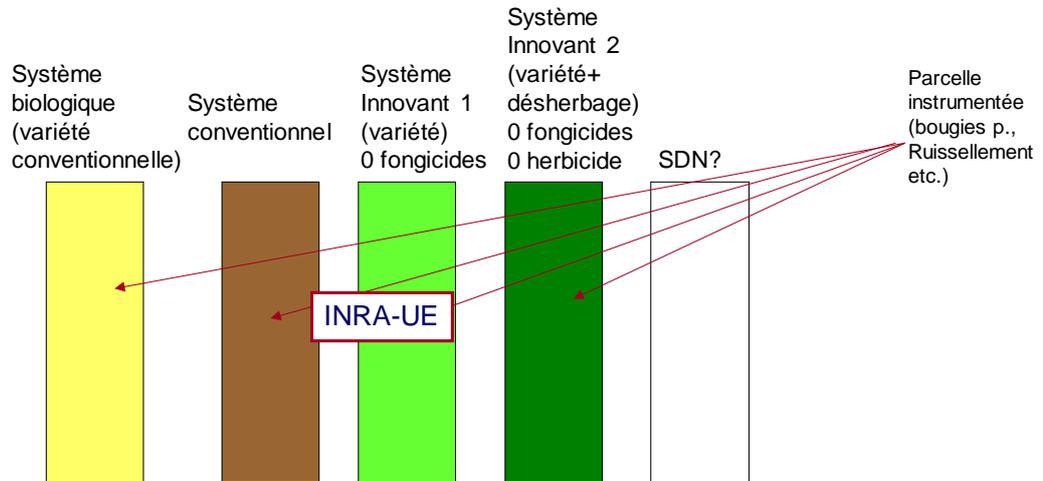
J'ai proposé cette réflexion au groupe technique « AgroEnvironnement » du Biopôle de Colmar depuis début 2011 et au Conseil de Centre.

Entre temps, le Département Environnement et Agronomie a donné un avis défavorable à ce que je prenne en charge l'animation de ce projet considérant que mon engagement était déjà trop important sur les autres projets et que l'équipe n'avait pas vocation à devenir une équipe vigne. Mais le retour de Marie Thiollet-Scholtus au sein de l'équipe en mobilité géographique m'a permis de déléguer l'animation du projet. Nous avons monté ensemble un premier projet auquel le chef de l'UE de Colmar Lionel Ley a aussi fortement contribué. Ce projet a été accepté à l'appel d'offre Ecophyto Expé du printemps 2012 et nous ouvre un financement de plus 100 k € par an pour 6 ans ce qui n'est pas négligeable et qui doit être complété par un financement régional.

Cependant le Département a reçu favorablement mon argument que la parcelle viticole pouvait constituer un système très intéressant pour l'étude de la biodiversité car elle présente dans de nombreux cas une forte hétérogénéité. En effet, ce type de parcelle peut présenter des interrangs fortement perturbés et des interrangs enherbés ayant donc en son sein des zones proches des grandes cultures et de la prairie (temporaire). Ceci mérite d'être étudié et pourrait venir élargir la gamme de variation des systèmes étudiés au sein de l'équipe, ce qui sera profitable pour l'acquisition des connaissances. J'ai donc mis une stagiaire en master en 2012 suite à un travail de M1 en 2011 sur l'étude de l'hétérogénéité intraparcellaire de la flore adventice des vignes. Une idée future serait de voir comment dans ces rangs enherbés, il ne serait pas possible de réintroduire des semis de mélange complexe à l'instar de ce qui se fait pour les bandes fleuries.

Premiers concepts

Dispositif



Résultats attendus

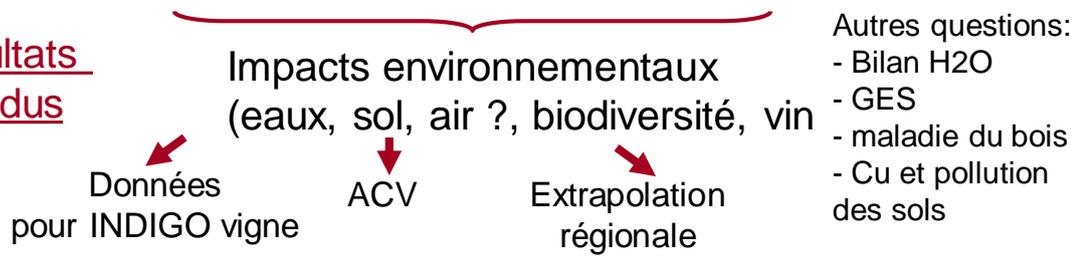


Figure 59 – Premiers concepts d’un essai « système innovant viticole »

4. Conclusions générales

Ce projet de recherche me conduira à m'engager dans un nouveau « territoire scientifique », (une nouvelle jungle ?) de la biodiversité, ce qui m'a conduit à m'attarder un long moment sur l'état de l'art sur le sujet, assez nouveau pour moi. J'avais mené auparavant une veille scientifique à la « marge », notamment sur le sujet des structures agroécologique mais passant à côté dans la littérature agronomique que j'ai surtout visitée, les fondements de l'écologie si ce n'est quelques rares incursions (ex : Holdgate, 1996 ; Huston, 1997). A la suite de ce travail j'ai donc présenté un projet de recherche s'intégrant dans les projets de l'équipe Agriculture Durable sur le quadriennal 2009-2012 et quinquennal 2013-2017, comprenant :

- le développement d'indicateurs de biodiversité selon la philosophie de la méthode INDIGO[®], en prenant une voie peu traitée par les écologues, celle d'indicateurs prédictifs prenant en compte l'effet des pratiques agricoles de manière fine. Dans ce travail, j'ai prévu, et le travail a commencé, d'aller jusqu'à une évaluation d'un service écosystémique qu'est la pollinisation.
- Un travail d'acquisition de connaissance sur la thématique des bordures de champ, qui permettra d'acquérir des données pour la construction et la validation des indicateurs. Sur le plan organisationnel de l'équipe, j'ai aussi noté le besoin de travail expérimental pour fédérer l'équipe technique, ce qui a manqué dans les années 90 quand nous nous sommes centrés sur le nouveau sujet des indicateurs. En tant que responsable de l'équipe AD, ces considérations entrent aussi en jeu dans les orientations scientifiques.
- Enfin un troisième axe consacré à l'amélioration des indicateurs de la méthode INDIGO[®] pour lequel les idées ne manquent pas. Ce travail se fera notamment au travers de collaborations. Celle que j'ai engagée avec mon ancien employeur, l'ARAA va y contribuer sur le sujet important du ruissellement et de l'érosion. Ce travail sur le développement des indicateurs sera accompagné d'une poursuite de réflexions méthodologiques, comme celle entre INDIGO[®] et l'analyse de cycle de vie.

Enfin j'ai ajouté un quatrième « pilier », ce qui, je l'espère, fera du projet de l'équipe à Colmar un édifice plus solide en posant les bases d'un projet sur les systèmes viticoles innovants. En même temps, par rapport à la thématique principale de l'équipe, et avec un regard d'« écologue en herbe » qui commence un peu à s'aiguiser dans ce nouveau paysage scientifique, j'ai fait le constat que la vigne peut être un sujet d'étude très intéressant bien que moins étudié, avec son alternance de milieu très perturbé (les rangs et interrangs travaillés) et des milieu peu perturbé (interrangs enherbés). Il y a là des pistes à creuser sur l'étude de processus écologiques mais cela reste de la prospective. Cela pourrait constituer un contexte d'étude de synthèse entre les deux pôles de l'équipe, les grandes cultures et les prairies, du point de vue des niveaux de perturbation, comme le système parcelle cultivée – bande fleurie avec cependant un enchevêtrement plus grand des deux zones.

Références citées dans le document

- Aavik T., Liira J., 2010. Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 135, 178-186.
- Abadie J. C., Andrade C., Machon N., Porcher E., 2008. On the use of parataxonomy in biodiversity monitoring: a case study on wild flora. *Biodiversity and Conservation*, 17, 3485-3500.
- Addiscott T., Smith J., Bradbury N., 1995. Critical evaluation of models and their parameters. *Journal of Environmental Quality*, 24, 803-807.
- Addiscott T., Wagenet R. J., 1985. Concept of solute leaching in soil: a review of modelling approaches. *Journal of Soil Science*, 36, 411-424.
- Aizen M. A., Garibaldi L. A., Cunningham S. A., Klein A. M., 2009. How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103, 1579-1588.
- Altieri M. A., 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93, 1-24.
- Ambroise B., 1999. La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant, H.G.A., Bucarest, 200 p.
- Amiaud B., Pervanchon F., Plantureux S., 2005. An expert model for predicting species richness in grasslands: Flora-predict. In R. Lillak, R. Viiralt, A. Linke, and V. Geherman, (Eds.), 13th International Occasional Symposium of the European-Grassland-Federation. Tartu (Estonia), Aug 29-31, p. 103-106.
- Andersen E., Baruth B., Elbersen B. S., Hazeu G. W., Janssen S., Staritsky I., Terluin I. J., Diepen C. A. V., Verhoog D., Van Diepen C. A., 2009. Integrating farming system, environmental and socio-economic data: the SEAMLESS database, Proceedings of the Conference on integrated assessment of agriculture and sustainable development: Setting the Agenda for Science and Policy, p. 350-351.
- Andrén H., 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat - a Review. *Oikos*, 71, 355-366.
- Andreoli M., Rossi R., Tellarini V., 1999. Farm sustainability assessment: some procedural issues. *Landscape and Urban Planning*, 46, 41-50.
- Andresen L. C., Nothlev J., Kristensen K., Navntoft S., Johnsen I., 2012. The wild flora biodiversity in pesticide free bufferzones along old hedgerows. *Journal of Environmental Biology*, 33, 565-572.
- Angus A. J., Hodge I. D., McNally S., Sutton M. A., 2003. The setting of standards for agricultural nitrogen emissions: a case study of the Delphi technique. *Journal of Environmental Management*, 69, 323-337.
- Anonymous, 2011. Un outil de diagnostic de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité : Outil « IBEA » : Impact des pratiques agricoles sur la Biodiversité des Exploitations Agricoles, Paris, FNE, INRA, MNHN, (in revision) 105 p.
- Appel T., Schmücker M., Schultheiss U., 1994. Möglichkeiten und Grenzen schlagbezogener N-Bilanzen zur Reduzierung der Nitratbelastung in Wasserschutzgebieten. *VDLUFA-Schriftenreihe*, 37, 137-140.
- Aprona, 2005. Inventaire 2003 de la qualité des eaux souterraines dans la vallée du Rhin supérieur, Strasbourg, Région Alsace, 22 p.
- Arondel C., Girardin P., 2000. Sorting cropping systems on the basis of their impact on groundwater quality. *European Journal of Operational Research*, 127, 476-482.
- Asteraki E. J., Hart C. B., Ings T. C., Manley W. J., 2004. Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 102, 219-231.
- Attoumani A., 2008. Les usages des méthodes d'évaluation agri-environnementale. Contribution à l'élaboration d'un guide pour le choix de ces méthodes: Mémoire de fin d'études, AgroCampus Rennes, Lasalle Beauvais, 132 p.
- Aurousseau P., 2004. Agrégation des paramètres et bases mathématiques de combinatoire de facteurs de risque. In E. Barriuso, (Ed.), Estimation des risques environnementaux des pesticides: un point sur: Paris, INRA Editions, p. 58-74.
- Babuška R., Verbruggen H., 2003. Neuro-fuzzy methods for nonlinear system identification. *Annual Reviews in Control*, 27, 73-85.
- Baecher V., 2009. Etude la dynamique des bandes fleuries: Mémoire Master FAGE, ENSAIA - Nancy-Universités, Nancy, 37 p.
- Balvanera P., Pfisterer A. B., Buchmann N., He J. S., Nakashizuka T., Raffaelli D., Schmid B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9, 1146-1156.
- Barbault R., Lifran R., Doussan I., Trommetter M., 2008. Chapitre liminaire. Agriculture et Biodiversité : comment appréhender leurs relations et organiser un bilan des connaissances ? . In X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.-P. Sarthou, and Trommetter M., (Eds.), Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies, Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), p. 1-58.
- Bare J. C., Gloria T. P., 2006. Critical analysis of the mathematical relationships and comprehensiveness of life cycle impact assessment approaches. *Environmental Science & Technology*, 40, 1104-1113.

- Bass B., Hansell R., Choi J., 1998. Towards a simple indicator of biodiversity. *Environmental Monitoring and Assessment*, 49, 337-347.
- Basset-Mens C., Werf H. M. G. V. D., Durand P., Leterme P., 2006. Implications of uncertainty and variability in the life cycle assessment of pig production systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11, 298-304.
- Baudry J., Bunce R. G. H., Burel F., 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, 60, 7-22.
- Beaudoin N., Saad J. K., Van Laethem C., Machet J. M., Maucorps J., Mary B., 2005. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 111, 292-310.
- Bechini L., Castoldi N., Stein A., 2011. Sensitivity to information upscaling of agro-ecological assessments: Application to soil organic carbon management. *Agricultural Systems*, 104, 480-490.
- Beisel J. N., Moreteau J. C., 1997. A simple formula for calculating the lower limit of Shannon's diversity index : *Ecological Modelling*, 99, 289-292.
- Bellocchi G., Rivington M., Donatelli M., Matthews K., 2010. Validation of biophysical models: issues and methodologies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 109-130.
- Benton T. G., Vickery J. A., Wilson J. D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 182-188.
- Bergez J. E., Carpani M., Monod H., Angevin F., Colomb B., Faivre R., 2010. Sensitivity analysis of DEXi type models applied to design cropping systems. In J. Wery, I. Shili-Touzy, and A. Perrin, (Eds.), *Agro 2010 the XIth ESA Congress*. Montpellier (France), August 29th - September 3rd 2010, Agropolis International Editions, p. 807-808.
- Berthiaume P., Ravel A., Michel P., Brazeau S., Bigras-Poulin M., 2010. Parametric sensitivity analysis of agroenvironmental indicators of the hygienic pressure from Livestock production on population Health. *Biosystems Engineering*, 105, 71-81.
- Bianchi F., Booij C. J. H., Tschamntke T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273, 1715-1727.
- Biesmeijer J. C., Roberts S. P. M., Reemer M., Ohlemuller R., Edwards M., Peeters T., Schaffers A. P., Potts S. G., Kleukers R., Thomas C. D., Settele J., Kunin W. E., 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313, 351-354.
- Billeter R., Liira J., Bailey D., Bugter R., Arens P., Augenstein I., Aviron S., Baudry J., Bukacek R., Burel F., Cerny M., De Blust G., De Cock R., Diekötter T., Dietz H., Dirksen J., Dormann C., Durka W., Frenzel M., Hamersky R., Hendrickx F., Herzog F., Klotz S., Koolstra B., Lausch A., Le Coeur D., Maelfait J. P., Opdam P., Roubalova M., Schermann A., Schermann N., Schmidt T., Schweiger O., Smulders M. J. M., Speelmans M., Simova P., Verboom J., Van Wingerden W., Zobel M., Edwards P. J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45, 141-150.
- Blandin P., 2009. De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité. *Sciences en questions*, Quae, Versailles, 124 p.
- Blazy J. M., Ozier-Lafontaine H., Dore T., Thomas A., Wery J., 2009. A methodological framework that accounts for farm diversity in the prototyping of crop management systems. Application to banana-based systems in Guadeloupe. *Agricultural Systems*, 101, 30-41.
- Boatman N., (Ed.), 1994. *Field margins: Integrating agriculture and conservation: BCPC Monograph, n°58*: Farnham (UK), The British Crop Protection Council, 403 p.
- Boatman N. D., Jones N. E., Conyers S. T., Pietravalle S., 2011. Development of plant communities on set-aside in England. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 143, 8-19.
- Bobbink R., Hornug M., Roelofs J. G. M., 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. In B. Werner, and T. Sprenger, (Eds.), *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded* ; Berlin, Umweltbundesamt (UBA), p. (Annex III 1-54).
- Bockstaller C., 2008. La construction d'indicateurs, http://www.inra.fr/les_partenariats/programmes_anr/agriculture_et_developpement_durable/evaluation_du_developpement_durable, INRA, Paris.
- Bohanec M., Messean A., Scatista S., Angevin F., Griffiths B., Krogh P. H., Znidarsic M., Dzeroski S., 2008. A qualitative multi-attribute model for economic and ecological assessment of genetically modified crops. *Ecological Modelling*, 215, 247-261.
- Bohanec M., Zupan B., Rajkovic V., 2000. Applications of qualitative multi-attribute decision models in health care. *International Journal of Medical Informatics*, 58, 191-205.
- Boiffin J., Kéli Zagbahi J., Sebillotte M., 1989. Systèmes de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais : un essai d'application du modèle de Hénin et Dupuis. In M. Sebillotte, (Ed.), *Fertilité et systèmes de production*: Paris, INRA, p. 234-258.
- Bokenstrand A., Lagerlof J., Torstensson P. R., 2004. Establishment of vegetation in broadened field boundaries in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 101, 21-29.

- Bossel H., 1999. Indicators for sustainable development: Theory, method, applications, Winnipeg, Manitoba USA, IISD International Institute of Sustainable Development, , 125 p.
- Bossel H., 2000. Policy assessment and simulation of actor orientation for sustainable development. *Ecological Economics*, 35, 337-355.
- Boughton W. C., 1989. A review of the USDA SCS Curve Number Method. *Australian Journal of Soil Research*, 27, 551-523.
- Boutin C., Jobin B., Belanger L., Choiniere L., 2001. Comparing weed composition in natural and planted hedgerows and in herbaceous field margins adjacent to crop fields. *Canadian Journal of Plant Science*, 81.
- Braband D., Geier U., Kopke U., 2003. Bio-resource evaluation within agri-environmental assessment tools in different European countries. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 423-434.
- Brentrup F., Kusters J., Kuhlmann H., Lammel J., 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology - I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20, 247-264.
- Brentrup F., Kusters J., Lammel J., Barraclough P., Kuhlmann H., 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology - II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy*, 20, 265-279.
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18, 309-332.
- Büchs W., 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators - general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 35-78.
- Büchs W., Harenberg A., Zimmermann J., 1997. The invertebrate ecology of farmland as a mirror of the intensity of the impact of man? - An approach to interpreting results of field experiments carried out in different crop management intensities of a sugar beet and oil seed rape rotation including set-aside. *Biological Agriculture and Horticulture*, 15, 83-107.
- Büchs W., Harenberg A., Zimmermann J., Weiss B., 2003. Biodiversity, the ultimate agri-environmental indicator? Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 99-123.
- Buckland S. T., Magurran A. E., Green R. E., Fewster R. M., 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360, 243-254.
- Buczko U., Kuchenbuch R. O., 2010. Environmental Indicators to Assess the Risk of Diffuse Nitrogen Losses from Agriculture. *Environmental Management*, 45, 1201-1222.
- Burel F., Baudry J., 1999. *Ecologie du paysage - Concepts, méthodes et applications*, Lavoisier, Londres, Paris, New-York, 348 p.
- Burel F., Garnier E., Amiaud B., Aulagnier S., Butet A., Chauvel B., Carré G., Cortet J., Couvet D., Joly P., Lescourret F., Plantureux S., Sarthou J.-P., Steinberg C., Tichit M., Vaissière B., Van Tuinen D., Villenave C., 2008. Chapitre 1. Les effets de l'agriculture sur la biodiversité. In X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.-P. Sarthou, and Trometter M., (Eds.), *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies, Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*, INRA (France), p. 1-139.
- Burtin M. L., 2008. Evaluation des modifications des pratiques de gestion de l'azote des agriculteurs de Sundg'eaux vives, Schiltigheim, ARAA, 64 p.
- Butler S. J., Brooks D., Feber R. E., Storkey J., Vickery J. A., Norris K., 2009. A cross-taxonomic index for quantifying the health of farmland biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1154-1162.
- Cairns J., McCormick P. V., Niederlehner B. R., 1993. A Proposed Framework for Developing Indicators of Ecosystem Health. *Hydrobiologia*, 263, 1-44.
- Cameron K. H., Leather S. R., 2012. How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundance and order richness? *Biodiversity and Conservation*, 21, 763-779.
- Canals L. M. I., Burnip G. M., Cowell S. J., 2006a. Evaluation of the environmental impacts of apple production using Life Cycle Assessment (LCA): Case study in New Zealand. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 114, 226-238.
- Canals L. M. I., Clift R., Basson L., Hansen Y., Brandao M., 2006b. Expert workshop on land use impacts in life cycle assessment (LCA). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11, 363-368.
- Cannavo P., Recous S., Parnaudeau V., Reau R., 2008. Modeling N dynamics to assess environmental impacts of cropped soils. *Advances in Agronomy*, 97, 131-174.
- Cannell R. Q., Hawes J. D., 1994. Trends in tillage practices in relation to sustainable crop production with special reference to temperate climates. *Soil and Tillage Research*, 30, 245-282.
- Cardina J., Herms C. P., Doohan D. J., 2002. Crop rotation and tillage system effects on weed seedbanks. *Weed Science*, 50, 448-460.
- Cardinale B. J., Srivastava D. S., Duffy J. E., Wright J. P., Downing A. L., Sankaran M., Jouseau C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443, 989-992.

- Cardinale B. J., Wright J. P., Cadotte M. W., Carroll I. T., Hector A., Srivastava D. S., Loreau M., Weis J. J., 2007. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 18123-18128.
- Carignan V., Villard M. A., 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 45-61.
- Carpani M., Bergez J. E., Monod H., 2012. Sensitivity analysis of a hierarchical qualitative model for sustainability assessment of cropping systems. *Environmental Modelling & Software*, 27-28, 15-22.
- Carpenter S. R., Defries R., Dietz T., Mooney H. A., Polasky S., Reid W. V., Scholes R. J., 2006. Millennium Ecosystem Assessment: Research needs. *Science*, 314, 257-258.
- Carsel R. F., Imhoff J. C., Hummel P. R., Cheplick J. M., Donigian A. S., 1998. PRZM-3, a model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones : Users Manual for Release 3.12, CEAM ; National Exposure Research Laboratory ; ORD ; U.S. EPA.
- Castoldi N., Bechini L., Stein A., 2009. Evaluation of the spatial uncertainty of agro-ecological assessments at the regional scale: The phosphorus indicator in northern Italy. *Ecological Indicators*, 9, 902-912.
- Centofanti T., Hollis J. M., Blenkinsop S., Fowler H. J., Truckell I., Dubus I. G., Reichenberger S., 2008. Development of agro-environmental scenarios to support pesticide risk assessment in Europe. *Science of the Total Environment*, 407, 574-588.
- Chémery J.-B., Boissier M., 2002. Irri-Mieux : Guide pratique pour l'évaluation d'un projet local, Paris, ANDA, 39 p.
- Chevassus-Au-Louis B., Salles J.-M., Bielsa S., Richard D., Martin G., Pujol J.-L., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique, Centre d'analyse stratégique, 376 p.
- Chikowo R., Faloya V., Petit S., Munier-Jolain N. M., 2009. Integrated Weed Management systems allow reduced reliance on herbicides and long-term weed control. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 132, 237-242.
- Clergué B., 2008. Evaluation de l'impact des pratiques agricoles sur les fonctions de la biodiversité à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux - Approche globale et développement d'un indicateur "résistance aux stress biotiques". Doctorat INPL, Institut National Polytechnique de Lorraine, UMR Nancy-Université - INRA 1121, Nancy, 175 p.
- Clergué B., Amiaud B., Pervanchon F., Lasserre-Joulin F., Plantureux S., 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 25, 1-15.
- Cloquell-Ballester V. A., Cloquell-Ballester V. A., Monterde-Diaz R., Santamarina-Siurana M. C., 2006. Indicators validation for the improvement of environmental and social impact quantitative assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 79-105.
- Colbach N., 2006. Modélisation des effets des systèmes de culture sur les bioagresseurs: Mémoire d'habilitation à diriger les recherches (HDR), Université Bourgogne, Dijon, 110 p.
- Colbach N., Lucas P., Cavalier N., Cavalier A., 1997. Influence of cropping system on sharp eyespot in winter wheat. *Crop Protection*, 16, 415-422.
- Colignon P., Francis F., Fadeur G., Haubruge E., 2004. Aménagement de la composition floristique des mélanges agri-environnementaux afin d'augmenter les populations d'insectes auxiliaires. *Parasitica*, 60, 51-66.
- Cordeau S., Petit S., Reboud X., Chauvel B., 2012. The impact of sown grass strips on the spatial distribution of weed species in adjacent boundaries and arable fields. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 155, 35-40.
- Cordeau S., Reboud X., Chauvel B., 2010. Relative importance of farming practices and landscape context on the weed flora of sown grass strips. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139, 595-602.
- Corpen, 2006. Des indicateurs AZOTE pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire, Paris, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/maquette_azote29_09.pdf, 113 p.
- Costanza R., D'age R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raski R. G., Sutton P., Van Den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Coupe R. H., Kalkhoff S. J., Capel P. D., Gregoire C., 2012. Fate and transport of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters of agricultural basins. *Pest Management Science*, 68, 16-30.
- Cox P. G., 1996. Some issues in the design of agricultural decision support systems. *Agricultural Systems*, 52, 355-381.
- Crabtree J. R., Brouwer F. M., 1999. Discussion and conclusions. In F. M. Brouwer, and J. R. Crabtree, (Eds.), *Environmental indicators and agricultural policy*: Wallingford, CAB International (UK), p. 279-285.
- R., Doré T., 2012. MASC 2.0, un outil d'évaluation multicritère pour estimer la contribution des systèmes de culture au développement durable. *Innovations Agronomiques* 20, 35-48 *Innovations Agronomiques*, 20, 35-48.
- Crist P. J., Kohley T. W., Oakleaf J., 2000. Assessing land-use impacts on biodiversity using an expert systems tool. *Landscape Ecology*, 15, 47-62.

- Critchley C. N. R., Fowbert J. A., Sherwood A. J., Pywell R. F., 2006. Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. *Biological Conservation*, 132, 1-11.
- Dabbert S., Kilian B., Sprenger S., 1999. Site-specific water quality indicators in Germany. In F. M. Brouwer, and J. R. Crabtree, (Eds.), *Environmental indicators and agricultural policy: Wallingford (UK)*, CAB International, p. 177-191.
- Dalgaard T., Hutchings N. J., Porter J. R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 100, 39-51.
- Dauber J., Hirsch M., Simmering D., Waldhardt R., Otte A., Wolters V., 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 321-329.
- Davies Z. G., Pullin A. S., 2007. Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology*, 22, 333-351.
- De Cauwer B., Reheul D., D'hooghe K., Nijs I., Milbau A., 2005. Evolution of the vegetation of mown field margins over their first 3 years. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 109, 87-96.
- De Snoo G. R., Dewit P. J., 1998. Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41, 112-118.
- De Snoo G. R., Vanderpoll R. J., 1999. Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 73, 1-6.
- Debras J. F., Senoussi R., Rieux R., Buisson E., Dutoit T., 2008. Spatial distribution of an arthropod community in a pear orchard (southern France) - Identification of a hedge effect. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 127, 166-176.
- Decourtye A., Lecompte P., Pierre J., Chauzat M. P., Thiebeau P., 2007a. Introduction de jachères florales en zones de grandes cultures : atouts pour agriculteurs et apiculteurs. *Cahiers Agricultures*, 16, 213-218.
- Decourtye A., Lecompte P., Pierre J., Chauzat M. P., Thiebeau P., 2007b. Introduction de jachères florales en zones de grandes cultures : comment mieux concilier agriculture biodiversité et apiculture. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°54, 33-56.
- F., Wolfrum S., 2009. Conceptual foundations for biodiversity indicator selection for organic and low-input farming systems. Deliverable 2.1, BIOBIO, EU 7th Framework Programme them KBBE-2008-1-2-01, contract no. 227161, <http://www.biobio-indicator.wur.nl/UK/>, 184 p.
- Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft E., 1992. Strategien zur Reduzierung standort and nutzungsbedingter Belastungen des Grundwasser mit Nitrat, Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Giessen, 40 p.
- Devillers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.-L., Soulas G., 2005. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides, Lavoisier, Londres, Paris, New-York, 278 p, 2-7430-0747-8.
- Diaz S., Fargione J., Chapin F. S., Tilman D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology*, 4, 1300-1305.
- Domange N., 2005. Etude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, Haut-Rhin): Doctorat l'Université Louis Pasteur Strasbourg I, Strasbourg, 328 p.
- Domange N., Grégoire C., Gouy V., Trémolières M., Schiavon M., 2004. Etude des transferts de produits phytosanitaires à l'échelle de la parcelle et du bassin versant viticole (Rouffach, 68)- Constitution du site, réflexion métrologique et premières mesures. XXXIV^{ème} Congrès du Groupe Français des Pesticides (GFP). Dijon, 26-28 mai 2004, CDrom, p. 8 pages.
- Donaldson J. V. G., Hutcheon J. A., Jordan V. W. L., 1994. Evaluation of energy usage for machinery operations in the development of more environmentally benign farming systems. *Aspects of Applied Biology*, 40, 87-90.
- Doré T., Makowski D., Malezieux E., Munier-Jolain N., Tchamitchian M., Tiftonell P., 2010. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34, 197-210.
- Doré T., Meynard J. M., 2006. Introduction. In T. Doré, M. Le Bail, P. Martin, B. Ney, and J. Roger-Estrade, (Eds.), *L'agronomie aujourd'hui: Versailles, Quae*, p. 33-41.
- Doucet C., Weaver S. E., Hamill A. S., Zhang J. H., 1999. Separating the effects of crop rotation from weed management on weed density and diversity. *Weed Science*, 47, 729-735.
- Douquet J. M., O'connor M., Girardin P., 1999. Validation socio-économique des Indicateurs Agro-écologiques. 97/C/62, Guyancourt, France, C3ED, Université de Versailles Saint Quentin-en-Yvelines, 73 p.
- Dubus I. G., Surdyk N., 2006. State-of-the-art review on pesticide fate models and environmental indicators. , FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-footprint.org], 39 p, Report DL#4.
- Duelli P., 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 62, 81-91.
- Duelli P., Obrist M. K., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated area. *Biodiversity and Conservation*, 7, 297-309.
- Duelli P., Obrist M. K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 87-98.

- Duelli P., Obrist M. K., Schmatz D. R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 74, 33-64.
- Eckert H., Breitschuh G., Sauerbeck D., 2000. Criteria and Standards for Sustainable Agriculture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science (Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde)*, 163, 337-351.
- Edwards C. A., 1987. The concept of integrated systems in lower input/sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*, 2, 148-152.
- Edwards P. J., Hilbeck A., 2001. Biodiversity of agroecosystems: past, present and uncertain future. In J. Nösberger, H. H. Geiger, and P. C. Struick, (Eds.), *Crop science: progress and prospects. Papers presented at the Third International Crop Science Congress, Hamburg, Germany, 17-22 August 2000: Wallingford (UK)*, New-York, CABI Publishing, p. 213-229.
- Eea, 2005. *Agriculture and environment in EU-15; the IRENA indicator report*, Copenhagen (Denemark), European Environmental Agency (EEA), 128 p.
- Eisenhauer N., Milcu A., Sabais A. C. W., Bessler H., Weigelt A., Engels C., Scheu S., 2009. Plant community impacts on the structure of earthworm communities depend on season and change with time. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 2430-2443.
- Ekholm P., Turtola E., Gronroos J., Seuri P., Ylivainio K., 2005. Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 110, 266-278.
- Ekschmitt K., Klein A., Pieper B., Wolters V., 2001. Biodiversity and functioning of ecological communities - why is diversity important in some cases and unimportant in others? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164, 239-246.
- El Titi A., Boller E. F., Gendrier J. P., 1993. Integrated production. Principles and technical guidelines. *IOBC/WPRS Bulletin*, 16, 13-38.
- Enea M., Salemi G., 2001. Fuzzy approach to the environmental impact evaluation. *Ecological Modelling*, 136, 131-147.
- Escoffier I., Figarol M., 2001. Maïs : désherber sans atrazine. *La France Agricole*, n°2013 30 novembre 2001, 61-65.
- Evenson R. E., Gollin D., 2003. Assessing the impact of the Green Revolution, 1960 to 2000. *Science*, 300, 758-762.
- Wolf J., 2009. A methodology for integrated assessment of policy impacts in agriculture. *Environmental Science and Policy*, 12, 546-561.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Faivre R., Leenhardt D., Voltz M., Benoit M., Papy F., Dedieu G., Wallach D., 2004. Spatialising crop models. *Agronomie*, 24, 205-217.
- Feber R. E., Smith H., Macdonald D. W., 1996. The effects on butterfly abundance of the management of uncropped edges of arable fields. *Journal of Applied Ecology*, 33, 1191-1205.
- Ferron P., 1999. Protection intégrée des cultures : évolution du concept et de son application. *Cahiers Agricultures*, 8, 389-396.
- Fisher W. S., 1998. Development and validation of ecological indicators: An ORD approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 51, 23-28.
- Flaitz V., 2003. Contribution à la mise au point d'un indicateur "travail du sol". Elaboration des modules d'évaluation "structure du sol" et "ruissellement", Gradignan, ENITA Bordeaux, 73 p.
- Flohre A., Rudnick M., Traser G., Tscharnke T., Eggers T., 2011. Does soil biota benefit from organic farming in complex vs. simple landscapes? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141, 210-214.
- Foltz J. C., Lee J. G., Martin M. A., Preckel P. V., 1995. Multiattribute assessment of alternative cropping systems. *American Journal of Agricultural Economics*, 77, 408-420.
- Fontaine C., Dajoz I., Meriguet J., Loreau M., 2006. Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *Plos Biology*, 4, 129-135.
- Frampton G. K., Çilgi T., 1996. How do arable rotations influence pesticide side-effects on arthropods. *Aspects of Applied Biology*, 47, 127-135.
- Frank T., Aeschbacher S., Zaller J. G., 2012. Habitat age affects beetle diversity in wildflower areas. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 152, 21-26.
- Fraser E. D. G., Dougill A. J., Mabee W. E., Reed M., Mcalpine P., 2006. Bottom up and top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management*, 78, 114-127.
- Freyer B., Reisner Y., Zuberbuhler D., 2000. Potential impact model to assess agricultural pressure to landscape ecological functions. *Ecological Modelling*, 130, 121-129.
- Fried G., Norton L. R., Reboud X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 128, 68-76.

- Fried G., Petit S., Dessaint F., Reboud X., 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? *Biological Conservation*, 142, 238-243.
- Gadom S., Terzo M., Rasmont P., 2007. Jachères apicoles et jachères fleuries : la biodiversité au menu de quelles abeilles. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°54, 57-63.
- Galan M. B., Peschard D., Boizard H., 2007. ISO 14 001 at the farm level: Analysis of five methods for evaluating the environmental impact of agricultural practices *Journal of Environmental Management*, 82, 341-352.
- Gallai N., Salles J. M., Settele J., Vaissiere B. E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810-821.
- Garnier E., Navas M. L., 2012. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. *A review. Agronomy for Sustainable Development*, 32, 365-399.
- Garratt M. P. D., Wright D. J., Leather S. R., 2011. The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141, 261-270.
- Gaujour E., Amiaud B., Mignolet C., Plantureux S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. *A review. Agronomy for Sustainable Development*, 32, 133-160.
- Gebauer J., Bäuerle A. S., 2000. Betriebliche Umweltinformationstechniken für die Landwirtschaft. *Berichte über Landwirtschaft*, 78, 354-392.
- Geniaux G., Bellon S., Deverre C., Powell B., 2009. Sustainable Development Indicator Frameworks and Initiatives. Report no. 49, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 150 p, ISBN no. 978-90-8585-592-7
- Geoghegan J., Wainger L. A., Bockstael N. E., 1997. Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS. *Ecological Economics*, 23, 251-264.
- Giampietro M., Pastore G., 2000. Multidimensional approaches to assess and evaluate sustainability in agriculture. In M. Härdtlein, M. Kaltschmitt, I. Lewandowski, and H. Wurl, (Eds.), *Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaft: Initiativen zum Umweltschutz*, 15: Stuttgart, Erich Schmidt Verlag, p. 263-286.
- Girardin P., Guichard L., 2004. Un outil pour les gestionnaires : Utiliser un tableau de bord pour évaluer et suivre une charte ou un programme d'actions. *Travaux et Innovations*, n°112, 20-24.
- Girardin P., Spiertz J. H. J., 1993. Integrated agriculture in Western Europe : Researchers' experience and limitations. *Journal of Sustainable Agriculture*, 3, 155-170.
- Glendining M. J., Dailey A. G., Williams A. G., Van Evert F. K., Goulding K. W. T., Whitmore A. P., 2009. Is it possible to increase the sustainability of arable and ruminant agriculture by reducing inputs? *Agricultural Systems*, 99, 117-125.
- Gobbi M., Fontaneto D., 2008. Biodiversity of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) in different habitats of the Italian Po lowland. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 127, 273-276.
- Godinez-Alvarez H., Herrick J. E., Mattocks M., Toledo D., Van Zee J., 2009. Comparison of three vegetation monitoring methods: Their relative utility for ecological assessment and monitoring. *Ecological Indicators*, 9, 1001-1008.
- Goffart A., 2010. Mise au point de l'indice composition dans le cadre de l'indicateur phytoplancton : les indices de composition phytoplanctonique en eaux côtières - synthèse bibliographique
Convention ONEMA-IFREMER 36 p,
http://www.stareso.ulg.ac.be/Stareso/DCE_indice_composition_Phyto_files/AGoffart_Biblio_indic_composition_2010.pdf.
- Gontier M., Balfors B., Mortberg U., 2006. Biodiversity in environmental assessment - current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 268-286.
- Gras R., Benoit M., Deffontaine J. P., Duru M., Lafarge M., Langlet A., Osty P. L., 1989. Le fait technique en agronomie. *Activité agricole, concepts et méthodes d'étude*, Institut National de la Recherche Agronomique, L'Hamarttan., Paris, France, 184 p,
- Gourrat M., 2012. Valorisation des enquêtes agronomiques du RMQS, InfoSol, INRA Orléans, 49 p.
- Griffith P., 2004. Construction d'un tableau de bord arbo-environnemental à partir de la méthode INDIGO®, Colmar, UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Nancy -Colmar, ARAA, 127 p.
- Griffon M., 1999. Développement durable et agriculture : la révolution doublement verte. *Cahiers Agricultures*, 8, 259-267.
- Griffon M., 2007. Pour des agricultures écologiquement intensives. Les défis de l'agriculture au XXIe siècle. *Leçons inaugurales du Groupe ESA*, Angers, Groupe ESA Angers (France).
- Gudmundsson H., 2003. The policy use of environmental indicators - learning from evaluation research. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*, 2, 1-11.
- Guenser J., 2008. Test d'une méthode simplifiée d'évaluation de la biodiversité des arthropodes dans les parcelles viticoles à l'échelle du paysage: Mémoire master, ENSAT, Toulouse, 53 p.

- Guillaumin A., Hopquin J. F., Desvignes P., Vinatier J. M., 2007. OTPA: Des indicateurs pour caractériser la participation des exploitations agricoles d'un territoire au développement durable. 1ère partie: recommandation pour la mise en oeuvre, Projet CASDAR OTPA, 32 p.
- Guisan A., Zimmermann N. E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.
- Gustafson E. J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, 1, 143-156.
- Haas G., Wetterich F., Kopke U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 83, 43-53.
- Halberg N., Van Der Werf H. M. G., Basset-Mens C., Dalgaard R., De Boer I. J. M., 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science*, 96, 33-50.
- Häni F., 1993. Weiterentwicklung umweltschonender Bewirtschaftungssysteme - Projekt "dritter Weg". *Recherche agronomique en Suisse*, 32, 341-364.
- Hansen J. W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems*, 50, 117-143.
- Harrison S. R., 1990. Regression of a model on real-system output: an invalid test of model validity. *Agricultural Systems*, 34, 183-190.
- Harvey J. A., Van Der Putten W. H., Turin H., Wagenaar R., Bezemer T. M., 2008. Effects of changes in plant species richness and community traits on carabid assemblages and feeding guilds. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 127, 100-106.
- Heink U., Kowarik I., 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10, 584-593.
- Heino J., 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*, 10, 112-117.
- Hennebert P., Pottecher G., Genet J. L., Groff H., 2007. Protection des eaux de surface contre les transferts de produits phytosanitaires : résultats du projet SWAP-CPP partie vigne France. Colloque du projet LIFE SWAP-CPP "protection des eaux de surface contre les transferts diffus de produits phytosanitaires " Paris 15-16 novembre 2007.
- Hertwich E. G., Hammitt J., 2001. A decision-analytic framework for impact assessment. Part 2: Midpoints, endpoints, and criteria for method development. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6, 5-12.
- Hertwich E. G., Pease W. S., Koshland C. P., 1997. Evaluating the environmental impact of products and production processes: A comparison of six methods. *The Science of the Total Environment*, 196, 13-29.
- Herva M., Garcia-Dieguez C., Franco-Uria A., Roca E., 2012. New insights on ecological footprinting as environmental indicator for production processes. *Ecological Indicators*, 16, 84-90.
- Herzog F., Steiner B., Bailey D., Baudry J., Billeter R., Bukacek R., De Blust G., De Cock R., Dirksen J., Dormann C. F., De Filippi R., Frossard E., Liira J., Schmidt T., Stockli R., Thenail C., Van Wingerden W., Bugter R., 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy*, 24, 165-181.
- Herzon I., Helenius J., 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation*, 141, 1171-1183.
- Hochman Z., Carberry P. S., Mccown R. L., Dalgliesh N. P., Foale M. A., Brennan L. E., 2001. APSIM in the marketplace: a tale of kitchen tables, boardrooms and courtrooms. *Acta Horticulturae*, 566, 21-33.
- Holdgate M., 1996. The ecological significance of biological diversity. *Ambio*, 25, 409-416.
- Hole D. G., Perkins A. J., Wilson J. D., Alexander I. H., Grice F., Evans A. D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122, 113-130.
- Holland J., 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 103, 1-25.
- Holland J. M., Drysdale A., Hewitt M. V., Turley D., 1996. The LINK IFS project - the effect of crop rotations and cropping systems on Carabidae. *Aspects of Applied Biology*, 47, 119-126.
- Holland J. M., Frampton G. K., Çilgi T., Wratten S. D., 1994. Arable acronyms analysed - a review of integrated arable farming systems research in Western Europe. *Annals of Applied Biology*, 125, 399-438.
- Holland J. M., Oaten H., Moreby S., Birkett T., Simper J., Southway S., Smith B. M., 2012. Agri-environment scheme enhancing ecosystem services: A demonstration of improved biological control in cereal crops. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 155, 147-152.
- Holland J. M., Thomas S. R., 1997. Assessing the role of beneficial invertebrates in conventional and integrated farming systems during an outbreak of *Sitobion avenae*. *Biological Agriculture and Horticulture*, 15, 73-82.
- Hülsbergen K. J., 2003. Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. *Berichte aus der Agrarwissenschaft*, Shaker Verlag (Halle, Univ., Habil.-Schr., 2002), Aachen, 292 p, 3-8322-1464-X.

- Huston M. A., 1997. Hidden treatments in ecological experiments: Re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*, 110, 449-460.
- Hyvönen T., Huusela-Veistola E., 2008. Arable weeds as indicators of agricultural intensity - A case study from Finland. *Biological Conservation*, 141, 2857-2864.
- Irc, Agpm, 2000. Colloques au champ : L'innovation au service de l'irrigation. Recueil de posters. *Optim'eau* 2000, p. 153.
- Iucn, 2008. Table 1: Numbers of threatened species by major groups of organisms (1996–2008) <http://www.iucnredlist.org>.
- Jackson L. E., Pascual U., Hodgkin T., 2007. Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 121, 196-210.
- Jaeger J. A. G., 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115-130.
- Jarvis N. J., 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science*, 58, 523-546.
- Jaster K., Filler G., 1995. Grosse Schläge sind nicht alles. *DLG-Mitteilungen*, 48-49.
- Jeanneret P., Baumgartner D., Freiermuth R., Gaillard G., 2006. Méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité dans les bilans écologiques. *Salca bd*, Zurich, Agroscope FAL Reckenholz, 67 p.
- Jones R. L., Mangels G., 2002. Review of the validation of models used in federal insecticide, fungicide, and rodenticide act environmental exposure assessments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 1535-1544. Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2, 42 p.
- Jost L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375.
- Kadoya T., Washitani I., 2011. The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140, 20-26.
- Kallimanis A. S., Mazaris A. D., Tsakanikas D., Dimopoulos P., Pantis J. D., Sgardelis S. P., 2012. Efficient biodiversity monitoring: Which taxonomic level to study? *Ecological Indicators*, 15, 100-104.
- Kardol P., Van Der Wal A., Bezemer T. M., De Boer W., Duyts H., Holtkamp R., Van Der Putten W. H., 2008. Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: Seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation*, 141, 2208-2217.
- Keating B. A., Carberry P. S., Hammer G. L., Probert M. E., Robertson M. J., Holzworth D., Huth N. I., Hargreaves J. N. G., Meinke H., Hochman Z., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *European Journal of Agronomy*, 18, 267-288.
- Keichinger O., 2001. Evaluation de l'impact des pratiques agricoles d'exploitations de grandes cultures sur la valeur cynégétique à l'aide d'indicateurs agro-écologiques: Doctorat, INPL-ENSAIA, Nancy, 163 p.
- Keichinger O., 2006. Construction des indicateurs de la méthode INDIGO® pour les cultures légumières de plein champ, Colmar, UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Nancy -Colmar, ARAA, 77 p.
- Kent R., Carmel Y., 2011. Evaluation of five clustering algorithms for biodiversity surrogates. *Ecological Indicators*, 11, 896-901.
- Kirchmann H., Thorvaldsson G., 2000. Challenging targets for future agriculture. *European Journal of Agronomy*, 12, 145-161.
- Kirchner J. W., Hooper R. P., Kendall C., Neal C., Leavesley G., 1996. Testing and validating environmental models. *The Science of the Total Environment*, 183, 33-47.
- st T. M., Yela J. L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9, 243-254.
- Kleijn D., Joenje W., Lecoeur D., Marshall E. J. P., 1998. Similarities in vegetation development of newly established herbaceous strips along contrasting European field boundaries. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 68, 13-26.
- Koch R. L., Hutchison W. D., Venette R. C., Heimpel G. E., 2003. Susceptibility of immature monarch butterfly, *Danaus plexippus* (Lepidoptera : Nymphalidae : Danainae), to predation by *Harmonia axyridis* (Coleoptera : Coccinellidae). *Biological Control*, 28, 265-270.
- Koller R., Burtin M.-L., Juncker-Schwing F., Nussbaumer H., 2000. Optimisation des cultures intermédiaires. Rapport de synthèse du projet A1.2, Colmar, ITADA, 82 p.
- Koller R., Party J. P., 1994. Guide des sols d'Alsace, petite région Plaine Centre-Alsace : un guide pour l'identification des sols, Chambre Régionale d'Agriculture "Alsace", Association pour la Relance Agronomique en Alsace, Strasbourg, 145 p.
- Konikow L. F., Bredehoeft J. D., 1992. Groundwater models cannot be validated. *Advances in Water Resources*, 15, 75-83.
- Kovacs-Hostyanszki A., Korosi A., Orci K. M., Batary P., Baldi A., 2011. Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141, 296-301.

- Lacousmes P., 2005. Le développement durable : une "illusion motrice", Le développement durable. Les termes du débat: Paris, Armand Colin, p. 95-107.
- Lamb E. G., Bayne E., Holloway G., Schieck J., Boutin S., Herbers J., Haughland D. L., 2009. Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others? *Ecological Indicators*, 9, 432-444.
- Lançon J., Reau R., Cariolle M., Munier-Jolain N., Omon B., Petit M.-S., Viaux P., Wery J., 2008. Elaboration à dire d'experts de systèmes de culture innovants. In R. Reau, and T. Doré, (Eds.), *Systèmes de culture innovants et durables: quelles méthodes pour les mettre au point et les évaluer*: Dijon, Educagri, p. 91-107.
- Langeveld J. W. A., Verhagen A., Neeteson J. J., Keulen H. V., Conijn J. G., Schils R. L. M., Oenema J., 2007. Evaluating farm performance using agri-environmental indicators: recent experiences for nitrogen management in The Netherlands. *Journal of Environmental Management*, 82, 363-376.
- Larsbo M., Roulier S., Stenemo F., Kasteel R., Jarvis N., 2005. An improved dual-permeability model of water flow and solute transport in the vadose zone. *Vadose Zone Journal*, 4, 398-406.
- Latour B., 2001. *Le métier de chercheur: regard d'un anthropologue*, INRA, Paris, 106 p.
- Lavorel S., Sarthou J.-P., Carré G., Chauvel B., Cortet J., Dajoz I., Dupraz C., Farrugia A., Lavergne S., Liagre F., Lumaret J.-P., Quétier F., Schmid B., Simon S., Steinberg C., Tichit M., Vaissière B., Van Tuinen D., Villenave C., 2008. Chapitre 2. Intérêts de la biodiversité pour les services rendus par les écosystèmes In X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.-P. Sarthou, and Trometter M., (Eds.), *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*, Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), p. 1-267.
- Le Coeur D., Baudry J., Burel F., Thenail C., 2002. Why and how we should study field boundary biodiversity in an agrarian landscape context. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 89, 23-40.
- Le Guyader H., 2008. La biodiversité : un concept flou ou une réalité scientifique ? *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°55, 7-26.
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.-P., M. T., (Eds.), 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*, Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 113 p.
- Lemunyon J. L., Gilbert R. G., 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, 6, 483-486.
- Lévêque C., 1994. Le concept de biodiversité: de nouveaux regards sur la nature. *Natures Sciences Sociétés*, 2, 243-254.
- Levitan L., 2000. "How to" and "why": assessing the enviro-social impacts of pesticides. *Crop Protection*, 19, 629-636.
- Levrel H., 2007. *Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité*, Paris, Institut français de la biodiversité, 94 p.
- Levrel H., Kerbiriou C., Couvet D., Weber J., 2009. OECD pressure-state-response indicators for managing biodiversity: a realistic perspective for a French biosphere reserve. *Biodiversity and Conservation*, 18, 1719-1732.
- Lewandowski A. S., Noss R. F., Parsons D. R., 2010. The Effectiveness of Surrogate Taxa for the Representation of Biodiversity. *Conservation Biology*, 24, 1367-1377.
- Li H. B., Wu J. G., 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 19, 389-399.
- Lindenmayer D. B., Likens G. E., 2011. Direct Measurement Versus Surrogate Indicator Species for Evaluating Environmental Change and Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 14, 47-59.
- Linders J. B. H. J., Jansma J. W., Mensink B. J. W. G., Otermann K., 1994. *Pesticides: benefaction or Pandora's box ? A synopsis of the environmental aspects of 243 pesticides*, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 204 p.
- López-Ridaura S., Masera O., Astier M., 2002. Evaluating the sustainability of complex socio environmental systems. The MESMIS framework. *Ecological Indicators*, 2, 135-148.
- López-Ridaura S., Van Keulen H., Van Ittersum M. K., Leffelaar P. A., 2005. Multi-scale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management systems. *Environment Development and Sustainability*, 7, 51-69.
- Lord E. I., Anthony S. G., Goodlass G., 2002. Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK. *Soil Use and Management*, 18, 363-369.
- Loyce C., Rellier J. P., Meynard J. M., 2002a. Management planning for winter wheat with multiple objectives (1): The BETHA system. *Agricultural Systems*, 72, 9-31.
- Loyce C., Rellier J. P., Meynard J. M., 2002b. Management planning for winter wheat with multiple objectives (2): ethanol-wheat production. *Agricultural Systems*, 72, 33-57.
- Lunzenfichter D., 2002. *Suivi environnemental du désherbage sans atrazine du maïs*, Colmar, IUT de Colmar, 40 p.
- Magnollay F., 1993. Réseau PI : des progrès mesurables. *Revue suisse d'Agriculture*, 25, 361-363.
- Magurran A. E., 2004. *Measuring biological diversity*, Blackwell Science, Oxford (UK), 256 p.
- Makowski D., Taverne M., Bolomier J., Ducarne M., 2005. Comparison of risk indicators for sclerotinia control in oilseed rape. *Crop Protection*, 24, 527-531.

- Makowski D., Tichit M., Guichard L., Van Keulen H., Beaudoin N., 2009. Measuring the accuracy of agro-environmental indicators. *Journal of Environmental Management*, 90, 139-146.
- Malézieux E., 2008. De l'écophysiologie à l'agroécologie: contribution aux recherches sur les systèmes de culture Mémoire d'habilitation à diriger les recherches (HDR), Université Montpellier 2, 124 p.
- Malézieux E., Crozat Y., Dupraz C., Laurans M., Makowski D., Ozier-Lafontaine H., Rapidel B., De Tourdonnet S., Valantin-Morison M., 2009. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29, 43-62.
- Mandelik Y., Dayan T., Chikatinov V., Kravchenko V., 2012. The relative performance of taxonomic vs. environmental indicators for local biodiversity assessment: A comparative study. *Ecological Indicators*, 15, 171-180.
- Manhoudt A. G. E., Visser A. J., De Snoo G. R., 2007. Management regimes and farming practices enhancing plant species richness on ditch banks. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 119, 353-358.
- Mante J., Gerowitt B., 2009. Learning from farmers' needs: Identifying obstacles to the successful implementation of field margin measures in intensive arable regions. *Landscape and Urban Planning*, 93, 229-237.
- Marco A., Quilchano C., Blaustein A. R., 1999. Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific northwest, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 2836-2839.
- Marshall E. J. P., Nowakowski N., 1994. The effects of fluazifop-P-butyl and cutting treatments on the establishment of sown field margin strip. In N. Boatman, (Ed.), *Field margins: Integrating agriculture and conservation*: BCPC Monograph, n°58: Farnham (UK), The British Crop Protection Council, p. 307-312.
- Marshall E. J. P., West T. M., Kleijn D., 2006. Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 113, 36-44.
- Marshall E. J. R., Moonen A. C., 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 89, 5-21.
- Matisziw T. C., Murray A. T., 2009. Connectivity change in habitat networks. *Landscape Ecology*, 24, 89-100.
- Matzdorf B., Kaiser T., Rohner M. S., 2008. Developing biodiversity indicator to design efficient agri-environmental schemes for extensively used grassland. *Ecological Indicators*, 8, 256-269.
- Maudsley M. J., 2000. A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management*, 60, 65-76.
- Maurizi B., Verrel J.-L., 2002. Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole. *Ingénieries*, n°30, 3-14.
- Mayer D. G., Butler D. G., 1993. Statistical validation. *Ecological Modelling*, 68, 21-32.
- Mazzetto F., Bonera R., 2003. MEACROS: a tool for multi-criteria evaluation of alternative cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 18, 379-387.
- McGeoch M. A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73, 181-201.
- Mclaughlin A., Mineau P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 55, 201-212.
- Meine C., Soule M., Noss R. F., 2006. "A mission-driven discipline": the growth of conservation biology. *Conservation Biology*, 20, 631-651.
- Menta C., Leoni A., Gardi C., Conti F. D., 2011. Are grasslands important habitats for soil microarthropod conservation? *Biodiversity and Conservation*, 20, 1073-1087.
- Merkle A., Kaupenjohann M., 2000. Derivation of ecosystemic effect indicators - method. *Ecological Modelling*, 130, 39-46.
- Meyer-Aurich A., 2005. Economic and environmental analysis of sustainable farming practices - a Bavarian case study. *Agricultural Systems*, 86, 190-206.
- Meyer-Aurich A., Zander P., Hermann M., 2003. Consideration of biotic nature conservation targets in agricultural land use - a case study from the Biosphere Reserve Schorfheide-Chorin. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 98, 529-539.
- Meyer B. C., Mammen K., Grabaum R., 2007. A spatially explicit model for integrating species assessments into landscape planning as exemplified by the Corn Bunting (*Emberiza calandra*). *Journal for Nature Conservation*, 15, 94-108.
- Meynard J. M., Cerf M., Guichard L., Jeuffroy M. H., Makowski D., 2001. Nitrogen, decision support system and environmental management. 11th Nitrogen Workshop. Reims, 9-11 September 2001, INRA, p. 389-390.
- Meynard J. M., Cerf M., Guichard L., Jeuffroy M. H., Makowski D., 2002. Which decision support tools for the environmental management of nitrogen? *Agronomie*, 22, 817-829.
- Meynard J. M., Girardin P., 1991. Produire autrement. COMIFER. Strasbourg, France, *Courrier de la Cellule Environnement de l'INRA*, p. 1-19.
- Meynard J. M., Girardin P., 1993. Produire autrement. *Cultivar*, 83-87.

- Meynard J. M., Reau R., Robert D., P. S., 1996. Evaluation expérimentale des itinéraires techniques. Expérimenter sur les conduites de cultures : Un nouveau savoir-faire au service d'une agriculture en mutation. 10 janvier 1996, Paris, DERF, ACTA, Paris, p. 63-72.
- Michelsen O., 2008. Assessment of land use impact on biodiversity - Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, 22-31.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being. Synthesis*, Island Press, <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>, 155 p.
- Mitchell G., May A., Mc Donald A., 1995. PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2, 104-123.
- Mitchell P. L., 1997. Misuse of regression for empirical validation of models. *Agricultural Systems*, 54, 313-326.
- Moffatt I., 2000. Ecological footprints and sustainable development. *Ecological Economics*, 32, 359-362.
- Moonen A. C., Barberi P., 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 127, 7-21.
- Moonen A. C., Castro Rodas N., Bàrberi P., Pettachi R., 2006. Field margin structure and vegetation composition effects on beneficial insect diversity at farm scale: a case study on an organic farm near Pisa (Italy). *IOBC/WPRS Bulletin*, 29, 77-80.
- Mouillot D., Lepretre A., 1999. A comparison of species diversity estimators. *Researches on Population Ecology*, 41, 203-215.
- Moussa R., Voltz M., Andrieux P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16, 393-412.
- Munier-Jolain N., 2011. Protection Intégrée contre la flore adventice des champs cultivés. Vers des systèmes agricoles plus durables ? : Mémoire d'habilitation à diriger les recherches (HDR), Université Bourgogne, 68 p.
- Musters C. J. M., Van Alebeek F., Geers R., Korevaar H., Visser A., De Snoo G. R., 2009. Development of biodiversity in field margins recently taken out of production and adjacent ditch banks in arable areas. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129, 131-139.
- Nardo M., Saisana M., Saltelli A., Tarantola S., 2005. Tools for composite indicators building. EUR21682EN, Ispra (Italy), Joint Research Center, European Commission, 134 p.
- Nemecek T., Von Richthofen J. S., Dubois G., Casta P., Charles R., Pahl H., 2008. Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations. *European Journal of Agronomy*, 28, 380-393.
- Nesme T., Lescourret F., Bellon S., Habib R., 2010. Is the plot concept an obstacle in agricultural sciences? A review focussing on fruit production. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 138, 133-138.
- Niemeijer D., De Groot R. S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8, 14-25.
- Nolot J.-M., 2002. Systèmes de grande culture intégrés : Principes et outils de conception, conduite et évaluation. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°47, 15-26.
- Noss R. F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355-365.
- Novaflore, 2009. Les dossiers techniques: Itinéraire technique, <http://www.novaflore.com/itineraire-technique-90.php>.
- Novak S., Moretty P., Villard A., 2009. Quels outils pour construire un plan d'action destiné à limiter les pollutions diffuses par les pesticides ? L'exemple de Laives Ingénieries, n°59-60, 55-70.
- Obrist M. K., Duelli P., 1996. Trapping efficiency of funnel- and cup-traps for epigeal arthropods. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*, 69, 361-369.
- Obrist M. K., Duelli P., 2010. Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2201-2220.
- OCDE, 1999. Indicateurs environnementaux pour l'agriculture : Volume 1 Concepts et cadre d'analyse, Paris, France, 50 p.
- Öckinger E., Smith H. G., 2008. Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology*, 23, 27-40.
- Oenema O., Kros H., De Vries W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20, 3-16.
- Oenema O., Van Liere L., Schoumans O., 2005. Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *Journal of Hydrology*, 304, 289-301.
- Oksanen M., 1997. The moral value of biodiversity. *Ambio*, 26, 541-545.
- Ondine F. C., Jean C., Romain J., 2009. Effects of organic and soil conservation management on specialist bird species. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129, 140-143.

- Oppermann R., 2003. Nature balance scheme for farms - evaluation of the ecological situation. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 463-475.
- Osinski E., Meier U., Buchs W., Weickel J., Matzdorf B., 2003. Application of biotic indicators for evaluation of sustainable land use - current procedures and future developments. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 407-421.
- Pacini C., Wossink A., Giesen G., Vazzana C., Huirne R., 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 95, 273-288.
- Pansin R., 2007. Mise en place d'un diagnostic agro-environnemental en région Lorraine à l'aide de la méthode INDIGO : objectif, pertinence et faisabilité Colmar, Licence professionnelle « gestion durable des ressources en agriculture » ENITA Clermont, 54 p.
- Parrott L., 2010. Measuring ecological complexity. *Ecological Indicators*, 10, 1069-1076.
- Pavoine S., 2005. Méthodes statistiques pour la mesure de la biodiversité: Doctorat, Université Claude Bernard-Lyon1, Lyon, 381 p.
- Pavoine S., Ollier S., Pontier D., 2005. Measuring diversity from dissimilarities with Rao's quadratic entropy: Are any dissimilarities suitable? . *Theoretical Population Biology*, 67, 231-239.
- Payraudeau S., Van Der Werf H. M. G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 107, 1-19.
- Peigné J., Girardin P., 2004. Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water Air and Soil Pollution*, 153, 45-68.
- Pélissier R., Couteron P., 2007. An operational, additive framework for species diversity partitioning and beta-diversity analysis. *Journal of Ecology*, 95, 294-300.
- Pervanchon F., 2004. Modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux: Doctorat INPL, Institut National Polytechnique de Lorraine, UMR INPL (ENSAIA)-INRA 1121, Nancy, 383 p.
- Pervanchon F., Blouet A., 2002. Lexique des qualificatifs de l'agriculture. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°45, 117-137.
- Peeters A. M., J.-F., Biala K., Brouckaert V., 2004. Les indicateurs de biodiversité pour les prairies : un outil d'évaluation de la durabilité des systèmes d'élevage. *Fourrages*, 178, 217-232.
- Phillis Y. A., Andriantiatsaholinaina L. A., 2001. Sustainability: an ill-defined concept and its assessment using fuzzy logic. *Ecological Economics*, 37, 435-456.
- Pichancourt J. B., Burel F., Auger P., 2006. Assessing the effect of habitat fragmentation on population dynamics: An implicit modelling approach. *Ecological Modelling*, 192, 543-556.
- Pierrat V., 2004. Impact des pratiques agricoles sur la pollution nitrique à l'échelle d'un bassin versant: évaluation et hiérarchisation de risques de pollution à l'aide de la méthode INDIGO, ESA Angers, 78+annexes p.
- Piñeros Garcet J. D., Ordoñez A., Roosen J., Vanclouster M., 2006. Metamodeling: Theory, concepts and application to nitrate leaching modelling. *Ecological Modelling*, 193, 629-644.
- Pitt J. P. W., Worner S. P., Suarez A. V., 2009. Predicting Argentine ant spread over the heterogeneous landscape using a spatially explicit stochastic model. *Ecological Applications*, 19, 1176-1186.
- Plantureux S., Bellon S., Burel F., Chauvel B., Dajoz I., Guy P., Lelievre V., Ranjard L., Roger-Estrade J., Sarthou J. P., Viaux P., 2009. Propective agriculture et biodiversité, INRA Département Environnement et Agronomie, 308 p.
- Plantureux S., Cuenca D., 2008. Indicateur pollinisation, rapport interne, UMR Agronomie-Environnement Nancy-Colmar, 7 p.
- Pollard K. A., Holland J. M., 2006. Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology*, 8, 203-211.
- Polley R. W., Thomas M. R., 1991. Surveys of diseases of winter wheat in England and Wales 1976-1988. *Annals of Applied Biology*, 119, 1-20.
- Potts S. G., Woodcock B. A., Roberts S. P. M., Tscheulin T., Pilgrim E. S., Brown V. K., Tallowin J. R., 2009. Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 46, 369-379.
- Poux X., Narcy J.-B., Romain B., 2009. Le *saltus* : un concept historique pour mieux penser aujourd'hui les relations entre agriculture et biodiversité. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, n°57, 23-34.
- Prato T., 2005. A fuzzy logic approach for evaluating ecosystem sustainability. *Ecological Modelling*, 187, 361-368.
- Prost L., Cerf M., Jeuffroy M. H., 2012. Lack of consideration for end-users during the design of agronomic models. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 581-594.
- Prost L., Lecomte C., Meynard J. M., Cerf M., 2007. Conception d'un outil d'analyse du comportement de systèmes biologiques : le cas de l'évaluation des variétés de blé tendre. @ctivités, <http://www.activites.org/v4n2/v4n2.pdf>, 4, 30-53.

- Purtauf T., Thies C., Ekschmitt K., Wolters V., Dauber J., 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecological Indicators*, 5, 295-304.
- Pywell R. F., Warman E. A., Hulmes L., Hulmes S., Nuttall P., Sparks T. H., Critchley C. N. R., Sherwood A., 2006. Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation*, 129, 192-206.
- Ranjard L., Dequiedt S., Jolivet C., Saby N. P. A., Thioulouse J., Harmand J., Loisel P., Rapaport A., Fall S., Simonet P., Joffre R., Boure N. C. P., Maron P. A., Mougél C., Martin M. P., Toutain B., Arrouays D., Lemanceau P., 2010. Biogeography of soil microbial communities: a review and a description of the ongoing french national initiative. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 359-365.
- Ranjard L., Dequiedt S., Lelievre M., Maron P. A., Mougél C., Morin F., Lemanceau P., 2009. Platform GenoSol: a new tool for conserving and exploring soil microbial diversity. *Environmental Microbiology Reports*, 1, 97-99.
- Ratnadass A., Fernandes P., Avelino J., Habib R., 2012. Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 273-303.
- Réal B., 2004. Démarche proposée par le CORPEN pour l'estimation des risques de contamination des eaux. In E. Barriuso, (Ed.), *Estimation des risques environnementaux des pesticides: un point sur*: Paris, INRA Editions, p. 87-103.
- Rémy J. C., Marin-Lafèche A., 1974. L'analyse de terre ; réalisation d'un programme d'interprétation automatique. *Annales agronomiques*, 25, 607-632.
- Rieux R., Simon S., Defrance H., 1999. Role of hedgerows and ground cover management on arthropod populations in pear orchards. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 73, 119-127.
- Rigby D., Woodhouse P., Young T., Burton M., 2001. Constructing a farm level indicator of sustainable agriculture practice. *Ecological Economics*, 39, 463-478.
- Riley J., 2001a. The indicator explosion: local needs and international challenges. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 87, 119-120.
- Riley J., 2001b. Multidisciplinary indicators of impact and change - Key issues for identification and summary. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 87, 245-259.
- Ripoll-Bosch R., Diez-Unquera B., Ruiz R., Villalba D., Molina E., Joy M., Olaizola A., Bernues A., 2012. An integrated sustainability assessment of mediterranean sheep farms with different degrees of intensification. *Agricultural Systems*, 105, 46-56.
- Robin P., 2007. Le point de vue d'un agronome. In P. Robin, J.-P. Aeschlimann, and C. Feller, (Eds.), *Histoire et agronomie: entre ruptures et durée*: Paris, IRD éditions, p. 45-59.
- Roquel J., 2008. Quels sont les indicateurs disponibles pour la gestion de la biodiversité à l'échelle de l'exploitation d'élevage: Mémoire 3ème année ingénieur, ENSAIA - Nancy-Universités, Nancy, 39+annexes p.
- Roschewitz I., Gabriel D., Tschardt T., Thies C., 2005. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology*, 42, 873-882.
- Rossi J. P., 2011. Extrapolation and biodiversity indicators: Handle with caution! *Ecological Indicators*, 11, 1490-1491.
- Rossier D., Gaillard G., 2004. Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs: Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. *Schriftenreihe der FAL*, 53, p. 142.
- Rudisser J., Tasser E., Tappeiner U., 2012. Distance to nature-A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, 15, 208-216.
- Ruijter F. J. D., Boumans L. J. M., Smit A. L., Berg M. V. D., 2007. Nitrate in upper groundwater on farms under tillage as affected by fertilizer use, soil type and groundwater table. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 77, 155-167.
- Sanderson R. A., Rushton S. P., 1995. VEMM: predicting the effects of agricultural management and environmental conditions on semi-natural vegetation. *Computers and Electronics in Agriculture*, 12, 237-247.
- Sanderson R. A., Rushton S. P., Pickering A. T., Byrne J. P., 1995. A preliminary method of predicting plant species distributions using the British National Vegetation Classification. *Journal of Environmental Management*, 43, 265-288.
- Sattler C., Nagel U. J., Werner A., Zander P., 2010. Integrated assessment of agricultural production practices to enhance sustainable development in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 10, 49-61.
- Schärlig A., 1985. *Decider sur plusieurs critères. Panorama de l'aide à la décision multicritère*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 304 p,
- Schärlig A., 1996. *Pratiquer Electre et Prométhée. Un complément à decider sur plusieurs critères*, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 173 p,
- Schenck R. C., 2001. Land use and biodiversity indicators for life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6, 114-117.
- Scherber C., Eisenhauer N., Weisser W. W., Schmid B., Voigt W., Fischer M., Schulze E. D., Roscher C., Weigelt A., Allan E., Bessler H., Bonkowski M., Buchmann N., Buscot F., Clement L. W., Ebeling A., Engels C., Halle S., Kertscher I., Klein A. M., Koller R., König S., Kowalski E., Kummer V., Kuu A., Lange M., Lauterbach D.,

- Middelhoff C., Migunova V. D., Milcu A., Muller R., Partsch S., Petermann J. S., Renker C., Rottstock T., Sabais A., Scheu S., Schumacher J., Temperton V. M., Tschardt T., 2010. Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature*, 468, 553-556.
- Schiavon M., Perrinancier C., Portal J. M., 1995. La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. *Agronomie*, 15, 157-170.
- Schippers P., Joenje W., 2002. Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 93, 351-365.
- Schneider F., 2005. Evaluation globale d'un essai système de culture de maïs durable: Mémoire DAA AGER INA-PG Paris Grignon, Paris, 52 p.
- Schneller C., 2011. Développement et validation d'un indicateur de la valeur pollinisatrice des bordures de champs en grandes cultures: Mémoire 3ème année ingénieur, ENSAIA - Nancy-Universités, Nancy, 32+annexes p.
- Sebillotte M., 2006. Penser et agir en agronome. In T. Doré, M. Le Bail, P. Martin, B. Ney, and J. Roger-Estrade, (Eds.), *L'agronomie aujourd'hui: Versailles, Quae*, p. 1-21.
- Shan Y., Paull D., McKay R. I., 2006. Machine learning of poorly predictable ecological data. *Ecological Modelling*, 195, 129-138.
- Sieling K., Günther-Borstel O., Teebken T., Hanus H., 1999. Soil mineral and net mineralization during autumn and winter under an oilseed rape-winter wheat-winter barley rotation in different crop management systems. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 132, 127-137.
- Silvert W., 2000. Fuzzy indices of environmental conditions. *Ecological Modelling*, 130, 111-119.
- Simpson E. H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.
- Singh R. K., Murty H. R., Gupta S. K., Dikshit A. K., 2009. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 9, 189-212.
- Smeets E., Weterings R., 1999. Environmental indicators: Typology and overview. Technical report No 25, Copenhagen, EEA, 19 p.
- Smith C. S., McDonald G. T., 1998. Assessing the sustainability of agriculture at the planning stage. *Journal of Environmental Management*, 52, 15-37.
- Smith H., Feber R. E., Morecroft M. D., Taylor M. E., Macdonald D. W., 2010. Short-term successional change does not predict long-term conservation value of managed arable field margins. *Biological Conservation*, 143, 813-822.
- Smith H., Firbank L. G., Macdonald D. W., 1999. Uncropped edges of arable fields managed for biodiversity do not increase weed occurrence in adjacent crops. *Biological Conservation*, 89, 107-111.
- Smith J., Potts S., Eggleton P., 2008a. The value of sown grass margins for enhancing soil macrofaunal biodiversity in arable systems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 127, 119-125.
- Smith J., Potts S. G., Woodcock B. A., Eggleton P., 2008b. Can arable field margins be managed to enhance their biodiversity, conservation and functional value for soil macrofauna? *Journal of Applied Ecology*, 45, 269-278.
- Solagro, 2000. DIALECTE, Diagnostic Liant Environnement et Contrat Territorial d'Exploitation; manuel d'utilisation et logiciel,
- Somers B. M., 1997. Learning for sustainable agriculture. In M. K. van Ittersum, and S. C. van de Geijn, (Eds.), *Perspectives for agronomy. Adopting ecological principles and managing resource use: Developments in Crop Science*, 25: Amsterdam, The Netherlands, Elsevier, p. 353-359.
- Steffan-Dewenter I., Munzenberg U., Burger C., Thies C., Tschardt T., 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83, 1421-1432.
- Steffan-Dewenter I., Tschardt T., 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, 121, 432-440.
- Steffan I., 2001. Mise au point d'un indicateur ruissellement RUIS, Strasbourg, Université Louis Pasteur Strasbourg, 33 p.
- Stein A., Riley J., Halberg N., 2001. Issues of scale for environmental indicators. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 87, 215-232.
- Stevens C. J., Dise N. B., Mountford J. O., Gowing D. J., 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303, 1876-1879.
- Suter Ii G. W., 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environ Toxicol Chem*, 12, 1533-1539.
- Swift M. J., Izac A. M. N., Van Noordwijk M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - are we asking the right questions? *Agriculture Ecosystems and Environment*, 104, 113-134.
- Taylor D. C., Mohamed Z. A., Shamsudin M. N., Mohayidin M. G., Chiew F. C., 1993. Creating a farmer sustainability index: a Malaysian case study. *American Journal of Alternative Agriculture*, 8, 175-184.
- Tempé A., 2007. Construction d'un tableau de bord de suivi de la durabilité d'exploitations agricoles: Mémoire Master, UHA Colmar, Colmar, 70 p.

- Ten Berge H. F. M., (Ed.), 2002. A review of potential indicators for nitrate loss from cropping and farming systems in the Netherlands: Wageningen (The Netherlands), Plant Research International B.V., 168 p.
- Thiollet-Scholtus M., 2004. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole: Doctorat INPL, Institut National Polytechnique de Lorraine, UMR Nancy-Université - INRA 1121, Nancy, 180 p.
- Thiollet M., 2003. Construction des indicateurs viti-environnementaux de la méthode INDIGO®, Colmar, UMR INPL-(ENSAIA)-INRA Nancy -Colmar, ARAA, 110 p.
- Thomas C. F. G., Marshall E. J. P., 1999. Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 72, 131-144.
- Thomas S. R., Noordhuis R., Holland J. M., Goulson D., 2002. Botanical diversity of beetle banks effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 93, 403-412.
- Thomassen M. A., De Boer I. J. M., 2005. Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 111, 185-199.
- Thompson M. A., 1990. Determining Impact significance in EIA: a review of 24 methodologies. *Journal of Environmental Management*, 30, 235-250.
- Tichit M., Barbottin A., Makowski D., 2010. A methodological approach to identify cheap and accurate indicators for biodiversity assessment: application to grazing management and two grassland bird species. *Animal*, 4, 819-826.
- Tilman D., Cassman K. G., Matson P. A., Naylor R., Polasky S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418, 671-677.
- Tomlin C. D. S., (Ed.), 1997. *The Pesticide Manual*: Farnham, United Kingdom, British Crop Protection Council, 1606 p.
- Torsvik V., Ovreas L., 2002. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Current Opinion in Microbiology*, 5, 240-245.
- Tortrat F., 2005. Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles, ENSA de Rennes, Rennes, 174 p. + annexes p.
- Tribouillard C., 2004. Construction et validation d'un indicateur "Ruissellement" (I_{Ru}) basé sur un modèle dans le cadre de la méthode INDIGO®, Gradignan, ENITA Bordeaux, 69 p.
- Tscharntke T., Batary P., Dormann C. F., 2011. Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 143, 37-44.
- Tscharntke T., Bommarco R., Clough Y., Crist T. O., Kleijn D., Rand T. A., Tylianakis J. M., Van Nouhuys S., Vidal S., 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43, 294-309.
- Tscharntke T., Klein A. M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857-874.
- Turpin N., Bousset J.-P., Therond O., Josien E., 2009. PD 2.7.1: Methods for upscaling indicators, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2, 42 p.
- UMR Nancy-Universités - Inra Agronomie Et Environnement, 2007. Rapport d'évaluation, 186 p.
- Unesco-Scope, 2006. Indicator for sustainability: reliable tools for decision making. UNESCO-SCOPE May 2006 n°1, UNESCO-SCOPE Paris, 6 p.
- Urban N. A., Swihart R. K., Malloy M. C., Dunning J. B., 2012. Improving selection of indicator species when detection is imperfect. *Ecological Indicators*, 15, 188-197.
- Uuemaa E., Roosaare J., Kanal A., Mander U., 2008. Spatial correlograms of soil cover as an indicator of landscape heterogeneity. *Ecological Indicators*, 8, 783-794.
- Vačkář D., Ten Brink B., Loh J., Baillie J. E. M., Reyers B., 2012. Review of multispecies indices for monitoring human impacts on biodiversity. *Ecological Indicators*, 17, 58-67.
- Vaillant M., Jouany J., Devillers J., 1995. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology Modeling*, 1, 57-72.
- Valé M., 2006. Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol *in situ*, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse., 208 p.
- Vamosi J. C., Knight T. M., Steets J. A., Mazer S. J., Burd M., Ashman T. L., 2006. Pollination decays in biodiversity hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103, 956-961.
- Van Bol V., Peeters A., 1997. Nitrogen resources conservation in a mixed dairy farming system. Winter leacheable nitrate risk assessment. In J. Isart, and J. J. Llerena, (Eds.), *Resource use in organic farming. Proceeding of the third ENOF Workshop*. Ancona, 5-6 June 1997, p. 349-352.

- Van Der Heide C. M., Powe N. A., Navrud S., 2010. Economic Principles of Monetary Valuation in Evaluation Studies. In F. Brouwer, and M. K. van Ittersum, (Eds.), *Environmental and Agricultural Modelling: Integrated Approaches for Policy Impact Assessment*: Dordrecht, Springer, p. 295-317.
- Van Der Werf H. G. M., Petit J., 2002. Evaluation of environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 93, 131-145.
- Van Der Werf H. M. G., 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 60, 81-96.
- Van Der Werf H. M. G., Zimmer C., 1998. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere*, 36, 2225-2249.
- Van Ittersum M. K., Donatelli M., 2003. Modelling cropping systems - highlights of the symposium and preface to the special issues. *European Journal of Agronomy*, 18, 187-197.
- Van Ittersum M. K., Ewert F., Heckelet T., Wery J., Alkan Olsson J., Andersen E., Bezlepina I., Brogaard S., Donatelli M., Flichman G., Olsson L., Rizzoli A., Van Der Wal T., Wien J. E., Wolf J., 2008. Integrated assessment of agricultural systems – A component-based framework for the European Union (SEAMLESS). *Agricultural Systems*, 96, 150-165.
- Van Strien A. J., Soldaat L. L., Gregory R. D., 2012. Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. *Ecological Indicators*, 14, 202-208.
- Van Strien A. J., Van Duuren L., Foppen R. P. B., Soldaat L. L., 2009. A typology of indicators of biodiversity change as a tool to make better indicators. *Ecological Indicators*, 9, 1041-1048.
- Van Wenum J., Buys J., Wossink A., 1999. Nature quality indicators in agriculture. In F. M. Brouwer, and J. R. Crabtree, (Eds.), *Environmental indicators and agricultural policy*: Wallingford (UK), CAB International, p. 105-120.
- Vanbergen A. J., Woodcock B. A., Watt A. D., Niemela J., 2005. Effect of land-use heterogeneity on carabid communities at the landscape scale. *Ecography*, 28, 3-16.
- Vanclooster M., Boesten J., Trevisan M., Brown C. D., Capri E., Eklo O. M., Gottesburen B., Gouy V., Van Der Linden A. M. A., 2000. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. *Agricultural Water Management*, 44, 1-19.
- Vanschepdael M., 2010. Valeur des prairies permanentes pour les insectes pollinisateurs: Rapport de stage Master M1, ENSAIA - Nancy-Universités, Nancy, 16 p.
- Varchola J. M., Dunn J. P., 1999. Changes in ground beetle (Coleoptera : Carabidae) assemblages in farming systems bordered by complex or simple roadside vegetation. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 73, 41-49.
- Varchola J. M., Dunn J. P., 2001. Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera : Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 83, 153-163.
- Venkatachalam L., 2004. The contingent valuation method: a review. *Environmental Impact Assessment Review*, 24, 89-124.
- Vereijken P., 1997. A methodical way of prototyping integrated and ecological arable farming systems (I/EAFS) in interaction with pilot farms. *European Journal of Agronomy*, 7, 235-250.
- Vergnaud A., Lehenaff G., 1995. Désherbage : peut-on se passer de l'atrazine ? Des références obtenues de 1991 à 1994. *Phytoma La Défense des Végétaux*, N°473 Juin 1995, 31-34.
- Vertès F., Simon J. C., Laurent F., Besnard A., 2007. Pastures and the quality of water. Evaluation of the risks of nitrate leaching and optimisation of practices. *Fourrages*, 423-440.
- Viaux P., 1997. Les systèmes de production intégrés. *Oléagineux Corps gras Lipides*, 4, 430-441.
- Viaux P., 1999. Une 3ème voie en grande culture. *Environnement, qualité et rentabilité, Agridécisions*, Paris, 211 p.
- Vilain L., Bartschi H., Girardin P., Goanec H., Grosman J., Laville J., Mouchet C., Parent P., Robert F., Viaux P., Zahm F., 2003. La méthode IDEA : indicateur de durabilité des exploitations agricoles : guide d'utilisation, 2ème édition, Educagri, Dijon, 151 p.
- Vilain L., Boisset K., Girardin P., Guillaumin A., Mouchet C., Viaux P., Zahm F., 2008. La méthode IDEA : indicateur de durabilité des exploitations agricoles : guide d'utilisation, 3ème édition, Educagri, Dijon, 184 p.
- Von Wirén-Lehr S., 2001. Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 84, 115-129.
- Wagner H. H., Wildi O., Ewald K. C., 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology*, 15, 219-227.
- Walker K. J., Critchley C. N. R., Sherwood A. J., Large R., Nuttall P., Hulmes S., Rose R., Mountford J. O., 2007. The conservation of arable plants on cereal field margins: An assessment of new agri-environment scheme options in England, UK. *Biological Conservation*, 136, 260-270.
- Walker S., Price R., Stephens R. T. T., 2008. An index of risk as a measure of biodiversity conservation achieved through land reform. *Conservation Biology*, 22, 48-59.

- Werling B. P., Gratton C., 2008. Influence of field margins and landscape context on ground beetle diversity in Wisconsin (USA) potato fields. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 128, 104-108.
- Wery J., Doré T., 2002. Le diagnostic agronomique. Ecole Chercheurs Systèmes de culture INRA Nouan-le-Fuzelier, 14 mai 2002.
- Westerberg L., Ostman O., Wennergren U., 2005. Movement effects on equilibrium distributions of habitat generalists in heterogeneous landscapes. *Ecological Modelling*, 188, 432-447.
- Westerberg L., Wennergren U., 2005. Matrix models: A tool for landscape management? In A. R. Burk, (Ed.), *New Trends in Ecology Research: New York, USA, Nova Science Publishing*, p. 135-158.
- Wezel A., Bellon S., Dore T., Francis C., Vallod D., David C., 2009. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29, 503-515.
- Williams N. M., Kremen C., 2007. Resource distributions among habitats determine solitary bee offspring production in a mosaic landscape. *Ecological Applications*, 17, 910-921.
- Witmer J. E., Hough-Goldstein J. A., Pesek J. D., 2003. Ground-dwelling and foliar arthropods in four cropping systems. *Environmental entomology*, 32, 366-376.
- Wohlfahrt J., 2005. Construction d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de produits phytosanitaires par ruissellement: Mémoire DEA, UMR INPL-ENSAIA-INRA Agronomie Environnement Nancy-Colmar, Nancy, 28 p.
- Wohlfahrt J., 2008. Développement d'un indicateur d'exposition des eaux de surface aux pertes de pesticides à l'échelle du bassin versant Doctorat INPL, Institut National Polytechnique de Lorraine, UMR Nancy-Université - INRA 1121, Nancy, 197 p.
- Woodcock B. A., Potts S. G., Westbury D. B., Ramsay A. J., Lambert M., Harris S. J., Brown V. K., 2007. The importance of sward architectural complexity in structuring predatory and phytophagous invertebrate assemblages. *Ecological Entomology*, 32, 302-311.
- Woodcock B. A., Westbury D. B., Potts S. G., Harris S. J., Brown V. K., 2005. Establishing field margins to promote beetle conservation in arable farms. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 107, 255-266.
- Woodcock B. A., Westbury D. B., Tscheulin T., Harrison-Cripps J., Harris S. J., Ramsey A. J., Brown V. K., Potts S. G., 2008. Effects of seed mixture and management on beetle assemblages of arable field margins. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 125, 246-254.
- World Commission on Environment and Development, 1987. *Our common future*, Oxford University Press, UK,
- Yang J., Greenwood D. J., Rowell D. L., Wadsworth G. A., Burns I. G., 2000. Statistical methods for evaluating a crop nitrogen simulation model, N_ABLE. *Agricultural Systems*, 64, 37-53.
- Zahm F., Viaux P., Vilain L., Girardin P., Mouchet C., 2008. Assessing Farm Sustainability with the IDEA Method - from the Concept of Agriculture Sustainability to Case Studies on Farms. *Sustainable Development*, 16, 271-281.
- Zhang W., Ricketts T. H., Kremen C., Carney K., Swinton S. M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64, 253-260.
- Znidarsic M., Bohanec M., Zupan B., 2008. Modelling impacts of cropping systems: Demands and solutions for DEX methodology. *European Journal of Operational Research*, 189, 594-608.
- ZoebI D., 1996. Controversies around resource use efficiency in agriculture: Shadow or substance? *Theories of C. T. de Wit (1924-1993)*. *Agricultural Systems*, 50, 415-424.

Annexe 1 : première proposition de P. Girardin sur indicateurs

SYSTEMES DE CULTURE INTEGRES

La démarche se décompose en 3 étapes : diagnostic, mise au point d'objectifs et d'indices agroécologiques intégrés et évaluation du degré de réalisation de ces objectifs.

Etape n° 1- *Diagnostic*

* Objectif : Analyser les mécanismes de prise de décision de l'agriculteur.

Ce diagnostic réalisé par enquête doit permettre de répondre aux questions suivantes :

- a - Quels sont les objectifs de l'agriculteur ?
- b - Quelles sont ses contraintes ?
- c - Quels sont les risques encourus et la hiérarchie de ceux-ci ?

Parallèlement, il faudra répondre aux questions :

- d - Quelles conséquences ont ces décisions sur
 - . la plante (rendement, qualité)
 - . le sol (caractéristiques physiques, chimiques, biologiques)
 - . l'environnement (paysage ...)
 - . le bilan économique de l'exploitation ?
- e - L'agriculteur utilise-t-il des techniques innovantes ?

La réponse à la question "d" nécessite de disposer d'une série d'indicateurs (plante, culture, sol ...) qu'il faudra déterminer au préalable.

Etape n° 2 - Définition des Objectifs Agroécologiques Intégrés (OAI) et du mode de calcul des Indices Agroécologiques Intégrés (IAI)

* Objectif : Mise en place d'objectifs agroécologiques permettant aux agriculteurs de progresser vers l'Agriculture Intégrée et aux décideurs d'évaluer l'impact de contraintes qui pourraient être imposées aux agriculteurs sur l'environnement et l'économie de l'exploitation.

* Démarche :

a - Définir, par petites régions, des Objectifs Agroécologiques Intégrés calculés au *niveau de l'exploitation*, par exemple :

- . % de couverture hivernale du sol
- . niveau d'emploi de pesticides

- . niveau d'emploi d'engrais azotés
- . degré de biodiversité
- . niveau de qualité du produit
- . % en "réserve écologique" (?)

b - Calculer les indices correspondants par exploitation (cf. exemple ci-dessous) et le situer par rapport à l'objectif proposé.

c - Vérifier la pertinence de ces objectifs par des mesures d'indicateurs (plantes, sol, environnement, économiques ...).

Qualités recherchées d'un indice agroécologique intégré :

- *simple* à calculer (par l'agriculteur et l'administration)
- ne nécessitant pas de notation ou mesure sur le terrain lourdes
- relié de façon évidente à un problème agronomique ou écologique
- *réaliste*
- *ajustable*, c'est-à-dire :
 - . *modulable suivant les régions*
 - . *évolutif dans le temps* pour tenir compte des progrès des connaissances et des techniques agronomiques

La définition (a) des objectifs Agroécologiques Intégrés nécessitera la collaboration de toute sorte d'experts (agriculteurs, techniciens du développement, chercheurs ...).

La vérification de la pertinence des Objectifs Agroécologiques Intégrés (c) nécessitera de vérifier si l'ajustement des pratiques culturales effectué par l'agriculteur a eu des effets sensibles sur la (les) variable(s) que l'on cherchait à modifier.

Etape n° 3 - Mise en pratique de la méthode par un réseau d'agriculteurs.

La méthode sera appliquée sur une gamme d'exploitations de grandes cultures (50 à 100) pendant plusieurs années afin d'évaluer

- 1 - la faisabilité de la méthode (calcul des indices)
- 2 - le réalisme des objectifs
- 3 - et l'impact sur les variables clef (rendement, qualité, pollution nitrique, résidus de pesticides ...)

Le travail se fera en collaboration avec les instituts techniques et de développement.

*Exemple d'Objectif Agroécologique Intégré :

"la couverture hivernale du sol"

1 -

Définition de l'objectif (OAI)

Dans une région de plaine où est pratiquée la grande culture et où l'érosion n'est, *a priori*, pas un problème, un niveau moyen de couverture du sol à l'échelle de l'exploitation pourrait être fixé à 40 % de la SAU.

Cet objectif pourra être modulé suivant les régions. Par exemple, dans les zones cartographiées comme "à risque" pour la lixivation des nitrates, l'objectif pourra être de 75 %.

2 - Calcul de l'indice (IAI)

Après consultation des spécialistes, on pourrait établir qu'une culture de blé d'hiver correspond à une couverture hivernale du sol de 30 %, un seigle à 60 %, un engrais vert à 100 %, un maïs à 0 % etc... En fonction de son assolement, l'agriculteur calculera son niveau moyen de couverture du sol (par exemple pour assolement Blé 25 %, Colza 10 %, Maïs (sol nu) 30 %, Orge 25 %, Engrais verts 10 %, l'indice serait de 33 %).

L'agriculteur se positionnera ensuite par rapport à l'objectif régional (40 % par exemple). Pour l'atteindre, il pourra soit diminuer la sole Maïs et augmenter la sole Colza, soit augmenter sa surface en engrais verts.

3 - Vérification de la pertinence de l'objectif et du mode de calcul de l'indice.

Les chercheurs concernés chercheront à évaluer les fuites en nitrates, apprécier la pertinence de l'indice. *A posteriori*, un calage régional de l'objectif sera peut être nécessaire pour l'ajuster aux caractéristiques agropédoclimatiques locales et en faire une contrainte réaliste pour l'agriculteur.

4 - Niveau de réalisation des objectifs agroécologiques

Le degré de réalisation de 3, 4 ou 5 objectifs agroécologiques intégrés (utilisation de l'azote, emploi de pesticides ...) permettra d'évaluer le degré d'intégration de l'exploitation. Ce critère pourrait servir à calculer d'éventuels soutiens financiers aux agriculteurs.

Cette méthode pourrait être aussi développée dans le vignoble ou pour l'agriculture de montagne.

COLMAR, le 12 Mars 1993 Philippe

GIRARDIN

