



HAL
open science

Conception d'un indicateur prédictif évaluant les effets des pratiques agricoles sur la diversité floristique et ses services en grandes cultures à l'échelle de la bordure de champ

Charles Ricou

► **To cite this version:**

Charles Ricou. Conception d'un indicateur prédictif évaluant les effets des pratiques agricoles sur la diversité floristique et ses services en grandes cultures à l'échelle de la bordure de champ. Sciences agricoles. Université de Lorraine, 2014. Français. NNT : 2014LORR0107 . tel-01750872

HAL Id: tel-01750872

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01750872v1>

Submitted on 29 Mar 2018

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.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

UNIVERSITE DE LORRAINE

Ecole Doctorale RP2E

THESE

Pour obtenir le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LORRAINE

Discipline : Sciences agronomiques

**Conception d'un indicateur prédictif évaluant
les effets des pratiques agricoles sur la
diversité floristique et ses services en grandes
cultures à l'échelle de la bordure de champ**

Charles Ricou

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

Présenté le 11 juillet 2014 devant le Jury composé de :

Jean Pierre Sarthou	Maître de Conférences HDR, ENSAT Toulouse	Rapporteur
Alexander Wezel	Enseignant chercheur HDR, ISARA Lyon	Rapporteur
Bernard Amiaud	Professeur, Université de Lorraine	Examineur
Christian Bockstaller	Ingénieur de recherche HDR, INRA Colmar	Examineur
Safia Médiène	Maître de conférences, AgroParisTech	Examineur
Sylvain Plantureux	Professeur, Université de Lorraine	Examineur
Axel Decourtye	Docteur-ingénieur, ACTA UMT PrADE Avignon	Invité

Remerciements

Au cours de ce travail de longue haleine de nombreuses personnes, de mes proches à mes pairs, ont croisé ma route et ont par leur présence ou leur aide contribué à la bonne réalisation de ce travail de thèse et au fait que je puisse soutenir aujourd'hui.

Mes remerciements vont :

A Christian Bockstaller, mon encadrant et directeur de thèse, pour sa participation, son soutien régulier, ses conseils, son implication et ses encouragements lorsque les échéances approchaient. Grâce à lui, je suis désormais un agronome en herbe !

A Sylvain Plantureux pour son accueil dans l'équipe Agriculture Durable et pour avoir veillé au bon déroulement de mes travaux malgré l'éloignement. Merci pour ses relectures soigneuses et ses conseils avisés.

A Frédéric Bourgaud pour son accueil au sein du Laboratoire Agronomie et Environnement.

Au Jury, composé de Jean-Pierre Sarthou, Alexander Wezel, Bernard Amiaud, Axel Decourtye et Safia Médiène pour avoir accepté de juger mon travail.

A mon comité de pilotage composé de Nathalie Colbach, Claudine Thenail et Philippe Jeanneret, pour leurs participations et leurs apports pertinents dans l'élaboration de ce travail.

A Christine Fivet et surtout Nathalie Carnovale pour avoir géré les différents aléas administratifs que j'ai pu rencontrer pendant ces 4 années, rendant ainsi mon travail de thèse somme toute plus agréable.

A l'équipe Agriculture Durable de Colmar qui m'a accueilli dans un bâtiment aux portes solides et élastiques que nous avons quitté pour retrouver une serre multicolore, chaleureuse et rafraichissante...Chantal Rabolin, Christophe Schneider, Nathalie Carnovale, Marie Thiollet-Scholtus, Aimé Blatz, Remi Koller, Paul van Dijk et les « anciens », Jean Yves Chapot, Jean-Emmanuel Delphin et Christian Rousset, pour ces bons moments conviviaux partagés lors des réunions, repas, pauses et l'intérêt que vous avez porté à mes travaux.

Je remercie également les membres nancéens de l'équipe AD et tout particulièrement Bernard Amiaud, Nadia Michel, Séverine Piutti, Sophie Deschaumes et Françoise Lasserre-Joulin qui lors de mes passages en Lorraine prenaient toujours le temps de s'intéresser à l'avancée de mes travaux et avaient toujours un mot d'encouragement.

Il est des remerciements qui coulent de source, que l'on n'a pas besoin d'évoquer tant ils sont évidents, je les adresse pourtant à mes parents pour leur amour, leur soutien, leur gentillesse mais aussi leur fermeté et leurs bons mots pour me recadrer et me remettre en selle quand l'envie et la volonté venaient à vaciller.

A Mon frère Louis qui s'est rendu présent à chacun de mes retours sur Orléans pour partager des moments de vie inoubliables pour, son soutien, ses paroles, son sens unique de la dérision et son l'humour que l'on partage et qui me fait un bien certain. Cela me permettait de

retourner sur Colmar le moral solide et enjoué. Je remercie également ma sœur Juliette, mon frère Jérôme et leurs conjoints respectifs Sylvain et Claire pour leur présence et soutien. Je clos ces remerciements familiaux en gardant la meilleure pour la fin, ma « super » grand-mère, Manou, modèle de résilience que je remercie pour sa vitalité, sa bonne humeur et sa faculté à communiquer sa joie de vivre.

Je remercie tout particulièrement Julie, ma « Ju-Ju », qui m'a soutenu et rendu la vie en Alsace bien plus agréable dès que j'ai fait sa rencontre, pour nos bons moments partagés, nos ballades, nos bonnes assiettes, pour sa curiosité intellectuelle, sa débrouillardise, sa joie de vivre...bien trop de qualités qu'il faut que j'arrête d'énumérer, sans cela ce manuscrit s'y résumerait.

Je remercie mes proches amis Jeremy, Julien, Cécile et Lucie, pour leur présence fidèle à mes cotés depuis si longtemps, nos bons moments, nos soirées, leur soutien, chacun de mes retours n'était plus appréciable que lorsque je pouvais les retrouver.

Un grand merci à mes collègues doc' Simon et Aline, avec qui j'ai pu passer de très bons moments lors de mes passages sur Nancy. A ma super stagiaire Chloé Schneller, pour son sérieux, son excellent travail et des relevés de terrain hauts en couleurs (floristiques !). Je n'oublie pas Pierre-Alain, Pauline K., Boudjemaa, Marie-Luce, Sandy, Lucille, Jean-Moïse, Pauline F., Jean-Etienne, Bastien, Christine, Juliana, Anne-Marie... et tous les stagiaires qui ont égayé mon quotidien durant ce travail au long cours.

Je remercie les enseignants et encadrants qui m'ont donné goût à la recherche en biologie et écologie depuis mon entrée dans le supérieur, Mr et Mme Daniel et Christiane Rougon, Mr Claude Henry, Mr Jean-Pierre Renon, Mr Franck Brignolas, Mme Françoise Burel, Mlle Aude Ernoult et tout particulièrement Mr Christophe Bouget qui s'est toujours montré disponible pour m'apporter conseils et soutien au cours de ces années.

Je remercie enfin mes collègues « Carnalsaciens », ces excellents camarades de pêche, Marc, Thierry, Ludo, Nicolas, Lionel, Christophe, Cédric et de nombreux autres qui partagent la vie de mon forum, pour ces moments passés au bord de l'eau, ces conseils échangés et pour avoir permis à un petit Solognot ne connaissant que la Loire (ce qui n'est pas rien) de découvrir l'Alsace et sa richesse halieutique.

Sommaire

INTRODUCTION	1
PARTIE 1 : ETAT DES CONNAISSANCES ET PROBLEMATIQUE	5
1 L'EVOLUTION DE L'AGRICULTURE ET SES EFFETS	5
1.1 L'intensification de l'agriculture	5
1.2 Les effets de l'intensification sur l'environnement	6
2 LA BIODIVERSITE	7
2.1 Biodiversité : définition	7
2.2 Les services écosystémiques	9
3 LES ENJEUX TECHNIQUES ET SCIENTIFIQUES D'UNE AGRICULTURE DE LA BIODIVERSITE	11
3.1 Des travaux d'agronomes sur de nouvelles formes d'agriculture.....	11
3.2 Des gestions innovantes des bordures de champ.....	14
4 LES INDICATEURS	15
4.1 Définition d'un indicateur.....	15
4.2 Les différents types d'indicateurs	16
4.2.1 Les indicateurs directs « mesurés ».....	17
4.2.2 Les indicateurs indirects « simples »	18
4.2.3 Les indicateurs prédictifs basés sur des modèles.....	19
5 CONCLUSION ET PROBLEMATIQUE	23
PARTIE 2 : MODELE DE PREDICTION DE LA PRESENCE DES ESPECES EN BORDURE DE CHAMP EN FONCTION DES PRATIQUES AGRICOLES ET DES CARACTERISTIQUES DU MILIEU PAR UN MODELE OPERATIONNEL	25
1 CADRAGE DE L'ETUDE EN BORDURE	25
2 TYPOLOGIE DES BORDURES DE CHAMP	25
3 DESCRIPTION DE LA DEMARCHE DE CONSTRUCTION	27
4 PRESENTATION GENERALE DE LA STRUCTURE DU MODELE	27

4.1	Modèle conceptuel	27
4.2	Présentation des traits de vie et théories écologiques utilisées	29
4.2.1	Classification botanique : monocotylédone et dicotylédone	29
4.2.2	Types biologiques de Raunkiær	29
4.2.3	Indice d'Ellenberg	30
4.2.4	Loi du minimum écologique	31
4.3	Constitution de la base de calcul	32
5	DESCRIPTION DES MODULES	35
5.1	L'entretien des bordures : Module « Entretien »	35
5.1.1	Définition	35
5.1.2	Causes et influences	35
5.1.3	Les règles générales de décision.....	37
5.1.4	Détail du calcul	39
5.2	L'exportation des foins : Module « Export »	41
5.2.1	Définition	41
5.2.2	Les règles générales de décision.....	41
5.2.3	Détail du calcul	41
5.3	La dérive des substances : Module « Dérive »	42
5.3.1	Définition	42
5.3.2	Causes et influences	42
5.3.3	Les règles générales de décision.....	43
5.3.4	Détail du calcul	45
5.4	L'épandage d'herbicides : Module « Herbicide »	53
5.4.1	Définition	53
5.4.2	Causes et influences	54
5.4.3	Les règles générales de décision.....	54
5.4.4	Détail du calcul	54
5.5	La fertilisation et la fertilité du sol : Module « Fertilisation et fertilité »	56
5.5.1	Définition	56
5.5.2	Causes et influences	56
5.5.3	Les règles générales de décision.....	57
5.5.4	Détail du calcul	58

5.6	La fertilité du sol en phosphore : Module « Phosphore »	61
5.6.1	Définition	61
5.6.2	Causes et influences	62
5.6.3	Les règles générales de décision.....	62
5.6.4	Détail du calcul	62
5.7	L'irrigation et l'humidité du sol : Module « Irrigation »	63
5.7.1	Définition	63
5.7.2	Causes et influences	63
5.7.3	Les règles générales de décision.....	64
5.7.4	Détail du calcul	64
5.8	Le pH du sol : Module « pH »	67
5.8.1	Définition	67
5.8.2	Causes et influences	67
5.8.3	Les règles générales de décision.....	67
5.8.4	Détail du calcul	67
5.9	L'implantation d'une bordure : Module « Modalité d'implantation »	68
5.9.1	Définition	68
5.9.2	Causes et influences	68
5.9.3	Les règles générales de décision.....	69
5.9.4	Détail du calcul	69
6	ANALYSES DE SENSIBILITE	70
6.1	Introduction	70
6.2	Matériel et méthodes	70
6.3	Résultats	72
7	VALIDATION	82
7.1	Introduction	82
7.2	Présentation des jeux de données réelles utilisés	82
7.2.1	Etude sur les grandes bordures de champs.....	83
7.2.2	Etude sur des micro-parcelles	86
7.3	Simulations effectuées à l'aide du calculateur	88
7.3.1	Simulations en grandes bordures	88
7.3.2	Simulations pour les micro-parcelles.....	91

7.4	Résultats de la confrontation des sorties du modèle et des données réelles	93
7.4.1	Approche descriptive : Taux de vraisemblance	93
7.4.2	Approche statistique : ROC avec ASC	94
7.4.3	Résultats de l'approche descriptive : taux de vraisemblance	96
7.4.4	Résultats de l'approche statistique : Méthode ROC et calcul de l'ASC	103
7.5	Discussion.....	105

PARTIE 3 : DEVELOPPEMENT ET VALIDATION D'UN INDICATEUR PREDICTIF DE LA VALEUR POLLINISATRICE DES BORDURES DE CHAMPS EN GRANDES CULTURES

(ARTICLE RICOU ET AL. 2014)	107
--	------------

1	IMPORTANCE DE LA POLLINISATION	107
----------	---	------------

2	L'ARTICLE	108
----------	------------------------	------------

3	INTRODUCTION	111
----------	---------------------------	------------

4	MATERIALS AND METHODS	114
----------	------------------------------------	------------

4.1	Indicator design	114
------------	-------------------------------	------------

4.2	Characterization of species	118
------------	--	------------

4.3	Flora and fauna sampling.....	118
------------	--------------------------------------	------------

4.4	Statistical analysis.....	119
------------	----------------------------------	------------

5	RESULTS.....	119
----------	---------------------	------------

5.1	Structure of the indicator to assess the pollination value for each species	120
------------	--	------------

5.1.1	Visual attraction criteria	120
-------	----------------------------------	-----

5.1.2	Flower accessibility criteria	122
-------	-------------------------------------	-----

5.1.3	Floral reward criteria	123
-------	------------------------------	-----

5.1.4	Assessment of the pollination value.....	124
-------	--	-----

5.2	Aggregation of species value at field margin level	126
------------	---	------------

5.3	Calculation examples	127
------------	-----------------------------------	------------

5.4	Evaluation of the predictive quality of the indicator	131
------------	--	------------

6	DISCUSSION.....	134
----------	------------------------	------------

7	CONCLUSIONS.....	138
----------	-------------------------	------------

8	REFERENCES	139
----------	-------------------------	------------

APPENDIX 1: DEFINITION OF THE CRITERIA OF THE INDICATOR (SEE FIG. 2).....	146
--	------------

PARTIE 4 : INDICATEUR PREDICTIF EVALUANT LES EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA DIVERSITE FLORISTIQUE ET SES SERVICES.....	151
1 TRANSFORMATION DES SORTIES EN VUE D'UNE EVALUATION DU SERVICE VALEUR PATRIMONIALE.....	151
2 TRANSFORMATION DES SORTIES EN VUE D'UNE EVALUATION DU SERVICE VALEUR POLLINISATRICE.....	154
3 PRESENTATION DE L'OUTIL.....	156
3.1 La saisie des données.....	157
3.2 Les résultats.....	159
3.3 Le calcul des indicateurs	161
3.4 Le calcul des probabilités.....	162
3.5 Les paramètres	163
DISCUSSION GENERALE	165
1 LES APPORTS DU TRAVAIL REALISE	165
2 DISCUSSION SUR LA METHODE.....	169
2.1 Modèle de prédiction de probabilité de présence des espèces végétale.....	169
2.1.1 Construction du modèle	169
2.1.2 Evaluation du modèle	169
2.1.3 Agrégation et choix de la probabilité minimale	173
2.1.4 Evaluation des services – Transformation des sorties.....	174
2.2 Indicateur de valeur pollinisatrice	175
3 AMELIORATION ET EVOLUTION A SUIVRE	176
3.1 Adaptation du modèle au champ cultivé	176
3.2 Les effets du paysage et du changement d'échelle	176
CONCLUSIONS.....	178
ANNEXE 1 : ETUDE PRELIMINAIRE AU PARAMETRAGE DU MODULE « DERIVE ».	179
ANNEXE 2 : PARAMETRES UTILISES POUR LE CALCUL DE PROBABILITE EN FONCTION DU PH DU SOL.	188

ANNEXE 3 : RESULTATS DE L'APPROCHE DESCRIPTIVE (VALIDATION) AVEC CALCUL DU TAUX DE VRAISEMBLANCE POUR DES BORDURES IMPLANTEES DE 3 M DE LARGE	189
ANNEXE 4 : LISTES D'ESPECES UTILISEES DANS LE CADRE DU DEVELOPPEMENT DE L'INDICATEUR VALEUR PATRIMONIALE.	191
BIBLIOGRAPHIE	193

INTRODUCTION

Pour pallier la pénurie de ressources alimentaires d'après-guerre, les pays européens ont développé et procédé à une intensification de l'agriculture (Tilman et al., 2002). Celle-ci s'est réalisée par le biais d'avancées techniques et scientifiques importantes. Outre les effets positifs qu'ont pu apporter cette évolution de l'agriculture en termes de qualité de vie et d'économie, cette intensification a eu un impact négatif sur l'environnement, en entraînant une pollution et une déstructuration des paysages agricoles, conséquences qui ont abouti à une érosion plurifactorielle de la biodiversité (Benton et al., 2003).

En paysage de grandes cultures, cette érosion a été essentiellement due à la destruction des IAE (Infrastructures Agro-Ecologiques) que sont les haies et les bordures de champ, véritables refuges pour la biodiversité, mais également par l'intensité des perturbations chimiques via l'épandage de grandes quantités d'intrants comme les herbicides (Gaba et al., 2014). Il y a eu une prise de conscience généralisée de cet impact et la nécessité de freiner cette érosion est devenue inéluctable et indispensable de par les services que la biodiversité peut rendre à l'homme (Millennium Ecosystems Assessment, 2005).

Au sein du paysage agricole, de nombreux services écosystémiques reposent sur les espèces qui s'y développent comme la pollinisation, le contrôle biologique des ravageurs, l'amélioration de la fertilité des sols, ou encore directement la production agricole. Depuis les années 80, de nombreux travaux ont vu le jour afin de participer à la restauration de la biodiversité au sein de l'agroécosystème. Certains ont porté sur le rétablissement de la présence d'habitats favorables à la biodiversité comme l'implantation d'IAE sous la forme de bordure de champs (bande enherbée et fleurie) (Marshall and Moonen, 2002). Ces bordures ont un double rôle qui est à la fois de diminuer la dérive des intrants participant à la pollution des eaux de surfaces, mais aussi par leurs compositions végétales d'apporter une ressource alimentaire et un refuge à de nombreuses espèces comme les insectes et les petits mammifères, qui eux même participent à l'alimentation des oiseaux tels que les rapaces (Marshall et al., 2006). Ce genre d'actions menées sur le terrain a permis de contribuer à améliorer certains services comme la pollinisation ou la conservation d'espèces ayant une forte valeur patrimoniale.

La pollinisation est l'un des services les plus importants rendus à l'homme dans le contexte agricole. La production de 84% des espèces cultivées en Europe (Allen-Wardell et al., 1998) et de 65% des espèces cultivées pour l'alimentation humaine à l'échelle du monde (Klein et al., 2007) ainsi que la diversité floristique des écosystèmes naturels dépendent de la pollinisation entomophile. L'intensification des pratiques agricoles a eu une influence sur les espèces pollinisatrices mais également sur leurs ressources que sont les espèces végétales. De nombreuses espèces ont vu leurs effectifs se raréfier comme les espèces messicoles, emblématiques des agroécosystèmes (Meerts, 1993). Ces espèces inféodées aux cultures représentent un patrimoine qu'il est important de conserver et de restaurer.

Ces travaux se doivent d'être accompagnés de méthodes permettant d'évaluer et de comprendre leurs réels apports dans ce dessein. En parallèle aux travaux sur le développement de ces techniques favorisant le retour de la biodiversité dans le paysage agricole, de nombreuses initiatives sur la conception de méthodes permettant leur évaluation ont vu le jour.

Les méthodes d'évaluation de la biodiversité sont très nombreuses et elles permettent, selon leur niveau de construction et d'intégration, d'évaluer les effets des pratiques et/ou du milieu sur la biodiversité de manière plus ou moins complexe au regard de leur utilisation. Aussi est-il devenu nécessaire de disposer d'outils simples d'utilisation et de développement comme le sont les indicateurs prédictifs basés sur des modèles opérationnels (Bockstaller et al., 2011). Si dans le domaine de la biodiversité, il existe de nombreux indicateurs basés sur des mesures de diversité et d'abondance au sein d'un groupe taxonomique, ou des variables de pratiques (Burel et al., 2008) il existe peu d'indicateurs prédictifs (Bockstaller et al., 2011). Ceux-ci permettent de relier les variables d'entrées comme des variables de pratiques sur la biodiversité ce qui n'est pas possible avec un indicateur basé sur une mesure de terrain. Par ailleurs, ils permettent de simuler les effets des pratiques sur la biodiversité et donc sur ses services de manière simple et lisible. Ainsi en se basant sur ce constat, il est apparu intéressant de développer et d'adapter ces travaux pour évaluer l'effet des pratiques agricoles sur des services rendus par la biodiversité.

C'est l'objet principal de ce travail de thèse, qui a été d'élaborer un indicateur prédictif permettant d'évaluer les effets des pratiques agricoles sur deux services rendus par la diversité

spécifique végétale des bordures de champs, un des piliers sur lesquels repose le bon fonctionnement des agroécosystèmes. Un tel outil permettra aux agronomes (du chercheur au conseiller agricole) d'évaluer l'effet des pratiques agricoles sur la diversité floristique et les effets sur les services associés pour aider au conseil des agriculteurs, mais aussi de développer des systèmes de culture innovants, respectant et favorisant la biodiversité et ses services au sein du paysage agricole. Les agriculteurs dans l'ensemble ont rarement le temps d'utiliser directement de tels outils mais en sont bien les bénéficiaires finaux. La thèse se structure de la manière suivante :

- Dans une première partie nous présentons un état des connaissances actuelles sur les impacts qu'a eu l'agriculture sur la biodiversité que nous définirons et les outils disponibles existants participant au développement d'une agriculture durable et respectueuse de l'environnement.
- La seconde partie est consacrée à la présentation de la méthode employée pour construire un indicateur prédictif permettant, par la prédiction de la probabilité de présence d'espèces végétales, d'évaluer les effets des pratiques agricoles et du milieu sur deux services écosystémiques que sont la valeur patrimoniale et la pollinisation. La bonne construction de cet outil est évaluée par une analyse de sensibilité puis validée par la confrontation des résultats à des données réelles observées sur le terrain.
- Nous présentons ensuite les travaux concernant le développement d'un indicateur évaluant le potentiel pollinisateur des bordures de champs à partir de leur composition floristique sous la forme d'un article scientifique accepté dans la revue de rang A « Ecological Indicator ».
- Enfin, de tels outils nécessitent d'aboutir à des résultats lisibles et compréhensibles par leurs utilisateurs c'est pourquoi nous proposons dans une quatrième partie, la transformation des sorties de ces outils en indicateurs opérationnels. Nous terminons par une présentation de l'outil proprement dit dans sa forme finale informatisée.

Nous clôturerons ce manuscrit en discutant des apports et des biais que peuvent entraîner la construction de ce type d'outil et de ce qui peut être entrepris à l'avenir pour parfaire ce genre de travail.

PARTIE 1 : Etat des connaissances et problématique

1 L'évolution de l'agriculture et ses effets

1.1 L'intensification de l'agriculture

Dans la seconde moitié du XXe siècle, pour répondre à la pénurie alimentaire de l'après-guerre, l'agriculture des pays développés a augmenté sa production par le biais d'une intensification forte des pratiques culturales (Tilman et al., 2002). En France ce mouvement s'est accéléré avec les lois d'orientations de 1960 et le soutien de la toute nouvelle Politique Agricole du Marché Commun devenue aujourd'hui l'Union Européenne.

Cette intensification s'est traduite par des avancées techniques liées au développement industriel et scientifique. Ainsi, les progrès en génétique et les travaux sur la sélection variétale ont permis de créer des espèces cultivées plus productives et dans certains cas moins sensibles aux agressions biotiques et aux aléas abiotiques et donc d'augmenter les rendements. Le développement du machinisme et le développement des produits chimiques (engrais et pesticides) ont optimisé le travail de l'agriculteur et amélioré sa production. Enfin, la création de plus grandes parcelles par remembrement a facilité la circulation des engins et fortement amélioré les débits des chantiers en diminuant les temps de travaux à l'hectare.

Toutes ces avancées techniques et scientifiques ont apporté une amélioration certaine de rendement et une autonomie alimentaire à la France. Elles ont favorisé le développement des filières agroalimentaires, créant des emplois dans ces filières et générant aussi des ressources importantes à l'exportation. Mais elles ont eu dans les années 80 des conséquences négatives du point de vue économique, avec les crises de surproduction et des conséquences sociales importantes (diminution drastique du nombre d'agriculteurs, désertification de certaines zones en France). Depuis les années 90, les problèmes environnementaux ont fait l'objet d'une médiatisation croissante et sont aussi devenus un sujet central de préoccupations de la recherche Agronomique. Cependant, avec le tournant du millénaire, l'accroissement constant de la population mondiale, la demande accrue en produits alimentaires carnés des pays émergents, la nécessité d'une agriculture doublement performante, économiquement et sur le plan environnemental retient de plus en plus l'attention des politiques (Guillou et al., 2013).

1.2 Les effets de l'intensification sur l'environnement

L'intensification de l'usage des terres a conduit à des changements drastiques de structure et de composition des paysages. Ces changements agricoles ont été responsables de modification du paysage et d'un enrichissement excessif en nutriments (nitrates, phosphates, etc.) et d'une contamination en substances toxiques (pesticides, métaux lourds, etc.) des différents compartiments de l'environnement, sol, eau et air. Par ailleurs, l'agriculture consomme de plus en plus d'énergie et de ressources non renouvelables à l'origine d'émission de gaz à effet de serre.

Si dans certaines régions du monde l'appauvrissement des sols par un usage intensif reste un problème, dans les pays développés, l'intensification de l'agriculture avec des apports massifs d'engrais minéraux ou organiques conduit plutôt à un enrichissement excessif des sols en éléments nutritifs. Seulement dans certains systèmes en agriculture biologique sans apport raisonné de matière organique, on observe des problèmes d'appauvrissement (Gosling and Shepherd, 2005). Ces apports massifs en éléments fertilisants et l'enrichissement des sols sont à l'origine de la lixiviation des nitrates vers les eaux de profondeur et de surface (Machet et al., 1997), ainsi que les transferts par ruissellement des phosphates vers les eaux de surface (Buczko and Kuchenbuch, 2007).

De même que pour les fertilisants, l'utilisation croissante de produits phytosanitaires de synthèse a été source de contamination du sol (Barriuso et al., 2008) mais surtout des eaux et de l'air par différentes voies de transfert (Schiavon et al., 1995; Bedos et al., 2002). Cette pollution a diffusé et a entraîné des dégradations de la qualité des eaux superficielles et souterraines (Altieri, 1989; Stoate et al., 2001; Clément et al., 2003). L'utilisation du cuivre (qui est aussi autorisé en agriculture biologique) en région viticole notamment (Brun et al., 1998), l'apport de lisiers en grandes quantités ont été aussi sources de contamination des sols en métaux lourds (Coppenet et al., 1993).

L'intensification de l'agriculture a également engendré une altération de l'hétérogénéité du paysage. Les principales modifications du paysage se sont traduites par un remembrement des parcelles agricoles rendu possible par une réduction du réseau de haies et une destruction des différents habitats présents aux alentours des cultures (Bosquets, îlots forestiers...). Cette simplification spatiale du paysage a influencé la faune, la flore et leur dynamique et a conduit

à une énorme érosion de la biodiversité (Robinson and Sutherland, 2002; Tscharrntke et al., 2005; Flohre et al., 2011)

Cette érosion s'est traduite par la disparition d'espèces ayant des rôles importants dans le fonctionnement de l'agroécosystème. En France, entre 1974 et 2007, le nombre d'espèces végétales a été réduit de 44% et leur abondance de 66% (Fried, 2007). En Allemagne, Meyer et al. (2010) ont montré une baisse de la diversité fonctionnelle des communautés végétales et de la présence et de l'abondance des espèces rares en l'espace de 50 ans. La flore et sa diversité ont un rôle majeur dans le maintien des fonctions écologiques d'un système aussi perturbé que le paysage agricole. De nombreuses espèces en dépendent telles que les petits mammifères (Ouin et al., 2000), les insectes pollinisateurs (Banaszrak, 1992; Potts et al., 2003; Pywell et al., 2006) et les auxiliaires des cultures que sont les carabes (Burel, 1989; Petit and Burel, 1998; Aviron et al., 2005). Les oiseaux ont été également impactés par la raréfaction de leurs ressources alimentaires et notamment des criquets (Avery et al., 2004) qui sont très sensibles à la structure des communautés végétales (Wingerden et al., 1992). La modifications des milieux, les problèmes de pollutions et les changements drastiques de structure et de composition des paysages, ont entraîné une raréfaction ou l'extinction de nombreuses espèces de plantes, d'insectes, d'oiseaux et de mammifères en France et en Europe (Benton et al., 2003; Collins et al., 2003; Firbank, 2005).

Il est donc devenu nécessaire de définir la biodiversité et d'évaluer les effets de l'agriculture afin de développer des solutions conceptuelles et techniques pour continuer à produire de manière durable en respectant l'environnement.

2 La biodiversité

2.1 Biodiversité : définition

La conférence de Rio en 1992 (CBD, 1992) a vu la consécration du concept de « Biodiversité », apparu quelques années auparavant aux USA (Le Guyader, 2008), et les institutions ont pris conscience de la nécessité de la préserver. Pour définir la biodiversité il existe une convergence au sein de la communauté scientifique pour prendre en compte les 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) dépasse la simple dimension de la variabilité en proposant une hiérarchisation autour de trois attributs qui structurent un écosystème que sont la composition, la structure et la fonction (Clergue et al., 2005). Cette organisation est présentée dans la Figure 1.

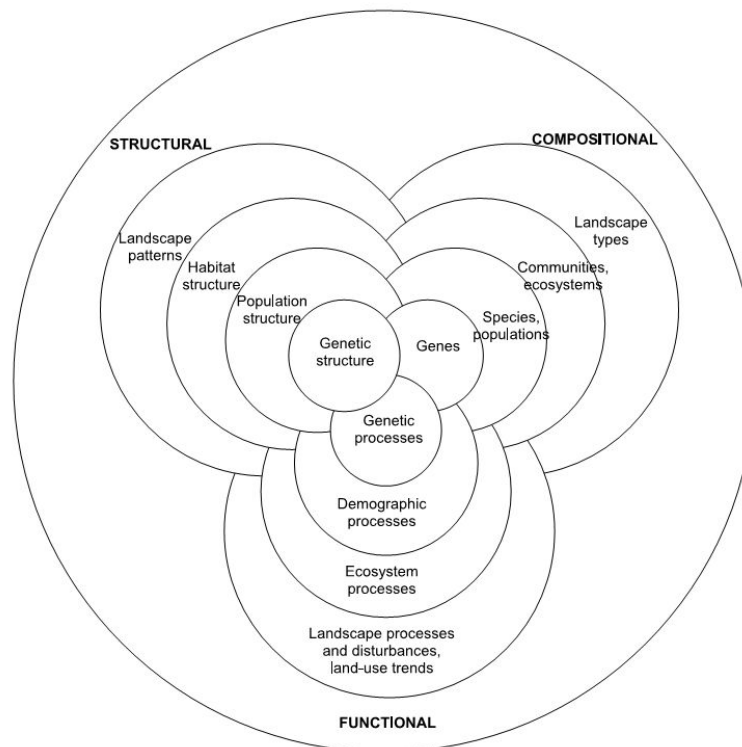


Figure 1 : Organisation hiérarchique de la biodiversité autour de trois attributs des écosystèmes, la composition, la structure et la fonction (Noss, 1990).

Pour étudier la biodiversité il existe de nombreuses approches. L'approche taxonomique est l'une des plus utilisées pour étudier la biodiversité à l'échelle spécifique. Elle se base sur l'étude du nombre d'espèces, leur abondance, la composition des communautés d'espèces ou leur distribution spatiale (Diaz et al., 2006).

Les espèces peuvent être également étudiées en utilisant leurs caractéristiques ou traits d'histoire de vie (Garnier and Navas, 2012) par ce que l'on appelle les approches fonctionnelles. Il peut être question de critères, par exemple chez les végétaux, tels que leurs tailles, leur classification botanique ou la masse de leurs graines.

La diversité spécifique peut se décrire également à différentes échelles spatiales (Duelli, 1997). Selon l'échelle choisie, les facteurs déterminant la diversité biologique ne seront pas les mêmes.

Kaennel (1998) relate l'existence de plus d'une quarantaine de termes et concepts reliés à la biodiversité dans un travail de synthèse. Duelli et Obrist (2003) en reprenant les travaux de Kaennel (1998) mettent en lumière la complexité de développer des indicateurs de biodiversité aujourd'hui face à cette multitude de notions. Leur nombre est d'autant plus important que depuis d'autres concepts ont été développés comme la « biodiversité associée » aux agroécosystèmes et la biodiversité fonctionnelle qui contribue à leurs fonctionnements (Peeters et al., 2004; Swift et al., 2004).

Parmi ces concepts nous pouvons citer la biodiversité « patrimoniale » (Le Roux et al., 2008). Cette fonction « patrimoniale » de la biodiversité est assurée par des éléments de la biodiversité constituant un patrimoine. Ce patrimoine peut être d'ordre culturel et/ou écologique. Par exemple les plantes messicoles sont des espèces à forte valeur patrimoniale, d'un point de vue culturel de par leur raréfaction liée à l'intensification de l'agriculture mais aussi d'un point de vue écologique de par leur fonction de ressource qu'elles entretiennent pour les insectes pollinisateurs. La biodiversité désigne toutes les espèces vivantes et la dynamique des interactions entre elles. Ces ensembles d'espèces peuvent être naturels (biodiversité sauvage) ou bien gérés par l'homme (biodiversité domestique).

Enfin la biodiversité dépasse la simple notion de diversité biologique du point de vue de l'écologie, quand on y associe les dimensions sociales et politiques d'une prise de conscience des services qu'elle rend à l'homme et à son environnement (Le Roux et al., 2008).

2.2 Les services écosystémiques

Les travaux des 1300 experts de l'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (MEA) a conduit à une évolution majeure de toutes les recherches autour la biodiversité en soulignant le rôle de la biodiversité dans la fourniture de nombreux services pour le bien-être humain (Millennium Ecosystems Assessment, 2005). La biodiversité n'est plus simplement considérée comme un ensemble d'espèces que l'on se doit de conserver simplement dans un souci d'éthique. La biodiversité s'est vue attribuer un rôle fonctionnel indissociable de ces enjeux de conservation.

Les espèces remplissent des fonctions traduites dans la notion de « services rendus » par la biodiversité (Le Roux et al., 2008). Ces services ont été classés de façon opérationnelle en trois catégories, concernant les services fournis par la biodiversité dans les agroécosystèmes (Figure 2).

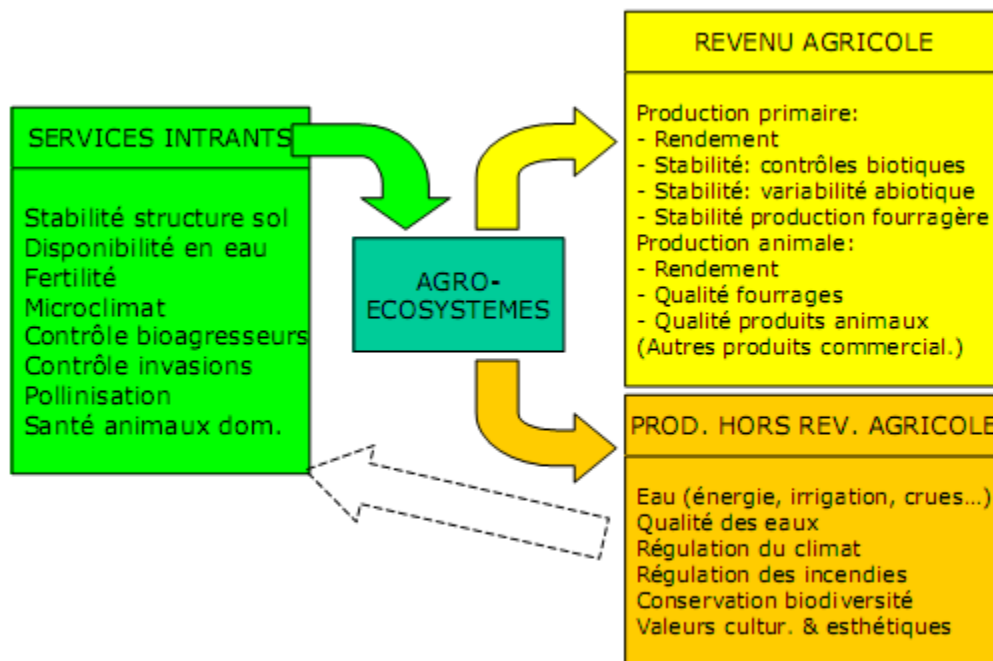


Figure 2 : Schéma conceptuel de l'organisation des services des agroécosystèmes (Le Roux et al. (2008) d'après Zhang et al.(2007).

Le Roux et al. (2008) distinguent :

- Les services intrants :

Les services intrants contribuent à la fourniture de ressources et au maintien des supports physico-chimiques de la production agricole, et les services qui assurent la régulation des interactions biotiques positives ou négatives comme le maintien de la structure ou de la fertilité des sols, pollinisation et protection de la santé des animaux domestiques. Par exemple, au sujet de la pollinisation réalisée par les animaux qui est un des services écosystémiques essentiels rendus à l'homme (Costanza et al., 1997), la diversité fonctionnelle des pollinisateurs contribuerait à maintenir une diversité des communautés des espèces à fleurs au sein des agroécosystèmes (Fontaine et al., 2006). Elle participerait également à l'amélioration des rendements agricoles pour certaines cultures (Le Roux et al., 2008). Ce service peut être considéré à plusieurs niveaux que l'on s'intéresse à la pollinisation en elle-même ou au maintien des populations et à la diversité des pollinisateurs. Elle peut être alors considérée comme un service intrant mais également comme un service produit de l'agriculture.

- Les services de production contribuant au revenu agricole :

Ces services concernent la production végétale et la production animale dont les niveaux mais aussi la stabilité dans le temps et la qualité des produits sont considérés. Ainsi la diversité spécifique aurait un effet sur le fonctionnement des écosystèmes terrestres et la circulation des flux d'énergie entre eux, comme celle des producteurs primaires que sont les plantes qui jouent un rôle central (Tilman et al., 2001).

- Les services produits hors revenu agricole direct :

Ces services incluent le contrôle de la qualité des eaux, la séquestration du carbone, la valeur esthétique des paysages et la conservation de la biodiversité. La diversité spécifique végétale peut apporter d'autres services, non fonctionnels, que l'on qualifiera de sociétaux et utiles pour le bien être de l'homme comme la valeur esthétique que peut avoir une bordure fleurie ou une forêt classée en réserve biologique intégrale (c'est-à-dire non gérée) (Le Roux et al., 2008).

3 Les enjeux techniques et scientifiques d'une agriculture de la biodiversité

3.1 Des travaux d'agronomes sur de nouvelles formes d'agriculture

Pour répondre aux enjeux de conservation de la biodiversité tout en maintenant des rendements satisfaisants, les agronomes ont tout d'abord cherché à développer des solutions techniques respectueuses de l'environnement. Certaines « ponctuelles », la fertilisation raisonnée ou la lutte biologique, et d'autres « radicales » comme le développement de nouveaux systèmes de cultures comme l'Agriculture Biologique. Mais ces solutions techniques ne résolvent pas complètement les problèmes, voire en ajoutent des nouveaux.

Une autre voie s'est développée, la « production intégrée » (Viaux, 1999) qui est inspirée de « la lutte intégrée » qui s'est développée dans les années 60 dans un contexte de perte d'efficacité des insecticides par développement de résistances. Elle se situe entre l'agriculture biologique et l'agriculture intensive en s'appuyant sur une approche plus systémique. Elle cherche à s'approcher de l'agriculture biologique sans s'interdire d'utiliser des produits chimiques quand cela s'avère nécessaire. Ainsi pour limiter l'usage des intrants chimiques, elle préconise le recours aux « ressources et moyens de régulations naturels » (ex : auxiliaires,

effets rotationnels, etc.). Pour cela, les pratiques agricoles sont réfléchies pour favoriser le retour d'une biodiversité servant l'agriculteur, notamment pour assurer le service de contrôle biologique des bioagresseurs (Ferron and Deguine, 2005).

Depuis le milieu du siècle dernier, l'« artificialisation » graduelle de l'agriculture a entraîné les agronomes à apporter moins d'attention aux composantes biologiques des cultures (Doré et al., 2010). En effet pour augmenter et favoriser la production agricole de nombreux scientifiques ont oublié un élément clef dans le développement d'une agriculture durable et autosuffisante : la compréhension de la nature et le fonctionnement de l'écosystème agricole : l'agroécosystème. L'agroécosystème désigne les communautés végétales et animales qui interagissent physiquement et chimiquement avec leur environnement qui lui-même a été modifié par l'homme pour sa consommation et son évolution (Altieri, 2002). Une nouvelle approche a émergé en réponse à cette simplification excessive des systèmes agricoles qui plaçait la composante biologique au second plan (Altieri, 1989), c'est l'agroécologie. Elle utilise les principes basiques d'écologie pour étudier, concevoir et gérer l'agroécosystème à la fois de manière productive et conservatrice, culturellement, socialement et économiquement viable (Altieri, 1995). Cette discipline implique différentes approches pour relever des challenges actuels de la production agricole. Bien qu'initialement l'agroécologie ait traité des aspects de production et de protection des cultures, au cours des dernières décennies de nouvelles dimensions environnementale, sociétale et éthique sont devenues prépondérantes. Le terme « agroécologie » a donc plusieurs significations, car il est vu à la fois comme une discipline scientifique, désignant des pratiques agricoles ou un mouvement politique ou social. Ces significations variées causent encore aujourd'hui des confusions et les scientifiques recommandent d'être explicite quant à son utilisation afin qu'il n'y ait pas de problème d'interprétation (Wezel et al., 2009). Un exemple actuel de cette diversité de définitions autour de l'agroécologie est donné par le chantier agroécologie à l'INRA qui vise à créer à rapprocher deux disciplines scientifiques alors que le programme « agroécologie » du ministère de l'agriculture vise clairement à faire évoluer les pratiques agricoles.

Plus récemment, Wezel et al. (2014) ont procédé à un état de l'art des nouvelles pratiques « agroécologiques » en analysant leurs avantages et leurs inconvénients. Ils ont distingué 15 catégories de pratiques, dont 7 participent à augmenter la capacité de production et 8 autres qui nécessitent une refonte basée sur leur diversification. Parmi elles, ils identifient de

nouvelles pratiques et approches qui concernent l'intégration ou la réintégration d'éléments naturels ou semi-naturels au sein du paysage comme les haies ou les bandes enherbées. Ces nouveaux éléments ont un important potentiel par la forte diversité spécifique végétale qu'ils abritent (Boatman, 1994). Cette diversité spécifique fournit un habitat et des ressources pour les auxiliaires de cultures (Marshall et al., 2006) susceptibles de réduire l'utilisation des pesticides mais aussi pour d'autres insectes bénéfiques en attirant les espèces pollinisatrices et en maintenant leurs effectifs hors de la période de floraison de la culture (Ricketts et al., 2008). Ils mettent l'accent également sur des pratiques qui sont trop peu souvent utilisées actuellement comme les pesticides naturels, le choix des cultures et de leurs rotations ou les engrais biologiques alors que d'autres sont assez bien intégrées comme le travail réduit du sol, le choix de cultiver ou la fertilisation organique.

Un autre concept moderne proche des précédents est l'intensification écologique dont Griffon (2006) (CIRAD) est le promoteur. Cassman (1999) définissait ce concept comme un besoin de progresser dans les sciences du végétal et du sol pour aboutir à une augmentation continue de la production céréalière (intensification) sans endommager l'environnement (écologique). Ceci implique l'utilisation intensifiée des fonctionnalités naturelles offertes par les écosystèmes afin d'assurer le fonctionnement écologiquement durable des écosystèmes productifs et renouveler en permanence les ressources naturelles (Chevassus au Louis and Griffon, 2008). Techniquement, il s'agit de concevoir des systèmes de production durables, plus économes en intrants et moins nocifs pour l'environnement, mais aussi de créer des variétés mieux adaptées à leur milieu, d'inventer de nouvelles techniques de lutte contre les maladies et les ravageurs. C'est aussi comprendre le fonctionnement de la nature pour exploiter ses ressources sans la détruire, et rompre avec les pratiques fondées sur l'utilisation intensive et massive de pesticides, d'engrais chimiques, d'eau et d'énergies fossiles. L'intensification écologique a été généralement considérée comme basée essentiellement sur l'utilisation de la régulation biologique pour gérer les écosystèmes agricoles à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du paysage. Doré et al. (2010) proposent cinq approches supplémentaires que la recherche agronomique pourrait suivre pour renforcer l'intensification écologique des systèmes de production actuels. En premier lieu il propose de se baser sur les récents progrès dans la recherche scientifique concernant la conversion d'énergie par les plantes, l'utilisation de l'azote et la gestion des bioagresseurs. La seconde approche consiste à chercher à imiter les agroécosystèmes dans leur structure et fonctions pour concevoir des

systèmes de culture. La troisième se base sur les principaux acteurs que sont les agriculteurs en proposant d'intégrer leurs connaissances du terrain et des milieux qu'ils gèrent dans la recherche et l'innovation scientifique. Enfin, il propose d'utiliser deux approches méthodologiques assez peu utilisées en agronomie que sont la méta-analyse et l'approche comparative.

Dans tous les cas, il existe un consensus selon lequel toute évolution vers des systèmes durables nécessite de disposer de moyens de « mesure », d'outils, pour évaluer des situations très diverses et ce, à différentes échelles (Bockstaller et al., 2008a). Vu la complexité du concept de durabilité, et ceci est aussi vrai pour la biodiversité, de nombreux auteurs ont préconisé le recours à des indicateurs. Ceci a conduit à un foisonnement d'initiatives et de propositions en la matière ces dernières années (Rosnoblet et al., 2006).

3.2 Des gestions innovantes des bordures de champ

En parallèle de ces travaux sur la réduction de l'impact des pratiques agricoles sur l'environnement et notamment sur la biodiversité, d'autres auteurs ont pris un parti plus pragmatique en se focalisant sur la bordure de champ et en faisant l'hypothèse qu'en paysage de grandes cultures, c'était un des principaux leviers pour restaurer la biodiversité. En effet, elles contiennent une diversité de communautés végétales. Les bordures de champ représentent des structures non productives ou structures agroécologiques importantes dans le paysage agricole. Ce sont souvent les seules surfaces semi-naturelles dans les paysages de grandes cultures qui nous intéressent ici. Elles servent d'habitat et de ressource alimentaire pour une faune et une flore importante (French and Cummins, 2001; Freemark et al., 2002; Marshall and Moonen, 2002). Elles peuvent être implantées depuis longtemps (qualifiées par la suite de « préexistantes ») sous forme de haies, bandes enherbées ou peuvent être implantées dans le cadre de programmes ou de pratiques de restauration de la biodiversité. Les bandes implantées, au-delà de leur rôle concernant la diminution de la concentration des substances polluantes des cours d'eau, comme les haies et les bordures de champ ont un rôle de refuge et d'habitat. En effet elles hébergent certaines espèces bénéfiques comme les auxiliaires contre les nuisibles et les espèces pollinisatrices (Dover and Sparks, 2000; Hinsley and Bellamy, 2000; Freemark et al., 2002; Asteraki et al., 2004). Elles participent à la production durable en favorisant les espèces prédatrices qui permettent de diminuer l'utilisation de pesticides. Leur étude met en évidence les effets bénéfiques qu'elles ont sur la flore et notamment sur la conservation d'espèces rares (messicoles).

Il existe des interactions entre le champ et la bordure (Le Coeur et al., 1997). La fertilisation et les applications de pesticides ont un effet sur la flore des bordures (de Snoo and van der Poll, 1999). Certaines espèces présentes dans la bordure peuvent également disperser dans le champ et devenir des adventices des cultures (Marshall, 1989). Dans de nombreux cas ces bordures ont été réduites à des bandes d'1 mètre de large. La restauration de ces structures semi-naturelles est une mesure clef pour opérer et favoriser un retour de la biodiversité au sein du paysage agricole (Kleijn and van Langevelde, 2006; Marshall et al., 2006).

4 Les indicateurs

4.1 Définition d'un indicateur

D'un point de vue général, un indicateur est une information (qualitative ou quantitative) utilisée pour évaluer l'état ou l'évolution d'un système généralement complexe, et que l'on peut difficilement appréhender de manière directe (Le Roux et al., 2008)

Bockstaller et al. (2008b) proposent comme définition synthétique d'un indicateur :

- Un indicateur est une grandeur qui fournit une information au sujet d'une variable plus difficile d'accès ou d'un système plus complexe, afin d'aider un utilisateur dans son action (prise de décision, construction d'un programme d'action, modélisation, etc.).
- Il est basé sur une référence relative (Ex : valeur initiale) ou absolue (seuil, norme, etc.) qui lui donne un sens et le différencie d'une valeur brute d'une variable.
- Il peut résulter d'une mesure, d'une observation, d'une donnée statistique, d'un calcul, d'une sortie de modèle dans le cas d'indicateurs simples ou d'une agrégation de variables pour des indicateurs composites (Gras et al., 1989; Mitchell et al., 1995; Girardin et al., 1999; Riley, 2001).

Leur développement nécessite de suivre cinq étapes identifiées par Girardin et al. (1999) :

- La définition préalable des objectifs et l'identification des utilisateurs finaux
- La construction des indicateurs
- La sélection des seuils de référence
- L'analyse de sensibilité des indicateurs
- La validation des indicateurs

L'indicateur est un outil qui existe depuis les années 90 et fait l'objet d'une littérature importante. Avec la consécration du concept de biodiversité, les travaux concernant les indicateurs d'impacts sur la biodiversité se sont fortement développés (Plantureux et al., 2009). Les indicateurs permettent d'étudier ce concept souvent mal défini (Büchs, 2003a) et complexe (Duelli and Obrist, 2003) de manière plus accessible. Riley (2001) met en lumière cette explosion des indicateurs ayant pour enjeux la biodiversité. Il en existe de différents types.

4.2 Les différents types d'indicateurs

Les indicateurs de biodiversité ont été classés par de nombreux auteurs en deux catégories que sont les indicateurs dits « directs » d'une part, et les indicateurs « indirects » d'autre part (Büchs, 2003b; Peeters et al., 2004; Burel et al., 2008; Dennis et al., 2009). Les premiers, correspondent aux indicateurs basés sur des mesures de terrain ou de méthodes permettant de se renseigner sur l'abondance ou la richesse d'un milieu. A la différence des indicateurs indirects, ces mesures nécessitent un investissement en temps et argent parfois important. Les seconds, dits également « simples » basés sur des variables de pratiques agricoles, de gestion de milieu, existent en grand nombre (Roquel, 2008) et permettent de se renseigner sur les pratiques d'une exploitation agricole (Indicateur de Fréquence de Traitement ou « IFT » par exemple). Ce sont des indicateurs basés sur des moyens ou orientés vers l'action tandis que les indicateurs directs sont des indicateurs d'effets ou de résultats (Braband et al., 2003; Payraudeau and van der Werf, 2005).

Cependant, il existe une troisième catégorie d'indicateurs dits « prédictifs » reposant sur des sorties de modèles (Bockstaller et al., 2011). Ces indicateurs peuvent se baser sur deux types de modèle différents:

- Les premiers sont dits complexes, car ils nécessitent un nombre important de données d'entrée souvent difficiles d'accès. Ils possèdent un pouvoir explicatif variable et peuvent se baser sur un modèle mécanistique ou déterministe, conceptuel, voir pour les plus complexes, empiriques ou statistiques. Ils intègrent des processus reliant la cause, tels que les pratiques ou milieux, à leurs effets. La méthodologie a été adaptée en écologie afin d'étudier et de modéliser des systèmes complexes comme par exemple, la circulation des minéraux et le développement des végétaux dans une situation de compétition (Schippers and Joenje, 2002).

- Les seconds sont dits « opérationnels » (Bockstaller et al., 2008b) car à la différence des indicateurs basés sur un modèle complexe, leur développement a pour vocation de

simplifier leur utilisation. Ceux-ci nécessitent un nombre de variables d'entrée moins important et plus facile d'accès.

La Figure 3 propose une synthèse typologique des différents indicateurs et de leur mode d'obtention.

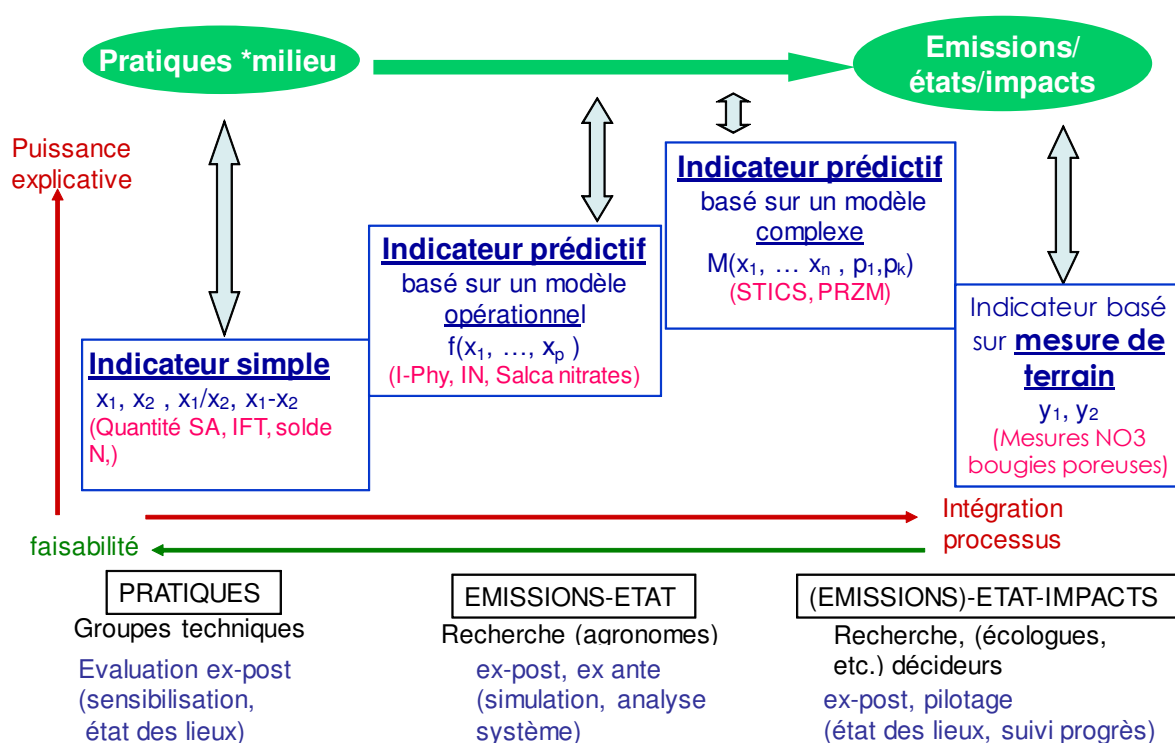


Figure 3 : Une typologie des indicateurs en fonction de leur mode d'obtention des valeurs et une évaluation de leur qualité et défaut avec des exemples en rouge (Bockstaller et al., 2013).

4.2.1 Les indicateurs directs « mesurés »

Les indicateurs de biodiversité « mesurés » sont issus de mesures de terrain, ou de méthodes basées sur le dénombrement direct ou l'estimation de variétés, de races, d'espèces au sein d'un écosystème. Ce sont des indicateurs qui cherchent à évaluer directement la biodiversité .

Il en existe de différents types et d'une grande diversité, ceci étant dû à la nature de l'information utilisée par les indicateurs directs, puisque de nombreux groupes d'espèces ont été proposés et ce des micro-organismes aux vertébrés (Burel et al., 2008). Ils sont basés sur des variables portant sur la richesse spécifique ou l'abondance qui sont couramment utilisées

pour définir les communautés au sein d'un ou plusieurs groupes taxonomiques (Büchs, 2003a; Duelli and Obrist, 2003). Nous pouvons citer comme exemple d'indicateur la méthode « STOC » (le Suivi Temporel des Oiseaux Communs), un des seuls indicateurs de suivi de biodiversité à l'échelle nationale et européenne actuellement disponible.

A partir des données sur la composition et l'abondance des espèces, différents auteurs ont proposé des indicateurs de diversité (Magurran, 2004) dits « composites » qui résultent d'un calcul comme l'indice de Shannon (Shannon and Weaver, 1949) et l'indice de Simpson (Simpson, 1949) par exemple. Ces indicateurs permettent de prendre connaissance d'un état de la biodiversité, d'une photo sans renseigner sur les causes. Ils ne sont donc pas sans inconvénients car ils demandent un travail d'échantillonnage et d'identification des espèces et lors de l'analyse, l'obligation de recourir à des statistiques. Ces indicateurs reposent sur l'hypothèse que le suivi d'un groupe taxonomique puisse rendre compte de l'ensemble de la biodiversité. Ceci a fait l'objet de critiques de nombreux auteurs (Lindenmayer and Likens, 2011). Certains ont cherché à valider ces indicateurs. Ainsi Duelli et Obrist (1998) ont corrélié différents groupes d'arthropodes à l'ensemble de la diversité en arthropodes en milieu cultivé et ont identifié les hétéroptères comme groupe candidat.

4.2.2 Les indicateurs indirects « simples »

Les indicateurs simples ou « indirects » appréhendent la biodiversité en s'intéressant aux facteurs, aux pratiques, afin d'établir un état des lieux et d'analyser ce qui constitue un risque ou une opportunité pour la biodiversité. Ils reposent donc sur une acquisition de données réalisée auprès des agriculteurs et ce à différentes échelles de la parcelle ou de l'exploitation jusqu'au paysage.

Ces indicateurs sont orientés vers la prise de décision et l'évaluation des moyens mis en œuvre pour la favoriser. Ils permettent de se renseigner en s'appuyant sur des mesures ou des observations concernant les pratiques agricoles. Nous pouvons citer comme exemple des indicateurs tels que les quantités d'engrais azoté, la part de surface intensément fertilisée (ou son complément la part non fertilisée de la SAU), le pourcentage de surface semi-naturelle ou l'IFT (Indice de Fréquence de Traitement) (Braband et al., 2003; Billeter et al., 2008; Roquel, 2008). Le principal problème pour ces indicateurs reste leur validation et donc leur capacité prédictive pour étudier les effets de ces pratiques sur la biodiversité (Levrel, 2007). Cependant Dennis et al. (2009) dans le cadre d'un état des lieux au sujet de ces indicateurs donnent des

exemples d'études ayant mis en évidence des corrélations significatives avec certains groupes taxonomiques comme par exemple :

- Les apports d'azote et la diversité des plantes, des oiseaux
- Les traitements pesticides et la diversité des abeilles, syrphes et oiseaux
- La diversité des cultures et celle des plantes, punaises, araignées, carabidés et abeilles.

Cependant plusieurs exemples cités sont tirés des travaux de Billeter et al. (2008) qui ont travaillé sur une gamme très étendue de paysages agricoles allant des plaines céréalières jusqu'à des paysages très diversifiés à agriculture extensive. Il n'est pas certain que des corrélations puissent être retrouvées à l'intérieur de ces types de paysages.

4.2.3 Les indicateurs prédictifs basés sur des modèles

En agriculture comme en biologie, les progrès de la connaissance ont conduit à prendre en compte un nombre de plus en plus important de paramètres complexes moins prévisibles ou quantifiables. La modélisation permet de traiter cette masse d'informations pour comprendre le fonctionnement des systèmes complexes comme sol-plante-climat et pour concevoir et évaluer de nouveaux systèmes de culture. Elle permet une plus grande précision pour évaluer et prédire ces phénomènes. Les sorties des modèles peuvent être utilisées pour calculer un indicateur qualifié par Bockstaller et al. (2013) de « prédictif ». Ces indicateurs entrent dans la catégorie des indicateurs indirects mais se distinguent des indicateurs simples par leur structure reposant sur une fonction.

Ce type d'indicateur est intéressant grâce aux possibilités et à la puissance explicative que peut apporter la modélisation. Il permet de relier des variables d'entrées sur les pratiques, ou les milieux, pouvant être décrites par des indicateurs « simples » à des indicateurs de sorties pouvant être décrites par des indicateurs « mesurés ». Il permet aussi de réaliser des évaluations *ex ante*, *a priori* sur des scénarii, sur des simulations pour répondre à des questions du type « que se passerait-il si ? », par opposition aux indicateurs « mesurés » ou « simples » qui ne sont utilisés que pour des situations réelles (en *ex-post*). Néanmoins, le développement de ce genre d'indicateur peut conduire à des problèmes pratiques dus à la complexité de construction de certains types de modèle (Bockstaller et al., 2008b).

4.2.3.1 *Les modèles complexes*

Ce type de modèle est dit « complexe » car il prend en compte un maximum d'informations pour aboutir à la prédiction exhaustive du phénomène étudié. Ceci implique l'intégration d'un nombre important de connaissances et de données qui peuvent être parfois difficilement accessibles. Les agronomes ont produit de nombreux modèles, notamment de cultures prédisant les rendements, l'évolution du statut hydrique, azoté dans le système sol-plante. Leur potentiel d'utilisation a été revu à la baisse « vers une utilisation plus modeste » (van Ittersum and Donatelli, 2003), ceci en partie à cause de leur lourdeur de mise en œuvre.

En agronomie, nous pouvons citer comme exemple de modèle complexe, « STICS » (Simulateur multidisciplinaire pour les cultures standard) développé par Brisson et al.(1998). Il permet de modéliser, à l'échelle de la parcelle, le développement d'une culture, voire de cultures associées (c'est-à-dire plusieurs espèces cultivées en même temps) ou encore d'une succession culturale, en fonction de nombreux paramètres agronomiques comme le climat, le sol et les pratiques agricoles. Les variables d'entrée sont nombreuses et décrivent des paramètres complexes qui concernent :

- le climat : température minimale et maximale journalière, rayonnement, cumul des précipitations journalières, etc. Ces données sont renseignées tous les jours pendant le cycle de la culture, du semis jusqu'à la récolte.

- le sol : réserve d'eau utile, teneur en matières organiques (qui détermine la quantité d'azote qui pourra être minéralisée).

- les pratiques culturales : dates et densités de semis, variétés, niveau de fertilisation, irrigation, rotations, modes de récolte (moisson, cueillette, fauche,...).

A partir de toutes ces variables d'entrée, le modèle STICS permet de calculer les caractéristiques de la production agricole comme le rendement des cultures, la qualité des produits récoltés, les consommations d'azote et d'eau par la plante. Outre ces résultats concernant la production agricole, STICS permet également d'estimer ce qui caractérise les effets de cette production sur l'environnement comme la fuite de nitrates, les émissions de gaz à effet de serre etc. Enfin ce modèle peut être utilisé à différentes échelles, de la parcelle à l'échelle régionale en considérant un ensemble de parcelles.

En écologie, les exemples sont moins nombreux, notamment pour ceux traitant des milieux agricoles. Ils se basent sur une approche physique des différents organismes, populations ou écosystèmes. Les organismes y sont considérés comme des systèmes dynamiques, déterminés par leur état (Stewart, 2002). C'est le cas des modèles de compétitions entre espèces végétales comme le modèle VEGPOP 2 de Schippers and Joenje (2002). Ce modèle se base sur une compartimentation des différents éléments entrant en jeu dans la compétition interspécifique entre espèces végétales. Chaque compartiment correspond à un facteur tel que le flux d'azote et la circulation des nutriments. Le modèle fait le lien entre ceux-ci afin de simuler le phénomène de la manière la plus exacte possible. L'utilisation de VEGPOP 2 est lourde puisqu'il nécessite une expérience de terrain pour effectuer son paramétrage et la saisie des données d'entrée au sujet des espèces végétales (physiologie, flux d'azote, période de floraison etc.)

4.2.3.2 *Les modèles opérationnels*

A la différence des indicateurs basés sur un modèle complexe, leur développement a pour vocation de simplifier leur utilisation. Ceux-ci nécessitent un nombre de variables d'entrée moins important et plus faciles d'accès sans réellement perdre en puissance explicative. Bockstaller et al. (2011) en ont revu plusieurs :

Keichinger (2001) a utilisé ce type d'approche pour étudier et évaluer les effets des pratiques agricoles sur la qualité cynégétique des milieux en grande culture. Il a développé un modèle basé sur un système expert : *Un système expert est une méthode qui permet d'agréger l'information de plusieurs critères prenant des valeurs parfois contradictoires ou étant incommensurables afin d'obtenir une seule information globale qui tienne compte simultanément de chaque critère* (Schärlig, 1990). Il a utilisé des systèmes experts associant des sous-ensembles flous, approche mathématique qui permet d'agréger des variables de nature totalement différentes (quantitative, qualitative) et de s'affranchir des problèmes de limites de classes. Ce type d'outil est particulièrement adapté dans le cadre d'études environnementales où les données quantitatives manquent et de nombreux critères interagissent (Enea and Salemi, 2001). L'utilisation d'une telle méthode se montre intéressante et efficace quand il est question de prendre en compte un ensemble de facteurs ayant chacun des effets au sein d'un système que l'on qualifiera de complexe. Au sein d'un système de culture, une pratique agricole a plusieurs effets qui peuvent interagir entre eux. Il

en est de même pour les effets induits. L'approche système permet donc une évaluation globale de ceux-ci.

Cependant la majorité des auteurs ont travaillé sur des groupes taxonomiques ou des espèces non liées à des objectifs cynégétiques. Meyer-Aurich et al. (2003) ont développé un modèle évaluant l'effet de pratiques sur les amphibiens et perdrix, sans être explicites sur les espèces. Le modèle fournit des notes (entre 0 et 1) de l'impact des perturbations (nombre de passage de travail du sol, quantité d'azote, nombre d'herbicides). Jeanneret et al. (2006) dans le cadre d'une méthode d'analyse de cycle de vie (SALCA) ont développé un modèle basé sur la notation de l'impact de pratiques culturales (sous forme de notes entre 1 et 5) sur différents groupes sans être explicites au niveau des espèces (plantes, mammifères, oiseaux, amphibiens, escargots et limaces, araignées, carabidés, orthoptères, abeilles et bourdons ainsi que les papillons). L'indicateur final repose sur une agrégation par somme de scores.

En revanche, Butler et al. (2009) ont proposé une méthode d'évaluation au niveau spécifique (oiseaux (63), bourdons (13), papillons (23), mammifères (44), espèces végétales dicotylédones (190)) en estimant les risques en fonction de leurs besoins (e.g. diet, forage habitat).

Sattler et al. (2010) ont comme Keichinger (2001) utilisé des arbres de décision associant des sous-ensembles flous pour travailler sur plusieurs groupes sans être explicites au niveau des groupes (oiseaux, amphibiens, mammifères, syrphes, flores des champs), en tenant compte de pratiques comme la fertilisation azotée, l'indice de fréquence de traitement des herbicides, etc. On peut encore citer d'autres approches utilisées dans les modèles MASC (Sadok et al., 2009), DEXiPM (Messéan et al., 2010) et IBEA (Anonymous, 2011) qui sont plus qualitatives.

Par ailleurs, nous pouvons encore citer les travaux dans l'équipe sur prairies de Pervanchon (2004) qui lors de son travail de thèse, a développé un modèle capable d'évaluer les effets des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes. Il a utilisé le même type de méthodologie que d'autres Keichinger (2001) basée sur un système expert associant des sous-ensembles flous. Aussi, apporte-t-il une innovation par le développement d'une méthode permettant de donner une probabilité de présence d'une

espèce végétale à partir de données concernant les pratiques agricoles effectuées. Ses travaux se sont basés sur les indices écologiques spécifiques de sensibilité à un facteur élaborés par Ellenberg et al. (1991).

Clergué (2008) a intégré également ces méthodes de développement dans ses travaux de thèse. Son travail a consisté à développer un indicateur permettant d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur les fonctions de la biodiversité à l'aide d'indicateur agri-environnementaux. Il s'est intéressé aux fonctions de la biodiversité et plus particulièrement aux organismes dits « auxiliaires » des cultures. Pour développer son modèle, il a utilisé une nouvelle méthode, la fouille de données. Ce type d'analyse permet de trouver des corrélations entre différentes variables d'une base de données et les organiser. A la différence du développement à partir d'un système expert, les relations entre les facteurs sont dérivées statistiquement et ne reposent plus sur un jugement d'experts.

5 Conclusion et problématique

Par ses services rendus, l'importance de la biodiversité est avérée au sein de l'agroécosystème. Les enjeux autour de sa conservation et de son utilisation respectueuse, sont nombreux et au cœur des projets de recherche en agronomie et en écologie aujourd'hui. La pollinisation est l'un de ces services les plus importants, d'un point de vue agricole mais également sociétal. Les insectes composent en majorité cette diversité spécifique participant à la réalisation de ce service. Ils dépendent essentiellement de la flore et des espèces à fleurs qui se développent au sein des agroécosystèmes et qui ont vu leurs effectifs se raréfier à cause de l'intensification agricole. Cette érosion a conduit les agronomes et les écologues à s'intéresser aux bordures de champ comme zone de restauration de la biodiversité. Ces bordures de champ, par les nombreuses espèces végétales qui s'y développent, ont un double rôle au sein de l'agroécosystème. Certaines de ces espèces végétales ont une forte valeur patrimoniale, par leur degré de rareté au sein des paysages agricoles et par le fait qu'elles représentent une ressource alimentaire pour d'autres espèces agricoles d'intérêts comme les insectes pollinisateurs.

Par ailleurs, dans les travaux de conception innovante des agronomes, il est rapidement apparu la nécessité de développer des méthodes d'évaluation permettant de comprendre et

d'estimer l'influence qu'ont le milieu et les pratiques agricoles sur la biodiversité. L'intérêt des travaux sur les indicateurs basés sur les modèles opérationnels afin d'évaluer pour mieux gérer et produire réside dans leur simplicité de construction et d'utilisation.

C'est pourquoi nous avons entrepris de développer un indicateur prédictif basé sur un modèle opérationnel afin d'évaluer l'effet des pratiques agricoles et du milieu sur deux services rendus par la diversité spécifique de la flore des bords de champs que sont la valeur patrimoniale et la pollinisation.

L'hypothèse de ce travail de thèse est qu'il est possible de développer une méthode permettant d'évaluer l'impact des pratiques agricoles et des gestion de bordure de champ sur la diversité végétale et les services qui lui sont associés, de pollinisation et de valeur patrimoniale, en prenant en considération un nombre réduit de variables d'entrée facilement accessibles.

PARTIE 2 : Modèle de prédiction de la présence des espèces en bordure de champ en fonction des pratiques agricoles et des caractéristiques du milieu par un modèle opérationnel

1 Cadrage de l'étude en bordure

Les travaux dans l'équipe de Pervanchon (2004) et Amiaud et al. (2005) à l'échelle parcellaire en prairie, ainsi que d'autres revues dans la partie 4.2.3.2 ont permis de démontrer qu'il était possible, sous réserve de posséder un certain nombre d'informations, de développer un modèle permettant de donner une probabilité de présence d'espèces végétales à partir de données d'entrée au sujet des pratiques.

En nous appuyant sur les résultats de la thèse d'E. Gaujour (2010), nous avons posé comme hypothèse que la végétation des prairies et celle des bordures préexistantes ou implantées (bande enherbées, fleuries) puissent présenter des similarités en termes de composition et fonctionnement (sol peu perturbé). Nous proposons en premier lieu, d'adapter les travaux de Pervanchon (2004) à la bordure.

Ainsi sur la bordure préexistante nous retrouvons comme pour la prairie des pratiques telles que la fauche, la « fertilisation », le semis et en ce qui concerne le milieu, les caractéristiques physico-chimiques d'un sol non soumis au labour. Mais il existe aussi des processus spécifiques aux bordures semées nouvellement implantées où il arrive que le sol soit retourné, travaillé et soumis à la dérive des intrants.

2 Typologie des bordures de champ

Il nous a semblé nécessaire de définir notre cadre d'étude en proposant notre typologie des structures parcellaires (Figure 4). Dans la littérature, Marshall et Moonen (2002) ont proposé une typologie dont nous nous sommes inspirés en prenant également en compte la terminologie utilisée par l'INRA SAD Paysage dans sa définition de la bordure de champ (Baudry et al., 1998) afin de tenir compte aussi de systèmes de gestion innovants.

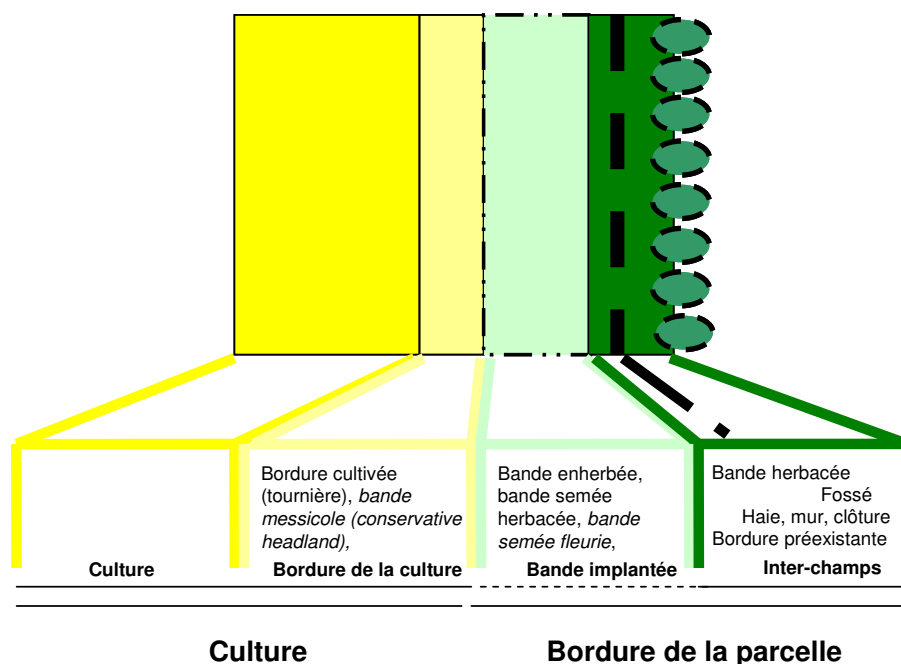


Figure 4 : Typologie des principales structures parcellaires rencontrées en grande culture.

Les bandes enherbées, par exemple, sont des structures jeunes dans le paysage agricole mais sont souvent installées sur un sol pouvant avoir un long passé cultural. Dans notre typologie le système bordure comprend à la fois la bordure de culture qui peut être gérée de manière innovante pour favoriser la biodiversité (Ex : bande messicole, i.e. des bandes cultivées de manière plus extensive (réduction des apports d'engrais et d'herbicides) de manière à favoriser la levée d'espèces messicoles tout en limitant les espèces d'adventices nuisibles), les bandes implantées (enherbées) et l'inter-champ (bordure préexistante). Ces deux structures ont des passés de gestion bien distincts, il faut donc développer une méthode qui permette d'obtenir une représentation juste et globale de la composition spécifique de la flore au sein du système bordure.

Ces différentes structures représentent des enjeux scientifiques innovants et importants, le modèle se doit d'y être sensible. Enfin, le travail s'est orienté vers le développement d'un modèle reposant sur des méthodes de calcul différentes en fonction de chaque structure.

3 Description de la démarche de construction

Nous avons structuré ce travail en plusieurs étapes. En premier lieu nous avons sélectionné les pratiques agricoles connues pour leurs effets combinés sur la biodiversité et ses services, identifié leurs natures et estimé l'ampleur de leurs effets dans un premier temps sur la probabilité de présence des espèces. Dans une seconde étape, nous avons intégré par expertise et à l'aide la bibliographie, la connaissance sur ces effets dans un modèle opérationnel. A la suite de ce travail de conception, nous avons évalué la sensibilité, et la qualité prédictive du modèle en le confrontant à un jeu de données mesurées sur le terrain dans le cadre de la thèse et acquises en dehors. Enfin, nous avons transformé les sorties du modèle (richesse spécifique potentielle) en un indicateur en les agrégeant en une valeur synthétique. Nous avons positionné ensuite celle-ci par rapport à des références que nous avons sélectionnées, et sur une échelle de notation lisible

La construction de modèle à données d'entrées peu nombreuses et facilement accessibles nécessite de faire un choix en sélectionnant les pratiques qui selon nous avaient le plus d'effets sur la diversité floristique des bordures de champs. La construction du modèle se base donc sur le développement de différents modules, chacun concernant un facteur ayant un impact, l'ensemble de ces effets aboutissant à une probabilité de présence d'une espèce en sélectionnant la plus délétère.

4 Présentation générale de la structure du modèle

4.1 Modèle conceptuel

Pour effectuer ce travail, il a fallu sélectionner, par analyse critique des travaux issus de la littérature scientifique et des experts, les pratiques agricoles qui ont des effets sur la diversité floristique. Nous avons séparé les facteurs « pratiques », désignant les pratiques agricoles appliquées sur la bordure et la culture, du facteur « milieu » désignant ce qui incombe aux propriétés physico-chimiques du sol (Figure 5).

La gestion a des effets sur la richesse, la composition et l'abondance de la végétation. Mais le milieu gouverne quant à lui par ses propriétés physiques et chimiques l'installation et le développement de la végétation qui sous l'action de la gestion est modelée.

A la différence des travaux de F. Pervanchon qui séparait les facteurs « pratiques » du facteur « milieu » (Pervanchon, 2004), pour les agréger à la fin de manière très qualitative avec une

pondération à dire d'expert, nous avons décidé d'intégrer plus précisément les interactions entre pratiques et milieu à chaque fois que cela était possible. Ceci est en particulier vrai pour l'effet de la gestion de l'azote sur la diversité végétale. Les espèces végétales sont affectées par la présence d'azote minéral dans le sol. Les teneurs en azote augmentent avec les apports d'azote dans la parcelle cultivée entraînant une dérive sur le couvert de bordure mais aussi par la minéralisation d'azote qui dépend des caractéristiques du sol et de l'historique de fertilisation.

Nous avons ensuite intégré par expertise la connaissance de ces effets dans le modèle sous forme de fonction mathématique et d'arbres de décision associant des sous-ensembles flous. Cette approche permet d'intégrer des variables qualitatives quand les connaissances ne permettent pas de quantifier les relations ou par souci d'opérationnalité pour ne pas complexifier le modèle. Elle a été utilisée dans l'équipe auparavant par Keichinger (2001) et Pervanchon (2004). Pour une description précise, nous renvoyons à la Figure 1 de la Partie 3.

Dans les fonctions, nous nous sommes appuyés sur des connaissances en écologie, notamment les traits écologiques tels que les indices écologiques spécifiques d'Ellenberg et al. (1991) et les types biologiques de Raunkiær (1934).

Le modèle est donc constitué de différents modules, concernant chacun des pratiques et paramètres du milieu, simulant chacun leurs effets sur la probabilité de présence des espèces végétales. Cette probabilité « P » prend une valeur comprise entre 0 et 1 qui correspond à la probabilité selon laquelle une espèce, en fonction des effets des différents facteurs agricoles sélectionnés, peut être présente ou absente dans le milieu étudié. Les différents modules sont :

- « P Herbi » : évaluant l'effet de la dérive des herbicides appliqués sur la parcelle
- « P Azote » et « P Phos » évaluant l'effet de la fertilité azotée et phosphatique du sol, lié à la fois à la fertilisation et au sol.
- « P Export » et « P Coupe » traitant des pratiques de gestion de la bordure (fauche, gestion des résidus)
- « P pH » : traitant de l'acidité du sol
- « P Eau » ; abordant l'humidité du sol lié aux pratiques d'irrigation notamment mais aussi au type de sol.

- « P Impl » : module concernant uniquement les bordures implantées et portant donc sur l'implantation de la bordure.

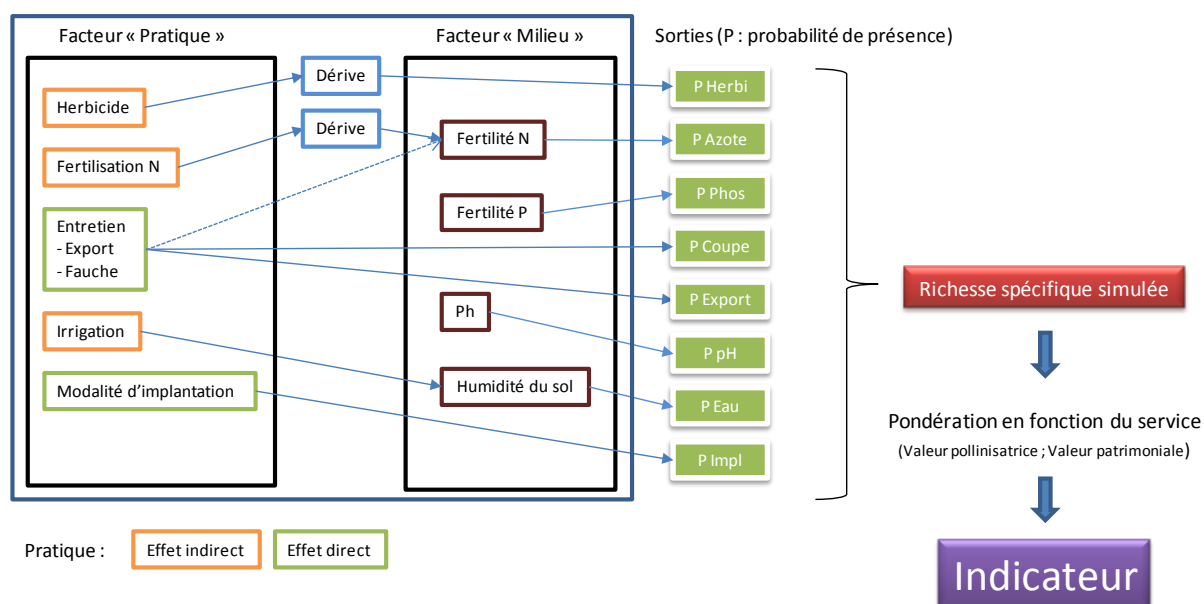


Figure 5 : Modèle conceptuel du calculateur de probabilité de présence des espèces végétales.

4.2 Présentation des traits de vie et théories écologiques utilisées

4.2.1 Classification botanique : monocotylédone et dicotylédone

Les angiospermes (ou plantes à fleurs) constituent le dernier stade de l'évolution des végétaux. Ces espèces végétales sont classées en deux catégories selon qu'elles possèdent un ou deux cotylédons qui correspond à la première feuille (feuille primordiale ou germinale), constitutive de la graine, et qui se présente à la germination. À cette particularité principale s'ajoutent des différences morphologiques et physiologiques qui font que ces deux groupes d'espèces réagissent différemment aux pratiques agricoles.

4.2.2 Types biologiques de Raunkiær

Raunkiær (1934) a proposé une classification qui permet d'organiser toutes les espèces en types biologiques en les séparant à partir de critères morphologiques tels que la position hivernale des méristèmes de croissance ou de l'organe de survie. Ces critères déterminent l'adaptation des plantes à passer la saison défavorable. Ainsi, les géophytes ont leur organe de

survie sous la surface du sol, les hémicryptophytes à la surface du sol. Enfin les thérophytes sont des espèces annuelles, qui passent l'hiver sous forme de graines déposées à la surface du sol (Figure 6).

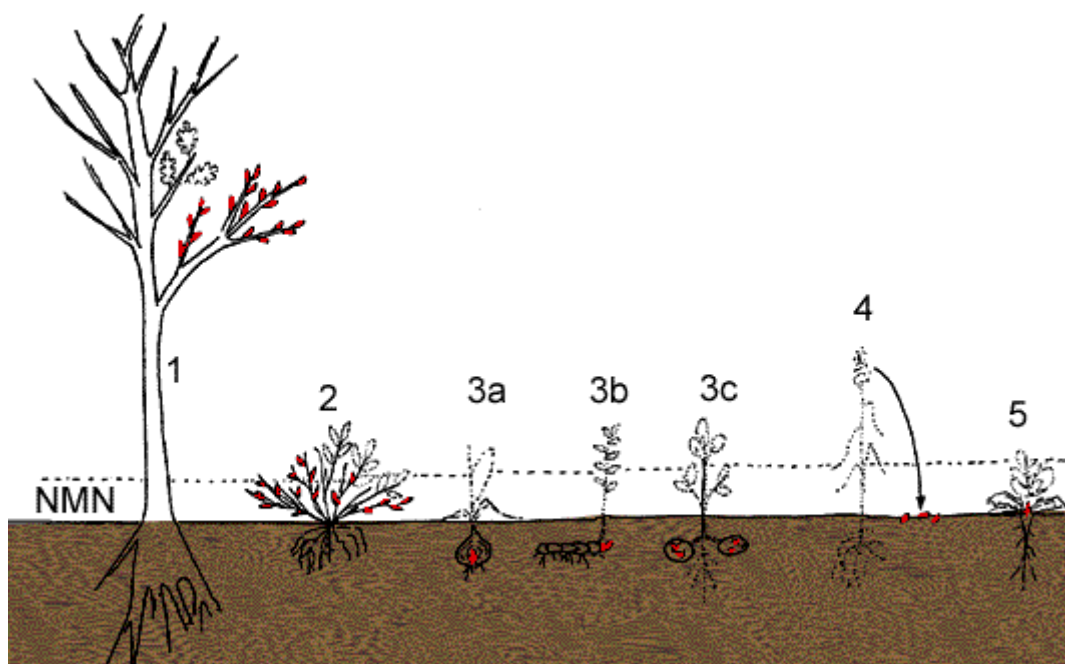


Figure 6 : Présentation des types biologiques de Raunkjær (1934). En rouge, les organes de survie (méristèmes de croissance). On distingue : 1 - Phanérophyte, les feuilles tombent ou non et les zones les plus sensibles (méristèmes) sont protégées par des structures temporaires de résistance : les bourgeons. 2 - Chaméphyte (Chamaephyte), les feuilles tombent ou non, les bourgeons les plus bas bénéficient de la protection de la neige (NMN : niveau moyen de la neige). 3 - Cryptophyte (Géophyte), ces plantes passent la période froide protégées par le sol, la partie aérienne meurt. 3a - c. à bulbe. 3b - c. à rhizome. 3c - c. à tubercule. 4 - Thérophyte, (plantes annuelles) ces plantes passent l'hiver à l'état de graine, l'ensemble de la plante meurt. 5 - Hémicryptophyte, stratégie mixte qui combine celle des Géophytes et des Chaméphytes.

En fonction de la position des organes de reproduction les espèces réagissent différemment aux pratiques agricoles et à leurs effets, ce qui explique le choix d'utiliser cette classification pour le développement de certains modules comme celui concernant l'entretien par la fauche des bordures.

4.2.3 Indice d'Ellenberg

Les indices d'Ellenberg et al. (1991) notent les espèces sur une échelle numérique afin de caractériser leur sensibilité ou leur préférence écologique pour un facteur donné. Il y a différents facteurs comme la lumière (L, de 1 : Sciaphile à 9 : Héliophile), les éléments nutritifs (N, de 1 : Oligotrophe à 9 : Nitrophile) ou l'humidité du sol (F, de 1 : Xérophile à

12 : Hygrophile). L'échelle de notation s'étend donc de 1 pour les espèces défavorisées par la pression du facteur considéré, à 9,10 ou 12 pour les espèces favorisées par la pression du facteur considéré. La valeur 0 est attribuée aux espèces qui sont indifférentes au facteur considéré.

L'utilisation de ces indices est très répandue car ce système est formalisé avec des valeurs indicatrices pour de nombreuses espèces. On peut les utiliser pour caractériser un milieu dont on ignore l'historique de gestion (Diekmann, 2003). En effet, certaines études tendent à montrer que ces indices fournissent un outil pertinent pour évaluer les habitats à condition que l'on dispose d'un jeu de données important (Schaffers and Sykora, 2000; Dzwonko, 2001). Enfin, ces indices sont en outre particulièrement pertinents pour une utilisation dans un contexte agricole (Janssens, 1998) ce qui nous a poussés à les conserver pour effectuer ce travail.

4.2.4 Loi du minimum écologique

La loi du minimum, ou loi des facteurs limitant, est l'un des principes les plus importants de l'agronomie pratique. Elle fut popularisée par Liebig vers 1840. Cette loi concernait initialement l'influence respective de différents éléments minéraux indispensables aux plantes cultivées.

Elle stipule que le rendement d'une récolte dépend uniquement de l'élément nutritif qui est présent dans le milieu en moindre quantité. Ce sont les éléments déficitaires dans le sol qui conditionnent la production des cultures. Elle est communément illustrée par le baquet en bois où chaque planche correspond à un élément indispensable, l'élément limitant étant représenté par la planche la plus courte Figure 7.



Figure 7 : Illustration de la Loi de Liebig.

En écologie pour une espèce vivant dans un milieu, le facteur limitant est celui qui exerce l'action la plus efficace sur la présence de l'espèce : s'il tombe au-dessous d'un certain seuil (valeur minimale) ou dépasse au contraire un seuil maximal, la vie de l'espèce n'est plus possible car tout processus biologique est conditionné dans sa rapidité et son ampleur par celui des facteurs écologiques qui est le plus faiblement représenté dans le milieu.

Lors du calcul de la probabilité de présence d'une espèce en fonction des différentes pratiques ou facteurs du milieu, nous avons fait le choix de sélectionner la probabilité minimum calculée. Le facteur pratique ou le facteur du milieu ayant le plus d'effet négatif sur une espèce sera le facteur qui entraînera la probabilité de présence ce celle-ci la plus faible s'imposant donc aux autres facteurs.

4.3 Constitution de la base de calcul

Nous avons constitué une base de données spécifique comportant 338 espèces. Ces espèces ont été sélectionnées car communes en bordure et parce qu'elles ont été répertoriées sur Colmar et sur Dijon dans le cadre de l'étude des bordures de champ effectuée par l'équipe Agriculture Durable (Colmar) et par Stéphane Cordeau (Dijon). Nous y avons ajouté les espèces dites « messicoles » (<http://www.messicoles.org/>) afin d'étudier l'effet des pratiques agricoles sur ces espèces d'intérêt patrimonial.

Pour chaque espèce nous avons cherché à renseigner les différents critères utilisés dans le cadre des calculs de probabilités de présence des espèces du calculateur concernant les bordures de champs. Différentes bases de données ont été utilisées ainsi que des publications scientifiques spécialisées (Kleyer et al., 2008; Plantureux and Amiaud, 2010).

Nous avons utilisé certains indices écologiques spécifiques d'Ellenberg (1991) comme l'indice de sensibilité à la lumière (L), l'indice de sensibilité à l'humidité du sol (He), l'indice de sensibilité au pH (R) et l'indice de sensibilité à l'azote (N). Par ailleurs nous avons conservé l'indice écologique de sensibilité au phosphore créé et développé par Pervanchon (2004) malgré le manque important de données à son sujet.

Au sujet de ces indices il manquait des informations pour de nombreuses espèces. Il existe dans la littérature une autre information de ce type, la valence écologique, développée par Philippe Julve (1998). Nous avons cherché à savoir si cet indice était différent ou proche de celui d'Ellenberg afin de remplir les vides de notre base avec ces valeurs.

Nous avons effectué une analyse par régression linéaire pour chaque indice utilisé en confrontant les deux informations. Au sujet de l'indice écologique spécifique de sensibilité à l'azote nous avons confronté 1978 espèces et le R^2 est de 0,78 (Figure 8). En ce qui concerne l'indice écologique spécifique de sensibilité à la lumière nous avons confronté 2043 espèces et le R^2 est de 0,65 (Figure 9). Ensuite au sujet de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH nous avons confronté 1792 espèces et le R^2 est de 0,78 (Figure 10). Enfin, nous avons confronté 1578 espèces en ce qui concerne l'indice écologique spécifique de sensibilité à l'humidité du sol et le R^2 est de 0,88 (Figure 11).

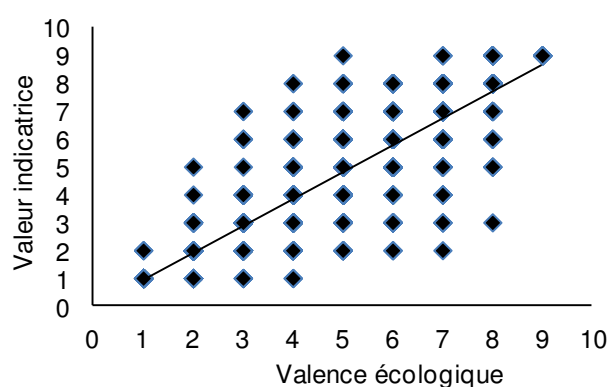


Figure 8 : Régression linéaire entre la valeur indicatrice d'Ellenberg (1991) de sensibilité à l'azote en ordonnée en fonction de la valence écologique de Julve (1998) pour les nutriments azotés en abscisse pour 1978 espèces ($R=0,78$).

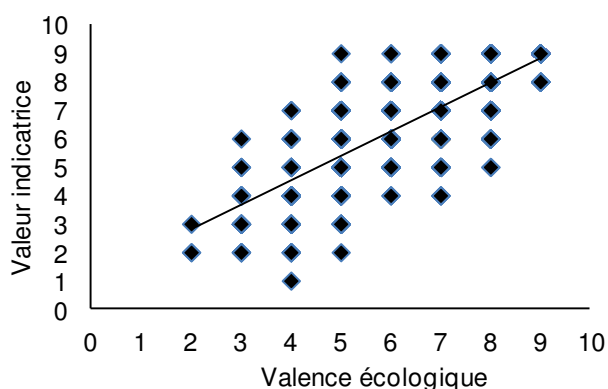


Figure 9 : Régression linéaire entre la valeur indicatrice d'Ellenberg (1991) de sensibilité à la lumière en ordonnée en fonction de la valence écologique de Julve (1998) pour la lumière en abscisse pour 2043 espèces ($R^2 = 0,65$).

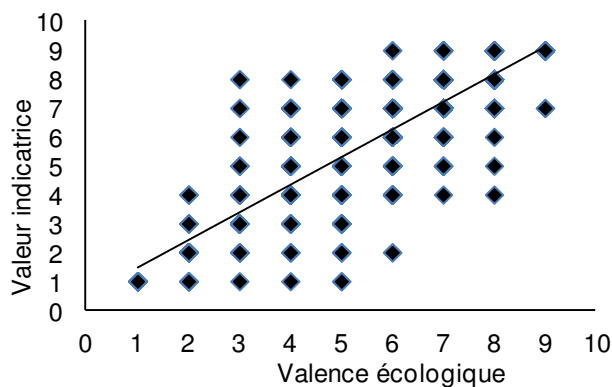


Figure 10 : Régression linéaire entre la valeur indicatrice d'Ellenberg (1991) de sensibilité au pH en ordonnée en fonction de la valence écologique de Julve (1998) pour le pH en abscisse pour 1792 espèces ($R^2 = 0,78$).

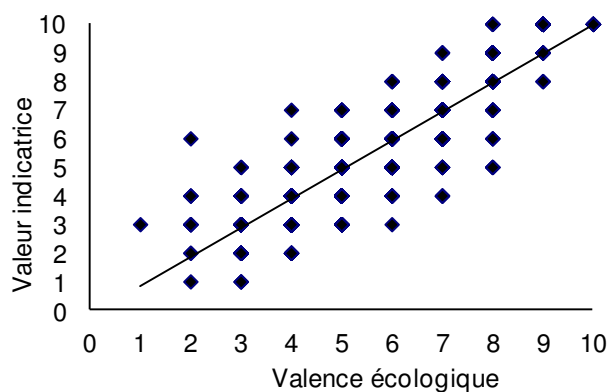


Figure 11 : Régression linéaire entre la valeur indicatrice d'Ellenberg (1991) de sensibilité à l'humidité du sol en ordonnée en fonction de la valence écologique de Julve (1998) pour l'humidité édaphique en abscisse pour 1578 espèces ($R^2 = 0,88$).

Devant ces résultats et en constatant que les deux indices présentaient plus de similitudes que de différences pour les indices utilisés, nous avons complété notre base avec les valeurs de valence écologique développées par Julve (1998).

Le Tableau 1 présente l'ensemble des traits et caractéristiques biologiques que nous avons utilisés pour ce travail ainsi que le degré de remplissage de notre base pour chacun d'entre eux.

Tableau 1 : Description des traits ou caractéristiques biologiques et de leurs attributs.

Traits	Signification	Attributs	Données manquantes
L (Ellenberg et al. 1991 ; Julve, 1998)	Indice d'Ellenberg de sensibilité à la lumière	0-9 ; x	5%
F (Ellenberg et al. 1991 ; Julve, 1998)	Indice d'Ellenberg de sensibilité à l'humidité	0-10 ; x	5%
N (Ellenberg et al. 1991 ; Julve, 1998)	Indice d'Ellenberg de sensibilité à l'azote	0-9 ; x	4%
pH (Ellenberg et al. 1991 ; Julve, 1998)	Indice d'Ellenberg de sensibilité au pH	0-9 ; x	6%
P (Pervanchon, 2004)	Indice de sensibilité au phosphore	0-10	70%
Raunkiaer e-FLORA-sys (Plantureux et Amiaud, 2010)	Type biologique de Raunkiaer	Ch : Chaméphyte Ge : Géophyte He : hémicryptophyte Ph : Phanérophyte Th : Thérophyte	0%
Nombre de cotylédon e-FLORA-sys (Plantureux et Amiaud, 2010)	Classification botanique	D : Dicotylédone M : Monocotylédone	0%
Floraison e-FLORA-sys (Plantureux et Amiaud, 2010)	Période de floraison	Janvier à Décembre soit 1 à 37 en décade de floraison	4%
Taille de la graine Leda Traitbase (Kleyer et al., 2008)	Taille de la graine	P : Petite G : Grosse	13%

5 Description des modules

5.1 L'entretien des bordures : Module « Entretien »

5.1.1 Définition

L'entretien des bords de champs par la fauche ou le broyage est une pratique qui permet au couvert de la bordure de rester dynamique dans son développement. L'entretien des bordures est effectué par l'agriculteur afin que la végétation de celle-ci ne vienne pas rentrer en compétition avec la culture. Les conséquences de cette pratique sur la végétation sont multiples et dépendent de nombreux paramètres inhérents aux traits d'histoire de vie des espèces qui s'y développent.

5.1.2 Causes et influences

La fauche influence les espèces des bords de champ en fonction de sa date d'intervention dans leurs cycles de développement des plantes, selon que la fauche arrive avant, pendant ou après leur floraison et fructification. Lorsque la date de fauche est précoce, elle intervient avant la floraison de nombreuses espèces. Elle peut empêcher l'espèce d'accomplir son cycle de développement. Pour se développer, une espèce puise dans ses ressources jusqu'à la floraison qui constitue la phase la plus importante en termes d'utilisations de ces ressources. Plus la

fauche est proche du début de la floraison et plus l'espèce aura des difficultés à fleurir et accomplir son cycle. Les espèces doivent se développer à nouveau pour produire des bourgeons. Ainsi, la date de coupe lorsqu'elle est précoce empêche la production de semences des espèces non clonales telles que les plantes rares à reproduction sexuée (Broyer and Lauranson-Broyer, 1996). Aussi, si la coupe intervient sur des espèces annuelles en fin de cycle de développement (avant la floraison ou fructification), celles-ci ne seront plus en mesure de se maintenir ou de se redévelopper entraînant une sénescence de la plante sans reprise (Meiss et al., 2008). Lorsque la fauche intervient dans la période de floraison de ces espèces, le cycle de la plante est modifié et celle-ci peut alors avoir des difficultés à produire des graines pour l'année suivante. Elle aura une influence plus importante sur les espèces à reproduction sexuée en favorisant les espèces à multiplication végétative. Enfin quand la fauche est tardive cela entraîne le développement d'un couvert trop fermé ne permettant plus la colonisation par d'autres espèces (Smith et al., 1999). La coupe réduit donc la fécondité en empêchant la production de graine (coupe précoce) ou en exportant des graines matures lors de l'export des foin (coupe tardive) (Magda and Jarry, 2000). Les espèces possédant la capacité de se reproduire à la fois de manière sexuée et végétative sont donc favorisées et sont plus aptes à persister quel que soit le régime ou le type de perturbation (Westbury et al., 2008).

La fréquence ou l'intensité d'application peut avoir un effet dépressif sur la richesse spécifique en sélectionnant les espèces adaptées (Eggenschwiler and Jacot, 2001). Face à cette perturbation qui peut être répétée au cours d'une année, les espèces ont développé différentes stratégies pour s'y soustraire ou la tolérer. La stratégie d'évitement est utilisée par les espèces qui présentent un type de port végétatif adapté. Les espèces en rosette seront moins sensibles aux coupes fréquentes en comparaison aux espèces à tige développée (Critchley and Fowbert, 2000; De Cauwer et al., 2006a). Il existe aussi des espèces qui évitent temporellement la perturbation en accomplissant leur cycle avant ou après celle-ci. Enfin il y a des espèces qui ont développé une tolérance à la perturbation. Les espèces monocotylédones ont leurs méristèmes végétatifs souvent à ras du sol et sont donc pas ou peu affectées par la destruction de leur port végétatif. A la différence des espèces dicotylédones qui supportent moins la perte de biomasse aérienne (Pywell et al., 2003).

L'exportation des résidus de fauche peut être réalisée ou non par l'agriculteur. La fauche entraîne une ouverture du milieu permettant une diminution de l'ombrage pour les plantules nécessitant de la lumière pour se développer. Elle entraîne donc une diminution de la compétition pour la lumière (Williams et al., 2007). Cette ouverture peut être favorisée ou non par l'export des résidus, qui après une coupe, peut recouvrir le sol et donc les plantules nécessitant de la lumière pour se développer. L'export des foins peut également avoir comme effet d'empêcher la restitution des graines matures produites par la végétation avant la fauche (Madakadze et al., 1999; Magda and Jarry, 2000).

Pour entretenir un couvert il est parfois effectué le broyage. Le Bris (2009), dans l'ouest et le centre de la France, mentionnait que ce type de gestion était plus souvent pratiqué que la fauche. Cette méthode serait plus efficace pour pallier les risques de colonisation des parcelles cultivées par une flore non désirée par les agriculteurs. Il existe également un autre type d'entretien, la scarification qui a des effets particuliers sur la végétation des bordures. La scarification est une technique d'entretien du couvert végétal qui va avoir comme action d'inciser, d'érafler, la plante. Westbury et al. (2008) relève que cette méthode favoriserait les espèces annuelles plus ou moins désirables.

5.1.3 Les règles générales de décision

Nous estimons que si la fauche intervient plus ou moins tard pendant la période de floraison, ces effets seront différents et ce module se doit de rendre compte de cette variation. Nous connaissons pour un grand nombre d'espèces leur période de floraison. *A contrario* il est difficile d'être aussi précis en ce qui concerne la date de pollinisation et de fructification. On ne peut prédire le passage d'un insecte participant à la pollinisation ni l'arrivée du gamète sur la fleur. C'est pour cela que nous ne prendrons en compte que la période de floraison.

Le module « Entretien » est constitué de deux calculateurs prenant en compte les effets de la date de fauche et de l'exportation des résidus de coupe (5.2) sur la végétation. Nous considérons que les deux principaux effets de la fauche sont, d'une part son impact sur la reproduction des espèces non clonales et d'autres part, accentué par le retrait des foins, son impact sur l'ouverture du milieu.

Pour appréhender l'impact de la date de fauche sur la période de floraison, nous avons décidé de travailler en comptant le nombre de décades restantes de floraison. L'année est divisée en

37 décades de janvier à décembre. Par exemple la décade 20 correspond à la période du 11 au 21 juillet.

En fonction de la date d'intervention de la fauche, nous posons :

- Avant la période de floraison :

Plus la date est éloignée du début de la floraison plus la plante sera capable de produire des semences dans des bonnes conditions. On considère que la plante, lorsqu'elle est affectée par la coupe, doit pouvoir remobiliser des ressources pour se développer végétativement et atteindre un stade lui permettant de fleurir à nouveau.

- Pendant la période de floraison :

La plante doit à nouveau se développer avant de produire des fleurs et ce pendant le temps restant compris dans sa période de floraison. Comme pour le cas précédent, le temps nécessaire pour se développer à nouveau est une donnée difficilement estimable et dépend de la capacité d'une espèce à remobiliser des ressources pour se développer. On peut juste considérer que plus la coupe interviendra tardivement dans la période de floraison moins l'espèce sera capable de remobiliser des ressources pour se développer.

- Après la période de floraison :

Nous considérons que l'espèce a pu accomplir son cycle et produire des semences.

Afin d'estimer cette probabilité nous avons défini un paramètre « R » qui détermine la probabilité de présence de l'espèce selon sa capacité de remobilisation de ses ressources. Pour cela nous utilisons les types biologiques de Raunkiær et la classification botanique des espèces afin de déterminer le temps nécessaire à l'espèce pour à nouveau se développer et être en état de fleurir.

Selon leurs traits de vie les espèces sont plus ou moins aptes à remobiliser des ressources et accomplir leur cycle. En effet de notre étude, il ressort que les espèces monocotylédones étaient plus résistantes de manière générale, ceci en raison du fait que leur méristème de croissance était situé près du sol. Enfin, au sujet des types biologiques de Raunkiær selon la disposition des organes de survie les espèces présentent une aptitude à éviter ou tolérer la perturbation provoquée par la fauche.

La fréquence ou intensité de fauche est prise en compte dans le cadre du calcul de la probabilité de présence d'une espèce selon qu'elle ait à supporter une ou deux fauches.

5.1.4 Détail du calcul

Nous avons développé deux méthodes de calcul selon qu'il y ait une fauche ou deux fauches.

Les paramètres utilisés pour ces calculs sont les suivants (Figure 12):

- La date de fauche : D
- La date de début de floraison : D_f
- La date de fin de floraison : F_f
- La période totale de floraison : T_f
- La période de remobilisation des ressources (en décade) : P_r
- Date de 'refloraison' : $D_p (= D + P_r)$
- Le nombre de décades de floraison avant la fauche : R_a
- Le nombre de décades de floraison possibles après la fauche
- Le nombre maximum de décades de floraison possibles suite à la fauche, exprimé en proportion (entre 0 et 1) du nombre total de décades : R

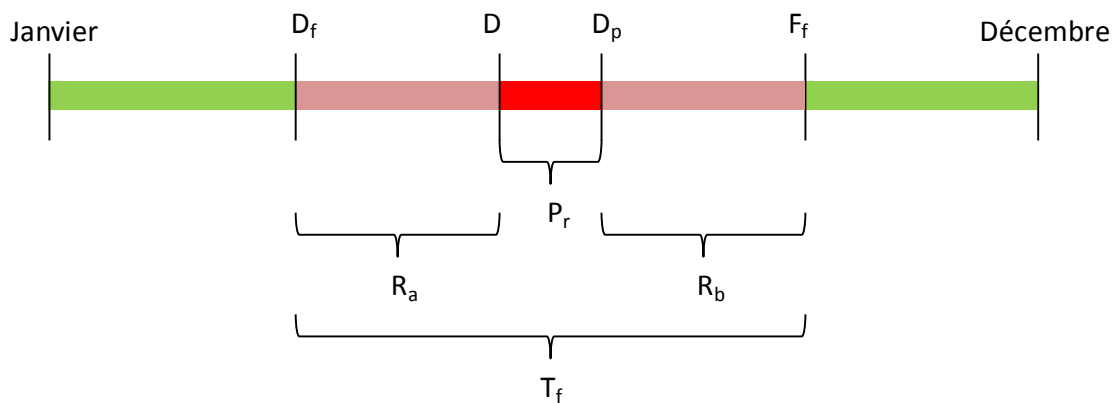


Figure 12 : Description des différents paramètres dans le cas d'une fauche en période de floraison.

Description du calcul pour une date de fauche

- Cas 1 : Hors floraison

Si $D_p < D_f$ alors la plante a pu remobiliser ses réserves avant le début de la période de floraison si ou $D > F_f$ la floraison a pu se faire sans être affectée. Dans les deux cas, la floraison n'est pas affectée pas la fauche. Dans ce cas, $R = 1$ et probabilité pour l'espèce égale à 1

- Cas 2 : Pendant la floraison : calcul de R ($R < 1$) en fonction de la date de fauche (D) durant la floraison et du nombre de décades de floraison possibles avant et après la fauche

Calcul du nombre décades de floraison écoulées R_a :

Si $D_f \leq D$ alors $R_a = D - D_f$ sinon $R_a = 0$

Calcul de nombre de décades restantes pour la floraison (R_b) :

Si $D_p \leq F_f$ alors $R_b = F_f - D_p$ sinon $R_b = 0$

Calcul de R final : $= \max(R_a, R_b) / F_t$. si $R < 0,2$ alors $R = 0$

On considère que la période de floraison la plus longue avant (R_a) ou après la fauche (R_b) déterminera la probabilité de présence de l'espèce, et on affecte un seuil de survie de 0.2, i.e. si l'espèce à sa disposition moins de 20 % de son temps de floraison possible avant ou après la fauche, on suppose que sa probabilité de présence est nulle.

Description du calcul pour deux dates de fauche

Dans ce cas-ci nous avons donc deux dates de fauche (D_1 et D_2) et deux décades de cycle perdu après la fauche (D_{p1} et D_{p2}).

- Cas 1-1 : Les deux dates sont hors période de floraison

Si $D_{p1} < D_f$ ou $D_1 > F_f$ et $D_2 > F_f$ ou $D_{p2} < D_f$ alors $R = 1$

- Cas 1-2 ou 2-1 : Une des deux dates est dans la période de floraison

Le calcul de R pour la date de fauche intervenant dans la période de floraison est identique au calcul pour une date de fauche présenté précédemment.

- Cas 2-2 : Les deux dates de fauche interviennent pendant la floraison

Ici sont calculés trois paramètres R soient R1, R2 et R3 :

$$D1 > Df \text{ alors } R1 = D1 - Df$$

$$Dp1 \geq Df \text{ alors } R2 = D2 - Dp1$$

$$Dp2 < Ff \text{ alors } R3 = Ff - Dp2$$

Le R final correspond au calcul du Rmax des Ri (R1/Ft ou R2/Ft ou R3/Ft) qui n'est conservé que si celui-ci est supérieur à 0,2. Nous considérons que lorsqu'il ne reste que moins de la moitié de la période de floraison après deux fauches la probabilité de présence pour l'espèce est nulle.

5.2 L'exportation des foins : Module « Export »

5.2.1 Définition

Après une coupe, l'exportation des résidus peut être faite ou non. La non exportation des résidus entraîne un enrichissement du sol et peut avoir des conséquences sur le cycle des nutriments et donc sur le développement de la végétation (Schippers and Joenje, 2002). Il a été montré que la non exportation pouvait entraîner une baisse de la richesse spécifique due à une sélection d'espèces adaptées au milieu enrichi (De Cauwer et al., 2005).

5.2.2 Les règles générales de décision

En ce qui concerne l'exportation des résidus nous avons repris les règles de décision élaborées par Franck Pervanchon au sujet de l'exposition à la lumière des espèces en utilisant les indices d'Ellenberg. Lorsqu'il y a exportation des foins le milieu s'ouvre et la lumière est alors disponible et favorable pour les plantules en cours de développement.

5.2.3 Détail du calcul

En se basant sur l'indice de sensibilité à la lumière élaborée par Ellenberg, nous avons développé une règle de décision selon que l'exportation soit faite (« Favorable ») ou non (« Défavorable »). L'indice 1 désigne les espèces « sciaphiles » qui ne sont pas sensibles à la lumière et l'indice 10 désigne les espèces « héliophiles » très sensibles à la lumière.

Les probabilités associées selon le cas à chacun des indices sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Probabilités associées aux espèces selon leur indice de sensibilité à la lumière d'Ellenberg.

Indice d'Ellenberg	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	0
Avec exportation	0.1	0.1	0.1	0.3	0.5	0.7	0.9	1	1	1	1
Sans exportation	1	1	0.9	0.7	0.5	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	1

5.3 La dérive des substances : Module « Dérive »

5.3.1 Définition

La proximité de la bordure la rend sensible aux pratiques réalisées sur la parcelle cultivée (Le Coeur et al., 1997). La dérive désigne le phénomène de transport aérien de particules ou substances sur une zone non-ciblée par leur épandage initial. Dans le cadre de l'étude des pratiques agricoles ayant un impact sur la biodiversité des bordures de parcelles, la fertilisation ne se fait pas directement. En effet, la bordure est soumise à une fertilisation indirecte provenant de l'épandage des substances nutritives sur la parcelle cultivée. Le phénomène de dérive est assez abondamment relaté dans le cadre d'études sur la dynamique de la végétation des bordures et plus précisément en ce qui concerne les produits phytosanitaires (de Snoo, 1997). Au sujet de la dérive d'engrais, il a été montré que de faibles apports suffisaient à influencer le développement de la végétation des bordures en termes de richesse spécifique et abondance mais en conditions contrôlées (Kleijn and Snoeiijing, 1997). Une augmentation de la ressource favoriserait les espèces compétitives nitrophiles (Tsiouris and Marshall, 1998).

Au sujet des produits phytosanitaires, le phénomène est marqué. Dans une étude sur l'effet de la dérive des herbicides et engrais sur des espèces forestières, les résultats montrent qu'on retrouve plus d'espèces sensibles en bordure de culture à faible quantité d'intrant que dans les systèmes plus intenses. Il est ajouté que cette différence est marquée jusqu'à 4 m dans la bordure (Gove et al., 2007).

5.3.2 Causes et influences

Il a été montré que la dérive était influencée par le type d'outils utilisés. Ainsi, Tsiouris and Marshall (1998) ont montré que dans le cadre de l'épandage des granulés d'azote, le

distributeur pneumatique était plus précis que celui à disques. Ce dernier par son manque de précision entraînerait une dérive plus prononcée.

Que cela soit pour les engrais en forme solide, ou en forme liquide, les conditions météorologiques influenceraient également les quantités de substances dérivantes. Des différences notoires en termes de quantité, dans le cadre de dérive de substances phytosanitaires liquides ont été relevées par de Snoo and de Wit (1998) que l'épandage soit réalisé sous des conditions de faible ou fort vent.

La largeur de la bordure a une influence sur la distribution des quantités d'engrais (Schippers and Joenje, 2002). Dans le cadre de la préservation des bordures préexistantes mais aussi afin de pallier les risques de pollutions, des bandes herbacées ou enherbées sont installées. Elles protégeraient les zones à conserver en faisant office de zone tampon. La distribution sur l'ensemble, bande créée – bande préexistante se fait de façon décroissante du bord externe de la parcelle vers celui de la bordure. Plus la végétation est éloignée de l'outil moins elle est susceptible de recevoir des substances. Enfin, il a été montré que la présence d'une haie pouvait entraîner une accumulation de substance à sa base. Celle-ci ferait office de barrière aux substances, du moins lorsqu'elles sont sous forme solide. Cette accumulation favoriserait alors les espèces nitrophiles (Tsiouris and Marshall, 1998).

5.3.3 Les règles générales de décision

Une bordure de parcelle peut être composée de deux types de structure végétale. Elle peut être constituée d'une unique bordure, que l'on dit préexistante, ou de deux bordures, avec l'implantation d'une bordure créée (fleuriée ou herbacée) entre la bordure préexistante et la parcelle. Pour ces deux cas nous avons développé des règles de décision basées sur les critères suivant en posant :

- L correspond à la largeur de la bordure préexistante et L+ correspond à la largeur de la bordure implantée (en mètres) et Ltot correspond à la largeur totale comprenant L et L+.

- L max correspond à la distance maximale en mètre que la substance concernée peut atteindre hors de la parcelle cultivée.

- D max correspond à la dérive maximale en % au plus proche de la culture.

Nous proposons les règles de décision suivantes :

- Si la largeur de la bordure (L) est inférieure ou égale à la distance maximum sur laquelle il y a dérive (L_{max}), l'estimation de la quantité de substance est réalisée à l'aide de la méthode de calcul définie pour le type de substance concernée et décrite ci-dessous.
- Si la largeur de la bordure est supérieure à $L_{max}+1$, on suppose que si cette partie non affectée par la dérive est de largeur supérieure à 1 mètre, il y a une surface significativement suffisante pour que des espèces sensibles à la substance concernée s'installent et on simplifiera en supposant une dérive nulle.

Nous proposons ensuite différents cas de figure en termes d'épandage ou de pulvérisation :

Cas n°1 : Ce premier cas correspond au calcul de dérive quand une seule bordure jouxte la parcelle cultivée.

Cas n°2 : Une bordure supplémentaire est installée (Bande enherbée, bande fleurie...) entre la bordure préexistante et la culture. Cet éloignement implique alors que la dérive soit diminuée sur la bordure la plus éloignée.

Cas n°3 : L'agriculteur s'éloigne volontairement de la bordure et il se place à une distance supérieure de celle à laquelle le distributeur est réglé. Ceci peut exister dans le cas où l'agriculteur veut créer une bande messicole sur la parcelle cultivée.

Pour chacun des cas nous considérons que les substances dérivantes sur la bordure concernée sont distribuées de manière homogène sur celle-ci. Nous considérons également que l'agriculteur se place, lors de la fertilisation, à la distance idoine imposée par le réglage de l'épandeur ou du pulvérisateur. Enfin, nous calculerons la dérive au milieu de la bordure.

5.3.4 Détail du calcul

5.3.4.1 Module Fertilisation sur la bordure « Estimation des quantités d'azote »

Nous proposons donc de développer un module permettant d'estimer la proportion d'engrais pouvant dériver sur la bordure. Cette estimation représente le pourcentage de la dose épandue sur la parcelle. Elle est dépendante de l'outil qui est inféodé à la forme de l'engrais, de la largeur de la bordure et de tous dispositifs permettant de réduire ou d'annuler la dérive. La détermination de la vitesse du vent au moment de l'épandage est trop complexe pour être prise en compte.

5.3.4.2 La dérive des engrais minéraux azotés solides

La distribution des substances azotées sur la parcelle cultivée est réalisée en général à l'aide de deux types de distributeurs. Le distributeur pneumatique et le distributeur à disques. Lors de l'épandage, une proportion de ces substances dérive de manière aérienne sur la bordure. Les valeurs de dérive hors de la parcelle cultivée varient selon la largeur de la bordure en mètres (L) et le type de distributeur (Di : Disques ; Pn : Pneumatique). Ainsi, à partir des résultats obtenus par Tsiouris et Marshall (1998) et dans l'étude préliminaire présentée en ANNEXE 1 : Etude préliminaire au paramétrage du module « Dérive » nous proposons pour estimer cette proportion dérivante, la méthode de calcul suivante.

Règles de décision pour le cas 1 quand une seule bordure jouxte la parcelle cultivée

Au sujet du distributeur à disques, nous posons que :

- La valeur de dérive (D max) au plus proche de la parcelle cultivée est de 15 %
- la dérive s'opère jusqu'à 5 mètres après le bord externe de la parcelle cultivée. L max est de 5 mètres et correspond à la largeur maximale de bordure au sein de laquelle il y a dérive.
- La dérive suit une fonction linéaire sur la largeur de la bordure (Figure 13)
- La dérive est calculée au milieu de la largeur L de la bordure champ à l'aide de la fonction f1 (D : Dérive en % ; L : Largeur de la bordure) :

$$f1: D = - 3 (L/2) + 15$$

Au sujet du distributeur pneumatique, nous posons que :

- La valeur de dérive maximum (D max) au plus proche de la parcelle cultivée est de 10 %
- La dérive s'opère jusqu'à 2 mètres après le bord externe de la parcelle cultivée. L max est de 2 mètres et correspond à la largeur maximale de bordure au sein de laquelle il y a dérive.
- Les valeurs suivent une fonction linéaire sur la largeur de la bordure (Figure 14)
- La dérive est calculée au milieu de la largeur L de la bordure champ à l'aide de la fonction f2 (D : Dérive en % ; L : Largeur de la bordure) :

$$f2: D = - 5 (L/2) + 10$$

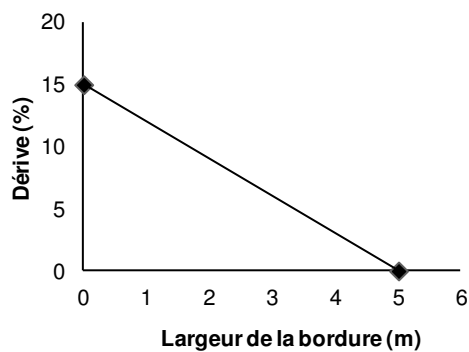


Figure 13 : Valeurs de dérive (%) pour le distributeur à disques en fonction de la largeur de la bordure en mètres.

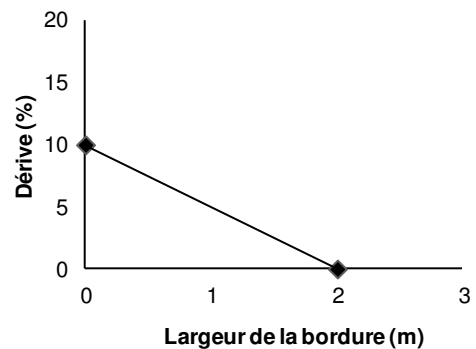


Figure 14 : Valeurs de dérive (%) pour le distributeur pneumatique en fonction de la largeur de la bordure en mètres.

L'ensemble de ces considérations nous a amenés à poser l'arbre suivant :

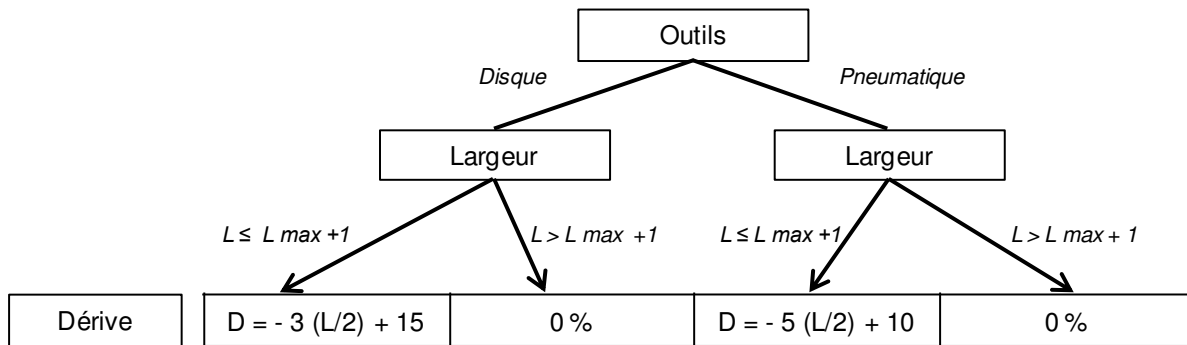


Figure 15 : Arbre de décision pour le calcul du potentiel de dérive (D en %) pour le cas 1 de l'engrais minéral azoté sous forme solide avec distributeur à disques ou distributeur pneumatique ; L : Largeur bordure préexistante.

La quantité qui dérive correspond au produit du pourcentage ainsi obtenue par la dose épandue par l'agriculteur en Kg / ha / an.

Règles de décision pour le cas 2

Lorsque qu'une bordure supplémentaire est implantée entre la culture et la bordure préexistante nous considérons que :

- Si la largeur totale (Ltot) de l'ensemble des deux bordures est inférieure à Lmax+1, le calcul de dérive s'applique à cette même largeur et ce sans distinction des bordures.
- Si la largeur totale de l'ensemble des deux bordures est supérieure à Lmax+1 alors :
 - + Si L+ est de largeur inférieure à Lmax+1, la dérive est calculée sur cette largeur et elle est nulle sur la bordure préexistante,
 - + Si L+ est de largeur supérieure à Lmax+1, la dérive est nulle sur la l'ensemble des deux bordures.

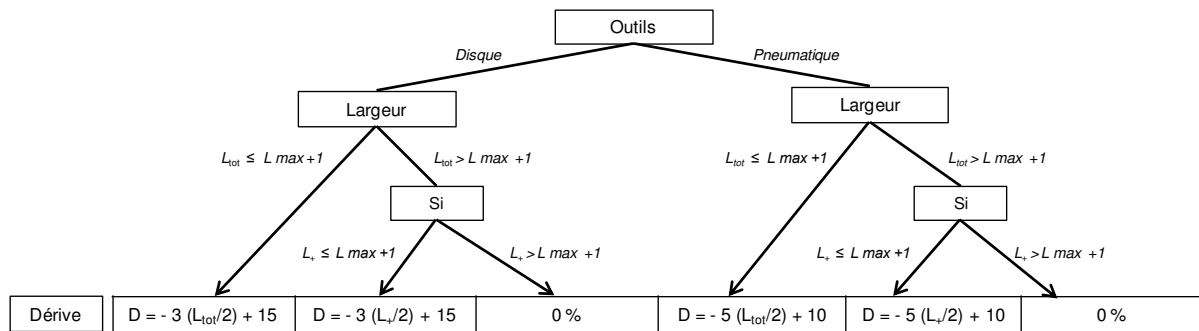


Figure 16 : Arbre de décision pour le calcul du potentiel de dérive (D en %) pour le cas 2 de l'engrais minéral azoté sous forme solide avec distributeur à disques et distributeur pneumatique ; L : Largeur bordure préexistante ; L_+ : Largeur bordure implantée ; $L_{tot} = L + L_+$.

Règles de décision pour le cas 3

La distance X en mètres correspondant à l'éloignement de l'agriculteur est assimilable à l'introduction d'une bande créée (L_+). Pour le calcul de la dérive dans ce cas-ci, se référer au cas 2.

5.3.4.3 La dérive des engrais minéraux azotés liquides

L'épandage des substances fertilisantes liquides est réalisé à l'aide d'un pulvérisateur sous forme de fines gouttelettes en les répartissant uniformément sur la culture. Les pulvérisateurs peuvent être traînés, semi-portés ou portés (à l'avant ou à l'arrière de tracteur) et certains sont automoteurs. L'agriculteur peut faire varier la hauteur d'épandage, la pression mais aussi choisir de disposer des buses anti-dérive. Ces dernières ont pour rôle de diminuer le phénomène de dérive.

Dans la bibliographie il n'existe pas de travaux concernant la dérive des substances fertilisantes liquides et leurs effets contrairement aux études traitant de la dérive des pesticides. C'est pourquoi, nous avons utilisé des données issues des travaux sur les pesticides pour développer la méthode de calcul et les règles de décisions suivantes. Les travaux sur lesquels nous avons basé nos développements sont ceux de de Snoo and de Wit (1998) et Brown et al. (2004).

Règles de décision pour le cas 1

Au sujet du pulvérisateur, nous posons que :

- La valeur de dérive (D max) au plus proche de la parcelle cultivée est de 100 %
- la dérive s'opère jusqu'à 5 mètres après le bord externe de la parcelle cultivée. L max est de 5 mètres et correspond à la largeur maximale de bordure au sein de laquelle il y a dérive.
- Les valeurs suivent une fonction linéaire sur la largeur de la bordure (Figure 17)
- La dérive est calculée au milieu de la largeur L de la bordure de champ à l'aide de la fonction f3 (D : Dérive en % ; L : Largeur de la bordure)

$$f3 : D = -20(L/2) + 100$$

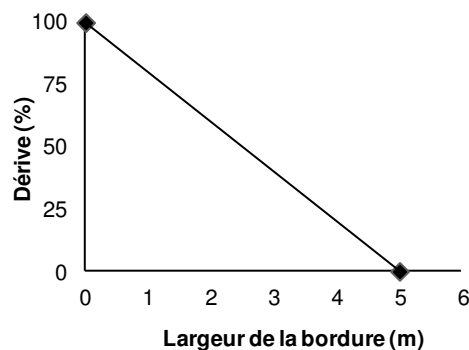


Figure 17 : Valeurs de dérive (%) pour le pulvérisateur liquide en fonction de la largeur de la bordure en mètres

Si l'agriculteur dispose des buses anti-dérive, nous considérons de manière générale que la valeur de dérive est diminuée de moitié Figure 18.

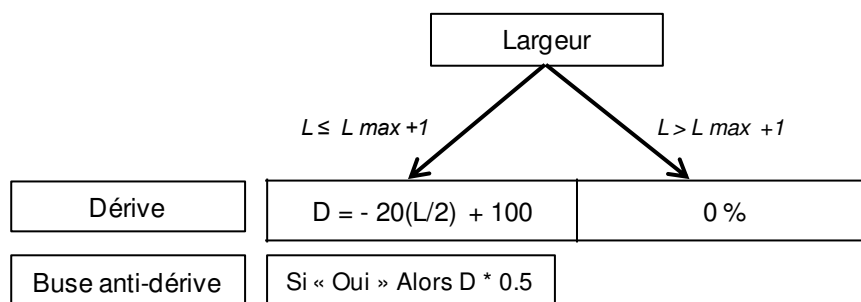


Figure 18 : Arbre de décision pour le calcul du potentiel de dérive (D en %) pour le cas 1 de l'engrais minéral azoté sous forme liquide avec L : Largeur bordure préexistante.

Règles de décision pour le cas 2

Lorsque qu'une bordure supplémentaire est implantée entre la culture et la bordure préexistante nous considérons que :

- Si la largeur totale (L_{tot}) de l'ensemble des deux bordures est inférieure à $L_{max}+1$, le calcul de dérive s'applique à cette même largeur et ce sans distinction des bordures.
- Si la largeur totale de l'ensemble des deux bordures est supérieure à $L_{max}+1$ alors :
 - + Si L_+ est de largeur inférieure à $L_{max}+1$, la dérive est calculée sur cette largeur et elle est nulle sur la bordure préexistante,
 - + Si L_+ est de largeur supérieure à $L_{max}+1$, la dérive est nulle sur l'ensemble des deux bordures.

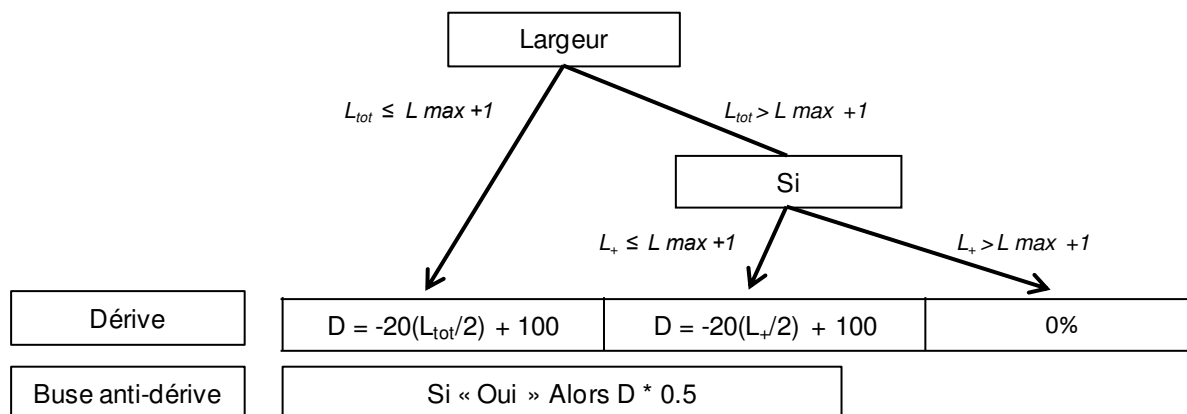


Figure 19 : Arbre de décision pour le calcul du potentiel de dérive (D en %) pour le cas 2 de l'engrais minéral azoté sous forme liquide avec L : Largeur bordure préexistante ; L_+ : Largeur bordure implantée ; $L_{tot} = L + L_+$.

5.3.4.4 La dérive des engrais organiques azotés solides et liquides

Les matières fertilisantes organiques peuvent être d'origine animale ou végétale. Elles sont épandues à l'aide de différents dispositifs en fonction du type de substance que ce soit du lisier ou du fumier (fléaux, pompe...).

Le nombre d'outils disponibles est donc important et nous avons donc choisi de conserver uniquement dans l'arbre de décision une dichotomie entre substances car pour l'une d'elles, le lisier, il existe des dispositifs d'enfouissement de la matière rendant la dérive nulle.

Enfin, face à l'absence de données sur la dérive de ces substances dans la littérature, nous avons développé une méthode de calcul basée sur celle des substances minérales solides.

Règles de décision pour le cas 1

Au sujet des distributeurs d'azote organique, nous posons que :

- La valeur de dérive (D max) au plus proche de la parcelle cultivée est de 30 %
- la dérive s'opère jusqu'à 5 mètres après le bord externe de la parcelle cultivée. L max est de 5 mètres et correspond à la largeur maximale de bordure au sein de laquelle il y a dérive.
- Les valeurs suivent une fonction linéaire sur la largeur de la bordure (Figure 20)
- La dérive est calculée au milieu de la largeur L de la bordure de champ à l'aide de la fonction f4 (D : Dérive en % ; L : Largeur de la bordure) :

$$f4 : D = -6(L/2) + 30$$

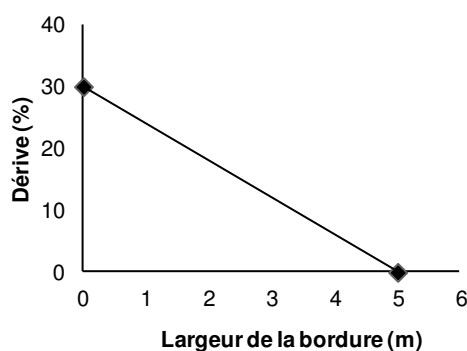


Figure 20 : Valeurs de dérive (%) pour le distributeur d'azote organique en fonction de la largeur de la bordure en mètres.

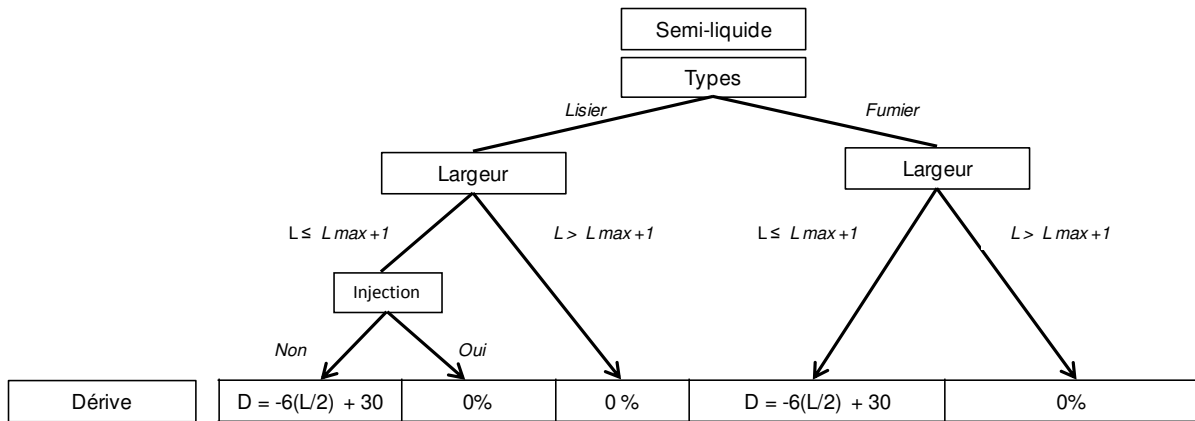


Figure 21 : Arbre de décision pour le calcul du potentiel de dérive (D en %) pour le cas 1 de l'engrais azoté organique avec L : Largeur bordure préexistante.

Règles de décision pour le cas 2

Lorsque qu'une bordure supplémentaire est implantée entre la culture et la bordure préexistante nous considérons que :

- Si la largeur totale (L_{tot}) de l'ensemble des deux bordures est inférieure à L_{max+1} , le calcul de dérive s'applique à cette même largeur et ce sans distinction des bordures.
- Si la largeur totale de l'ensemble des deux bordures est supérieure à L_{max+1} alors :
 - + Si L_+ est de largeur inférieure à L_{max+1} , la dérive est calculée sur cette largeur et elle est nulle sur la bordure préexistante,
 - + Si L_+ est de largeur supérieure à L_{max+1} , la dérive est nulle sur l'ensemble des deux bordures.

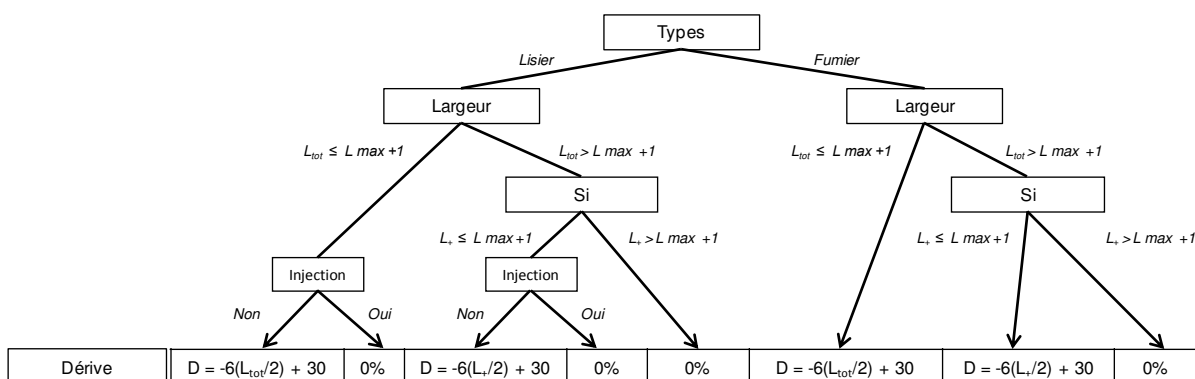


Figure 22 : Arbre de décision pour le calcul du potentiel de dérive (D en %) pour le cas 2 de l'engrais azoté organique avec L : Largeur bordure préexistante ; L_+ : Largeur bordure implantée ; $L_{tot} = L + L_+$.

5.4 L'épandage d'herbicides : Module « Herbicide »

5.4.1 Définition

En conditions normales, les agriculteurs n'appliquent pas de produits phytosanitaires directement sur les bordures si ce n'est des traitements ciblés dans certains cas (Kleijn and Verbeek, 2000). Mais lors du traitement sur la parcelle cultivée, une partie de la dose d'herbicides dérive sur la bordure. Ces produits agissent alors sur des organismes non ciblés par l'agriculteur. Les effets négatifs de la dérive de ces produits ont tout d'abord été relevés dans l'étude de la pollution des réseaux hydrographiques jouxtant les parcelles cultivées. Puis avec l'installation des bandes enherbées, servant de zone tampon afin de réduire cette pollution, les chercheurs se sont intéressés aux conséquences que cela pouvait avoir sur des zones favorables au retour de la biodiversité dans les agroécosystèmes (Marshall, 2001). La dérive d'herbicides entraîne des effets variables et délétères sur la végétation des bordures.

Dans les bordures « traitées », l'abondance et la présence des espèces sont affectées (de Snoo, 1999).

Kleijn et Snoeiijing (1997) ont montré que des faibles quantités pouvaient suffire à provoquer des effets délétères. Au contraire, dans d'autres études il n'y avait pas de relation significative entre la composition spécifique et l'utilisation d'herbicide sur la bordure. La dérive d'engrais peut avoir un effet plus prononcé que celle des herbicides qui n'influencent pas toujours la composition de la végétation des bordures (Kleijn and Verbeek, 2000). Notons enfin que ce n'est pas une généralité et que les effets sont variables selon la méthode d'épandage utilisée, le type d'herbicide et les dosages appliqués (de Snoo and van der Poll, 1999).

Ces effets sont également différents en fonction du stade de développement de la plante. Une jeune pousse sera beaucoup plus sensible qu'une plante ayant atteint un stade de développement plus avancée (Riemens et al., 2008). Aussi dans les conditions naturelles, ces mêmes jeunes plantules peuvent être protégées de la dérive des produits phytosanitaires par le couvert apporté par les espèces plus développées (Marrs et al., 1993). Riemens et al. (2009) montrent également que l'effet d'un herbicide sur une espèce peut différer selon que l'espèce est isolée ou parmi d'autres espèces .

5.4.2 Causes et influences

La dérive des pesticides est influencée par de nombreux facteurs. L'outil et plus particulièrement le type d'embout utilisé pour épandre a une influence sur les distances de dispersions des substances (de Snoo and de Wit, 1998). La vitesse du vent au moment de l'épandage entraînerait des variations importantes de la quantité dérivante d'herbicides (de Snoo and de Wit, 1998; Brown et al., 2004). La dérive est aussi dépendante de la distance séparant le bout de l'épandeur et la végétation de la bordure.

5.4.3 Les règles générales de décision

Le calcul de la probabilité de présence selon la quantité d'herbicide reçue en bordure de champs s'effectue à l'aide de deux calculs. Le premier calcul consiste à estimer la quantité de substance qui peut dériver sur la ou les bordures de champs par dérive de l'épandage effectué sur la culture. La dérive est calculée à l'aide du module présenté dans la partie concernant les substances liquides (5.3.4). Cette quantité calculée représente donc un pourcentage de la dose homologuée et son effet sur les espèces végétales est ainsi directement lié à l'efficacité de la substance utilisée.

On pose que l'agriculteur épand en respectant les recommandations liées aux « bonnes » conditions d'épandage (Vent et humidité faible).

5.4.4 Détail du calcul

Pour calculer la dérive nous utilisons la méthode de calcul précédemment expliquée au sujet de la dérive des substances fertilisantes liquides. Elle permet d'estimer la quantité de substances (%) qui peut dériver sur la bordure à partir de la dose épandue sur la parcelle cultivée. Les données sont issues des articles de de Snoo and de Wit (1998) et Brown et al. (2004). Nous n'avons conservé que le facteur « Largeur de bordure » en utilisant les valeurs moyennes de dérives obtenues dans des conditions de puissance de vent optimale (2-4 m/s). L'outil et la vitesse du vent sont des paramètres contraignants à déterminer et bien trop variables en fonction des exploitations pour être demandé.

Au sujet de la phytotoxicité des herbicides nous avons utilisé une base de données élaborée par Nicolas Munier-Jolain (UMR Agroécologie Dijon, com. pers.). Cette base de données présente pour de nombreuses espèces végétales leur sensibilité aux produits phytosanitaires communément utilisés en grande culture. Nous disposons donc du nom commercial du

produit, de sa dose homologuée et de son efficacité selon le stade de développement de l'espèce végétale. Les herbicides sont classés en herbicides totaux ou ciblés (Anti-Dicotylédones ou Anti-Graminées). On pose comme postulat que l'agriculteur épand son herbicide à des dates propices pour obtenir un maximum d'efficacité et donc obtenir les résultats répertoriés dans la base de données utilisée.

A partir de cette base et de l'efficacité des herbicides sur différentes espèces, nous avons déterminé des efficacités moyennes selon le type d'herbicide (antigraminée, antidicotylédone, antidicotylédone et graminée) en fonction de la classe de l'espèce et son type biologique (Tableau 3).

Tableau 3 : Valeurs moyennes d'efficacité des différents modes d'action des herbicides (AD : antidicotylédone, ADG : anti dicotylédone et graminées) AG : antigraminées) sur les espèces en fonction de leur classe et du type biologique de Raunkiaer.

Action	Classe	Raunkiaer	Efficacité
AD	D	Ge	0,25
	D	Th	0,65
	D	He	0,5
	M	Ge	0,4
	M	Th	0,65
	M	He	0,7
ADG	D	Ge	0,1
	D	Th	0,65
	D	He	0,45
	M	Ge	0,25
	M	Th	0,7
	M	He	0,75
AG	D	Ge	0
	D	Th	0,3
	D	He	0,25
	M	Ge	0,4
	M	Th	0,8
	M	He	0,8

Ces résultats correspondent à l'épandage de la dose homologuée et donc c'est un pourcentage de cette efficacité moyenne qui atteint les espèces végétales en bordure lorsqu'il y a dérive de substance. Le calcul est effectué à l'aide de la fonction suivante :

$$P_i = 1 - (D * E_i)$$

P : Probabilité pour l'espèce i

D : Potentiel de dérive ou pourcentage de la dose d'herbicide qui dérive sur la bordure

E_i : Efficacité moyenne de l'herbicide pour la dose homologuée (

Tableau 3) selon son action (ADG, AD ou AG) sur l'espèce i

5.5 La fertilisation et la fertilité du sol : Module « Fertilisation et fertilité »

5.5.1 Définition

L'apport en nutriments minéraux par le sol est un facteur important pour le développement des végétaux. L'azote est l'élément nutritif le plus important pour la croissance des cultures et les niveaux de rendement (Lemaire and Nicolardot, 1997). L'azote détermine le développement des racines et de la plante et stimule ainsi l'absorption des autres éléments nutritifs du sol. C'est en plus l'élément le plus difficile à gérer en fertilisation car il est compliqué d'obtenir une information précise sur les quantités minéralisées à l'année.

5.5.2 Causes et influences

La fertilisation influence directement la fertilité du sol et donc le développement des espèces végétales. L'apport en azote minéral ou organique est tout de suite disponible pour les espèces présentes sur la parcelle. Cette fertilisation sélectionne les espèces selon leur sensibilité aux concentrations en azote disponibles. Il y a des espèces dites « eutrophes » qui se développent et se maintiennent sur des milieux riches en nutriments. Au contraire, il y a des espèces ne supportant pas les sols trop riches qui ne se développeront que sur des sols pauvres en azote.

L'historique cultural ou passé de fertilisation du sol a une influence sur les reliquats d'azote d'une année sur l'autre. On peut supposer qu'une bande enherbée récemment installée a été semée sur un sol qui pendant de nombreuses années a été fertilisé. Le sol peut être riche en azote disponible pour les espèces qui sont semées et avoir une influence sur le développement de celles-ci.

L'exportation des foins a un effet chimique qui n'a pas de relation proprement dite avec l'action de coupe (Après une coupe, l'exportation des résidus peut être fait ou non). La non exportation des résidus entraîne un enrichissement du sol par reminéralisation des foins et peut avoir des conséquences sur le cycle des nutriments et donc sur le développement de la végétation (Schippers and Joenje, 2002). Il a été montré que la non exportation pouvait entraîner une baisse de la richesse spécifique due à la sélection d'espèces adaptées au milieu enrichi (De Cauwer et al., 2005).

Lorsqu'une bordure est installée entre la culture et la bordure préexistante, celle-ci va avoir un rôle de tampon et protéger la bordure préexistante de la dérive des substances épandues sur la parcelle. Cette bordure va donc protéger le sol de la bordure préexistante d'une fertilisation supplémentaire entraînant un appauvrissement nutritif de celle-ci. De Cauwer et al. (2006b) rapportent des observations sur ce phénomène en démontrant qu'après quelques années d'installation, la quantité d'azote présente dans le sol de la bordure préexistante tend à diminuer.

5.5.3 Les règles générales de décision

Le calcul de la probabilité de présence d'une espèce selon la fertilité et la fertilisation du sol en azote repose sur deux estimations. La première correspond à la quantité d'azote qui peut dériver sur la ou les bordures de champs et qui est calculée à l'aide du module « Dérive » (5.3). La seconde correspond à l'estimation de la quantité d'azote minéralisé par le sol de la ou les bordures selon les critères sélectionnés qui sont : L'historique cultural, le type de sol, la présence de dérive, l'export des foins, le temps d'installation d'une bordure implantée.

Pour obtenir une estimation des quantités d'azote minéralisées à l'année nous nous sommes basés sur les valeurs existantes et utilisées dans la méthode INDIGO[®] (Bockstaller and Girardin, 2006) en fonction du type de sol et de la présence de calcaire.

5.5.4 Détail du calcul

Comme cela a été expliqué précédemment, la probabilité de présence d'une espèce est déterminée à partir de l'estimation de la quantité d'azote qui dérive sur la bordure qui s'ajoute à la quantité d'azote minéralisée à l'année par le sol. Le calcul de la dérive ne sera pas à nouveau expliqué ici, seule l'estimation de l'azote minéralisée est présentée. Pour cela nous disposons des valeurs de référence présentées dans la méthode INDIGO[®] (Tableau 4).

Tableau 4 : Quantité d'azote minéralisée en Kg/ha/an de référence selon le type de sol et sa constitution en calcaire.

Type de Sol	N (Kg/ha/an)	Calcaire
Argile lourde	65,00	FAUX
Argile lourde	55,00	VRAI
Argileux	75,00	FAUX
Argileux	65,00	VRAI
Argilo-limoneux	90,00	FAUX
Argilo-limoneux	75,00	VRAI
Argilo-sableux	85,00	FAUX
Argilo-sableux	70,00	VRAI
Limoneux	120,00	FAUX
Limoneux	100,00	VRAI
Limono-sablo-argileux	70,00	FAUX
Limono-sablo-argileux	60,00	VRAI
Sableux	60,00	FAUX
Sableux	50,00	VRAI
Sablo-argileux	70,00	FAUX
Sablo-argileux	60,00	VRAI

Ces valeurs de référence concernent des sols agricoles soumis aux pratiques directement opérées par l'agriculteur comme la fertilisation, l'irrigation, le labour etc. et ne présentent donc pas les mêmes caractéristiques qu'un sol de bordure préexistante ou d'une bordure implantée depuis quelques années.

Nous avons donc décidé d'atténuer ces valeurs en utilisant des coefficients qui sont obtenues à l'aide d'arbres de décision. Deux arbres de décision ont été développés, un concernant l'estimation de l'azote minéralisé par un sol de bordure préexistante (Figure 23) le seconde permettant d'estimer l'azote minéralisé par le sol d'une bordure implantée (Figure 24).

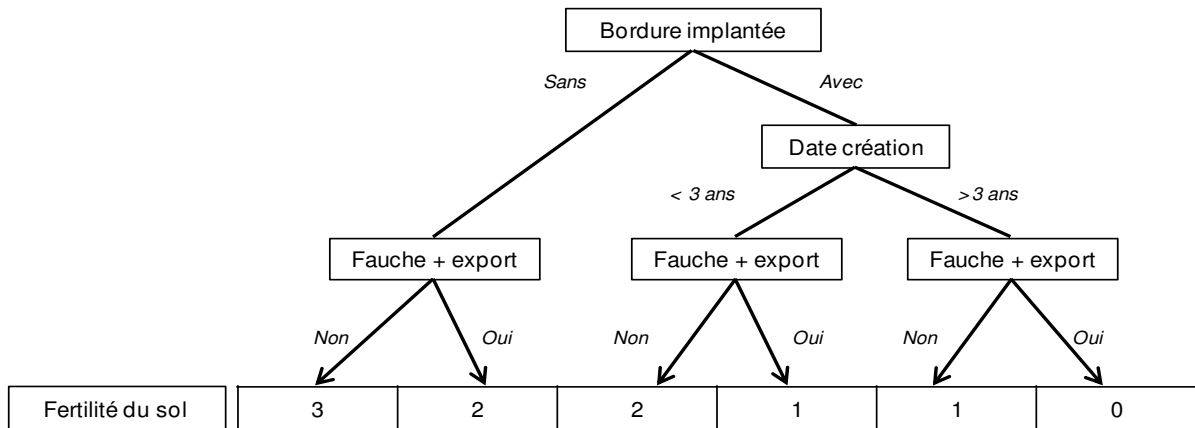


Figure 23 : Estimation de la fertilité d'un sol de bordure préexistante.

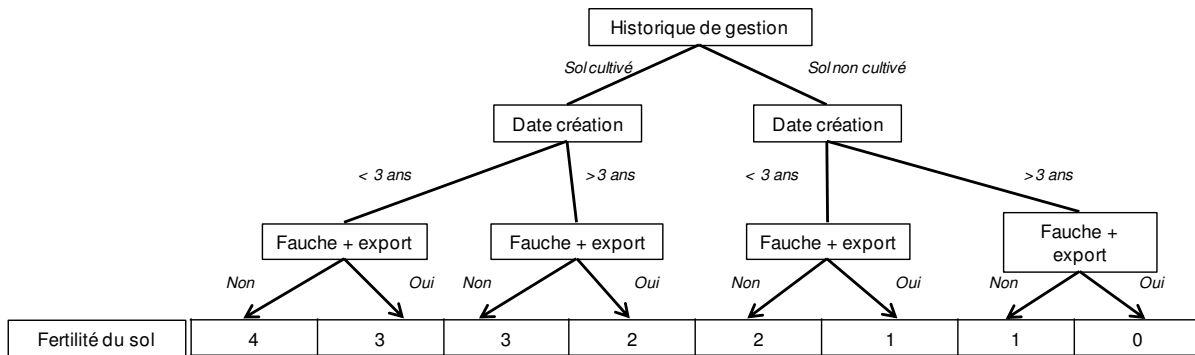


Figure 24 : Estimation de la fertilité d'un sol de bordure implantée.

Les sorties d'arbres notées de 0 à 4 correspondent à un coefficient de pondération (Tableau 5) selon que le sol soit considéré comme « Riche » (Valeur 4) ou « Pauvre » (Valeur 0).

Tableau 5 : Coefficient de pondération de la quantité d'azote minéralisé par le sol en fonction des sorties des arbres de décision

Sortie arbre	Coefficient
0	0,5
1	0,625
2	0,75
3	0,875
4	1

La valeur sélectionnée selon les caractéristiques du sol déterminée à partir des données INDIGO[®] est alors pondérée par un des coefficients selon les caractéristiques de la bordure et des critères des arbres de décisions.

Nous obtenons une quantité d'azote minéralisée à l'année en kilogramme par hectare (Nsol) à laquelle s'ajoute la quantité qui dérive s'il y a dérive (Ndérive) soit une quantité totale (Ntot) :

$$N_{tot} = N_{sol} + N_{dérive}$$

A partir de cette valeur finale nous déterminons la probabilité de présence d'une espèce en reprenant les courbes élaborées par Franck Pervanchon (2004) dont les fonctions sont présentées dans le Tableau 7 pour chaque indice spécifique de sensibilité à l'azote d'Ellenberg (1991) dont les bornes sont présentées dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Bornes fixées pour la détermination des courbes mettant en relation la probabilité de présence des espèces et la teneur en azote du sol. Ces bornes servent de paramètres pour les équations présentées dans le Tableau 7. Le même type de bornes a été obtenu pour le pH.

Valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à l'azote	Seuils de sensibilité à N				Seuil des probabilités		
	Seuil N Minimal S0	Seuil N intermédiaire 1 S1	Seuil N intermédiaire 2 S2	Seuil N Maximal S3	initial P0	int.2 P1	final P2
0	/	/	/	/	0,67	/	/
1	0	/	/	20	1,00	/	0,00
2	0	/	/	40	1,00	/	0,00
3	0	20	/	40	0,67	1,00	0,00
4	0	40	/	80	0,33	0,67	0,00
5	0	50	/	100	0,33	0,67	0,00
6	0	10	50	90	0,00	0,67	0,33
7	0	20	60	100	0,00	0,33	0,67
8	0	20	60	100	0,00	/	1,00
9	0	40	100	120	0,00	/	1,00

Tableau 7 : Détails des équations des fonctions entre la probabilité de présence des espèces et la quantité d'azote en kg/ha/an selon les différentes valeurs de l'indice écologique spécifique de sensibilité à l'azote (Ellenberg et al., 1991). Les paramètres des équations font référence au Tableau 6. Avec : P_N , la probabilité de présence de l'espèce en fonction de la quantité d'azote en kg/ha/an et N , la *quantité d'azote* en kg/ha/an). Le même type d'équation est obtenu pour le pH du sol.

Indice	Equations
1	$SI(N < S3) \text{ ALORS } P_N = (P0) * (0,5 + 0,5 * \cos(\frac{\Gamma * (N - S0)}{(S3 - S0)})) \text{ SINON } P_N = P2$
2	$SI(N < S3) \text{ ALORS } P_N = (P0) * (0,5 + 0,5 * \cos(\frac{\Gamma * (N - S0)}{(S3 - S0)})) \text{ SINON } P_N = P2$
3	$SI(N < S1) \text{ ALORS } P_N = P0 + (0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S0) / (S1 - S0) - 0,5)})) * (P1 - (P0))$ $\text{SINON } (SI(N < S3) \text{ ALORS } P_N = (P1) * (0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S0) / (S1 - S0) - 0,5)})) \text{ SINON } P_N = P2)$
4	$SI(N < S1) \text{ ALORS } P_N = P0 + (0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S0) / (S1 - S0) - 0,5)})) * (P1) \text{ SINON } (SI(N < S3) \text{ ALORS } P_N = (0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S0) / (S1 - S0) - 0,5)})) \text{ SINON } P_N = P2)$
5	$SI(N < S1) \text{ ALORS } P_N = P0 + (0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S0) / (S1 - S0) - 0,5)})) * (P1) \text{ SINON } (SI(N < S3) \text{ ALORS } P_N = 0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S0) / (S1 - S0) - 0,5)})) \text{ SINON } P_N = P2)$
6	$SI(N < S1) \text{ ALORS } P_N = P0 \text{ SINON } (SI(N < S2) \text{ ALORS } P_N = 0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S1) / (S2 - S1) - 0,5)})) \text{ SINON } (SI(N < S3) \text{ ALORS } P_N = (P2) + (0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S1) / (S2 - S1) - 0,5)})) * (P1) \text{ SINON } P_N = P2)$
7	$SI(N < S1) \text{ ALORS } P_N = P0 \text{ SINON } (SI(N < S2) \text{ ALORS } P_N = 0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S1) / (S2 - S1) - 0,5)})) \text{ SINON } (SI(N < S3) \text{ ALORS } P_N = (P2) + (0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S1) / (S2 - S1) - 0,5)})) * (P1) \text{ SINON } P_N = P2)$
8	$SI(N < S1) \text{ ALORS } P_N = P0 \text{ SINON } (SI(N < S3) \text{ ALORS } P_N = 0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S1) / (S3 - S1) - 0,5)})) \text{ SINON } P_N = P2)$
9	$SI(N < S1) \text{ ALORS } P_N = P0 \text{ SINON } (SI(N < S3) \text{ ALORS } P_N = 0,5 + 0,5 * \sin(\frac{\Gamma * ((N - S1) / (S3 - S1) - 0,5)})) ; \text{SINON } P_N = P2)$

5.6 La fertilité du sol en phosphore : Module « Phosphore »

5.6.1 Définition

Le phosphore est, avec l'azote et le potassium, l'un des trois nutriments indispensables à la croissance des végétaux. On le retrouve concentré dans la partie superficielle du sol, sous forme minérale ou organique. Les apports d'engrais phosphatés en agriculture se sont généralisés dans les années 50 pour atteindre un maximum dans les années 70, entraînant un recours accru aux phosphates « industriels ». Les agriculteurs utilisent actuellement peu de phosphates naturels réservés aux sols acides.

Les engrais phosphatés issus de processus industriels sont sous forme d'engrais simples ou en association avec l'azote seul ou l'azote et le potassium. Ils utilisent aussi des effluents d'élevage.

5.6.2 Causes et influences

Les apports d'azote et de phosphore sur la culture ont un effet sur la composition et la richesse spécifique des bordures (Kleijn and Verbeek, 2000). Dans la bibliographie, les effets du phosphore sont souvent associés à l'azote qui par l'enrichissement du sol entraîne une sélection des espèces.

5.6.3 Les règles générales de décision

Pour le développement de ce modèle, il n'existe pas d'indice de sensibilité au phosphore développés par Ellenberg. Aussi, Franck Pervanchon dans sa thèse avait lui-même créé un indice en se basant sur la méthode d'Ellenberg. Il est apparu que le *nombre d'espèces* dans notre base pour lesquelles cette information était manquante était important. En conséquence, les résultats après calcul aboutissent souvent à des espèces pour lesquelles il n'y a pas de probabilité calculée, ceci faussant le résultat final.

Nous avons donc décidé de ne pas effectuer de calcul de dérive pour cette substance mais seulement d'élaborer une règle simple de détermination de la probabilité de présence pour une espèce en fonction de la concentration estimée par l'agriculteur du sol de sa bordure en phosphore.

5.6.4 Détail du calcul

En utilisant l'indice de sensibilité développé par Pervanchon (2004) nous avons associé à chacune des notes une probabilité de présence en fonction de la fertilité du sol en phosphore (P₂O₅) estimée par l'agriculteur. La détermination de la probabilité de présence est présentée dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Détermination de la probabilité de présence des espèces végétales selon leur indice de sensibilité en fonction de la fertilité du sol en phosphore.

Valeur de l'indice de sensibilité	Fertilité du sol en phosphore (P2O5)		
	Très pauvre à pauvre	Equilibré	Riche à très riche
1	1	0	0
2	0,66	0,33	0
3	0,66	0,66	0
4	0,33	1	0
5	0,33	1	0,33
6	0	1	0,66
7	0	0,66	0,66
8	0	0,33	1
9	0	0	1
10	0	0	1
0	0,66	0,66	0,66

5.7 L'irrigation et l'humidité du sol : Module « Irrigation »

5.7.1 Définition

L'approvisionnement en eau est déterminant pour le bon développement de la culture et la bonne croissance des végétaux. La gestion de l'eau par les agriculteurs peut se faire de différentes manières sur sa culture. Il peut irriguer son sol dans des conditions de sécheresse afin de subvenir aux besoins en eau de sa culture ou au contraire quand celle-ci a tendance à être inondée, pratiquer un drainage afin de l'assécher. La gestion en eau via l'irrigation ou le drainage a des conséquences sur l'humidité du sol et donc les espèces végétales s'y développant en fonction de leurs besoins.

5.7.2 Causes et influences

Selon leur sensibilité et leur besoin en eau les espèces ont été classées en différentes catégories, comme les plantes hygrophiles qui sont des espèces de milieux humides ou les xérophiles que l'on retrouvera dans les milieux secs. Ainsi selon que le sol soit sec ou humide nous ne retrouvons pas les mêmes communautés.

L'assèchement de milieux par drainage, comme une prairie peut voir sa composition végétale modifiée avec le temps avec une diminution des espèces hygrophiles au profit des espèces

xérophiles (Plantureux et al., 1985). Les conditions hydrologiques des sols sont déterminantes pour la flore.

5.7.3 Les règles générales de décision

Le calcul de la probabilité de présence d'une espèce va reposer sur différents critères qui vont influencer directement l'humidité du sol. Nous avons pris en compte le type de sol (séchant ou non-séchant), la présence ou non d'irrigation et si oui son intensité et enfin la présence ou l'absence de drain.

A la différence des substances fertilisantes ou des herbicides, nous supposons que lorsqu'il y a irrigation l'eau arrive en même quantité sur la culture et la bordure, l'agriculteur n'ayant pas à prendre des mesures particulières pour l'éviter.

Ainsi qu'il y ait une ou deux bordures, le régime hydrique est identique.

5.7.4 Détail du calcul

Nous avons lié le caractère séchant ou non séchant au type de sol qui est aussi utilisé pour le calcul de la fertilité du sol auquel nous avons ajouté un critère supplémentaire au sujet de la profondeur du sol (Tableau 9). Ces deux critères déterminent la réserve utile du sol. Pour des raisons de simplification, nous ne nous sommes pas engagés dans le calcul d'un bilan hydrique pour déterminer l'importance des périodes de stress hydrique ou de drainage, ce qui aurait permis de préciser le caractère séchant ou non des sols.

Tableau 9 : Détermination du caractère séchant d'un sol en fonction de son type et de sa profondeur.

Type de sol	Profondeur du sol	Caractère séchant
Argile lourde	Superficiel	Séchant
	Moyen	Non-séchant
	Peu profond	Non-séchant
	Profond	Non-séchant
Argileux	Superficiel	Séchant
	Moyen	Non-séchant
	Peu profond	Non-séchant
	Profond	Non-séchant
Argilo-limoneux	Superficiel	Séchant
	Moyen	Séchant
	Peu profond	Non-séchant
	Profond	Non-séchant
Argilo-sableux	Superficiel	Séchant
	Moyen	Séchant
	Peu profond	Non-séchant
	Profond	Non-séchant
Limoneux	Superficiel	Séchant
	Moyen	Séchant
	Peu profond	Non-séchant
	Profond	Non-séchant
Limono-sablo-argileux	Superficiel	Séchant
	Moyen	Séchant
	Peu profond	Séchant
	Profond	Non-séchant
Sablo-argileux	Superficiel	Séchant
	Moyen	Séchant
	Peu profond	Séchant
	Profond	Non-séchant
Sableux	Superficiel	Séchant
	Moyen	Séchant
	Peu profond	Séchant
	Profond	Séchant

L'humidité du sol est ensuite déterminée à l'aide de l'arbre de décision présenté en Figure 25.

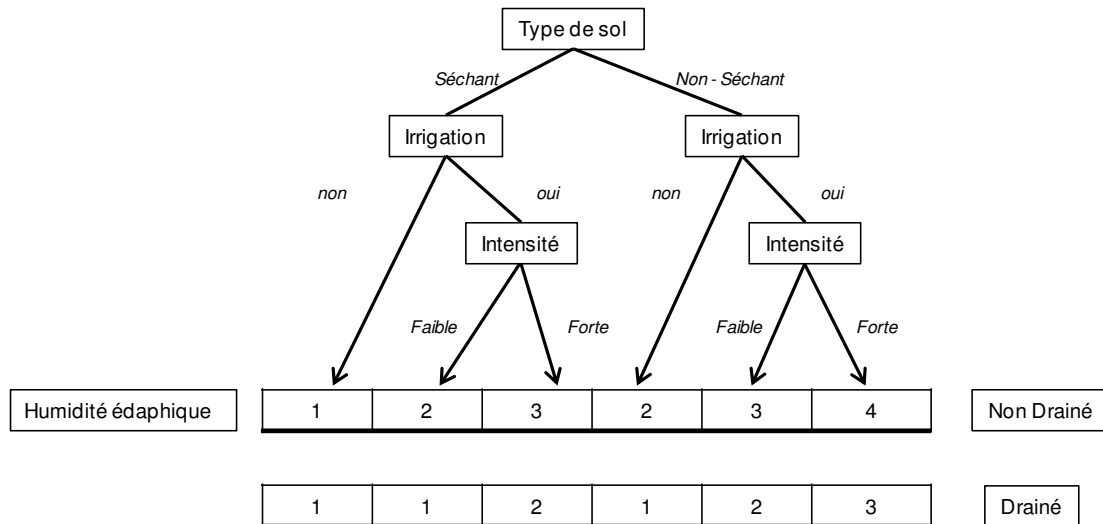


Figure 25 : Arbre de décisions permettant de déterminer l'humidité du sol d'une bordure de champs.

Chaque sortie d'arbre correspond à un type de sol en fonction de son humidité. Pour chacun de ces sols ont été déterminées des probabilités de présence pour chaque indice écologique spécifique de sensibilité à l'humidité du sol (Tableau 10).

Tableau 10 : Tableau de probabilité en fonction des sorties de l'arbre pour chaque type de sol.

Valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité à l'humidité du sol	Probabilité en fonction de l'humidité du sol			
	1-Sol très sec à sec	2-Sol frais	3-Sol humide	4-Sol saturé en eau régulièrement
1	1	0	0	0
2	0,66	0,33	0	0
3	0,66	0,66	0	0
4	0,66	1	0,33	0
5	0,33	1	0,66	0
6	0	0,66	1	0,33
7	0	0,33	1	0,66
8	0	0	0,66	1
9	0	0	0,33	1
10	0	0	0	0,66
11	0	0	0	0,33
12	0	0	0	0

5.8 Le pH du sol : Module « pH »

5.8.1 Définition

Le pH ou « potentiel hydrogène » exprime le degré d'acidité ou d'alcalinité d'un sol sur une échelle de 1 à 14. Le pH est une notion fondamentale car il détermine l'installation des espèces en fonction de leur sensibilité à celui-ci. Il a également une influence sur la capacité des espèces à assimiler les divers nutriments dont elles ont besoin. Les espèces en fonction de leur sensibilité sont classés en 3 catégories : Les acidophiles que l'on retrouvera sur des sols acides (4,0 et 6,5), les neutrophiles qui poussent sur des sols neutres (6,5 et 7,5) et les basophiles sur les sols basiques (7,5 et 9).

5.8.2 Causes et influences

Le pH d'un sol est influencé par différents facteurs comme l'eau (les précipitations, l'irrigation et le drainage), le type de sol (nature de la roche mère calcaire ou alcaline) et les pratiques agricoles (type et quantité de substances fertilisantes).

Nous n'avons pas pris en compte l'effet des amendements calciques et organiques car la bibliographie et les données sont très rares. L'effet des amendements organiques sont considérés uniquement sous l'angle de l'apport d'azote, et l'effet de l'humus ou du carbone n'est généralement pas abordé.

5.8.3 Les règles générales de décision

Le pH est renseigné par l'analyse de sol que réalise l'agriculteur et nous considérons que celui-ci est identique à celui de la bordure. Nous concevons que certaines bordures enherbées, soumises à la dérive ou à proximité d'un cours d'eau, peuvent avoir des pH sensiblement différents.

5.8.4 Détail du calcul

Pour déterminer la probabilité de présence d'une espèce en fonction du pH, nous avons utilisé l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg et al., 1991). Cet indice est exprimé sur une échelle de 1, pour les espèces acidophiles, à 9 pour les espèces basophiles.

La méthode est la même que celle décrite dans la partie 5.5.4 concernant la fertilisation en reprenant les bornes ainsi que les équations développées par Pervanchon (2004) pour

déterminer la probabilité de présence des espèces végétales. Les tableaux concernant ces paramètres sont présentés en ANNEXE 2.

5.9 L'implantation d'une bordure : Module « Modalité d'implantation »

5.9.1 Définition

L'implantation d'une bordure peut se faire par semis ou par régénération naturelle en laissant se développer un couvert à partir de la banque de graine et/ou la colonisation par des espèces venant des milieux environnants. Ces deux pratiques ont des conséquences sur le développement de la végétation. Le rôle de ces bordures implantées est important puisqu'elles protègent la bordure préexistante des dérives de nitrates entraînant ainsi une augmentation de l'abondance et la richesse (20%) des espèces moins compétitives au sein de cette dernière (De Cauwer et al., 2006b).

5.9.2 Causes et influences

Plus la bordure est large plus elle peut accueillir des espèces et proposer des micro-habitats différents. Il a été montré que plus la bordure était large plus la diversité spécifique était favorisée et améliorée (Marshall et al., 2006)

Les bordures semées présentent plus d'herbacée et moins d'adventices nuisibles que celles naturellement régénérées (Critchley et al., 2006). Un semis constitué à l'aide d'une mixture complexe, avec des plantes à fleurs, augmente la richesse spécifique et maximise l'hétérogénéité au sein d'une bordure implantée (Asteraki et al., 2004). *A contrario*, le développement de la végétation par régénération naturelle aboutirait à une faible diversité observée comparée à une jachère semée (Eggenschwiler et al., 2009).

Le succès de germination d'une graine semée ou déjà présente dans le sol dépend de différents facteurs inhérents à la structure du sol comme l'humidité, la température et sa texture qui seront modifiés qu'il y ait ou non travail du sol. Enfin, ces facteurs seront plus ou moins favorables à la germination des espèces en fonction de leurs familles, la taille et le poids de la graine (Gardarin et al., 2009).

5.9.3 Les règles générales de décision

Ce module ne concerne que le calculateur développé pour estimer la probabilité des espèces d'une bordure implantée. Les critères retenus pour ce calcul sont la présence de labour, la structure du lit de semence, la taille de la graine et si celle-ci a été semée ou non. L'information concernant la taille de la graine a été simplifiée en classant les espèces dont la taille est inférieure ou égale à 2,5 mm en petite graine et celles dont la taille est supérieure en grosse graine. Les tailles de graine proviennent de la base de données « The Leda Traitbase » développé par Kleyer et al. (2008).

Enfin, nous avons considéré que la probabilité de germination pouvait donc être différente entre une graine semée et une graine déjà présente dans le sol de la bordure, le calculateur faisant la distinction entre les deux. Nous posons également que l'agriculteur procède au semis de sa bordure dans les conditions idoines à son développement.

5.9.4 Détail du calcul

Il n'est pas effectué à proprement parlé d'un calcul mais d'une estimation de la probabilité de présence d'une espèce en fonction de la taille de sa graine, de la présence d'un labour, de la structure du lit de semence et du type d'implantation à l'aide de l'arbre de décision présenté en Figure 26. Nous supposons qu'une espèce à petite graine aura plus de peine à lever qu'une espèce à grosse graine en conditions défavorable (lit de semence grossier). Le labour par son effet perturbateur limite la probabilité de présence des espèces spontanées.

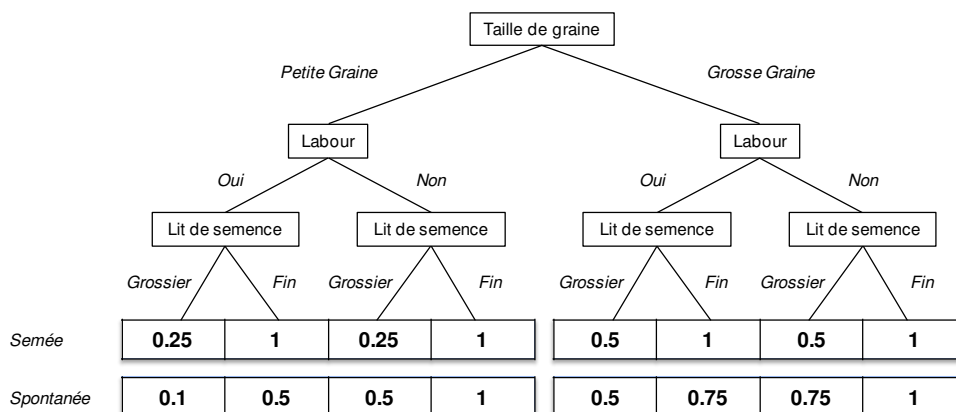


Figure 26 : Arbre de décision permettant de déterminer la probabilité de germination et donc de présence d'une espèce en fonction de la taille de sa graine, de la présence de labour et du lit de semence.

6 Analyses de sensibilité

6.1 Introduction

L'analyse de sensibilité constitue la 4^{ème} étape de la démarche de construction d'un indicateur. Son objectif principal est de tester la construction de l'indicateur afin de savoir si les sorties du modèle sont sensibles aux données d'entrée qui sont connues et qui ont été choisies pour avoir un effet important. Elle vise aussi à voir si la sensibilité est cohérente avec ce que l'on sait des mécanismes. Enfin, elle permet d'analyser l'effet de différentes variables d'entrée sur les sorties pour un module donné (Bockstaller et al., 2008b).

6.2 Matériel et méthodes

Pour effectuer cette analyse nous avons procédé à l'élaboration de trois scénarios en fonction de leur caractère favorable pour la flore des bords de champs. Il y a le scénario « Favorable », « moyen-Favorable » et « Défavorable » et nous avons déterminé des paramètres de base pour chacun de ces scénarios présentés dans le Tableau 11. Pour chaque scénario il est question d'une bordure préexistante dont la largeur est de 2 mètres ce qui la laisse sujette à la dérive. Les scénarios se différencient par des sols ayant une minéralisation d'azote de faible pour le scénario «Favorable» à forte pour le scénario «Défavorable». Nous avons considéré également au sujet de l'entretien qu'une fauche tardive (cas « Favorable ») est moins délétère qu'une fauche en plein cycle de développement de la flore (cas « moyen-Favorable ») ou même que deux fauches peu espacées dans le temps (cas « Défavorable »). Enfin nous avons différencié le cas « Défavorable » des deux autres cas par la présence d'un épandage important en azote sur la parcelle ainsi que de deux herbicides à large spectre et une gestion en eau différente avec la mise en place d'un drainage et d'une irrigation.

Tableau 11 : Présentation des paramètres de base choisis pour chacun des trois scénarios utilisés pour tester la sensibilité du modèle de prédiction de la présence d'espèces en bordure de champs (MSD : Désigne l'utilisation d'un distributeur à disques « D » pour épandre les substances minérales « M » solides « S » ; L : Désigne l'utilisation d'outils pour épandre les substances liquides « L » ; « Bizon » et « Beloga S » sont des noms de produits herbicides).

Modules	Paramètres	Scenarii			
		Favorable	moyen Favorable	Défavorable	
Caractéristiques de la bordure	Largeur	2	2	2	
	Largeur +	0	0	0	
	Largeur totale	2	2	2	
	Type de sol	Sableux	Argilo-limoneux	Limoneux	
	Profondeur	Superficiel	Moyen	Profond	
	Calcaire	Oui	Oui	Oui	
Entretien	Export	Oui	Oui	Non	
	Décade fauche 1	30	22	16	
	Décade fauche 2	0	0	21	
	Date 1	22_au_31_Oct	01_au_10_Aoû	01_au_10_Juin	
	Date 2	0	0	22_au_31_Juil	
	Fertilisation et fertilité en azote	Quantité épandue kg/ha	0	0	200
Outils		MSD	MSD	MSD	
Dérive en kg/ha		0	0	24	
Présence bordure implantée		Non	Non	Non	
Si oui date d'implantation		0	0	0	
Fauche & export		Oui	Oui	Non	
Sorties arbres de décision		3	3	4	
Référence kg/ha/an		50	75	100	
Minéralisation kg/ha/an		43,75	65,625	100	
Gestion en eau		Type de sol	Séchant	Séchant	Non-séchant
		Drainage	Non	Non	Oui
	Irrigation	Non	Non	Oui	
	Intensité	Faible	Faible	Faible	
	Classe	1	1	2	
	Classe de sol	Sol très sec à sec	Sol très sec à sec	Sol frais	
Herbicides	Traitement 1	0	0	Beloga S	
	Dose seuil (l/ha ou kg/ha)	0	0	4	
	Dose (l/ha ou kg/ha)	0	0	4	
	Outils	L	L	L	
	Traitement 2	0	0	Bizon	
	Dose seuil (l/ha ou kg/ha)	0	0	3	
	Dose (l/ha ou kg/ha)	0	0	3	
	Outils	L	L	L	
	Traitement 3	0	0	0	
	Dose seuil (l/ha ou kg/ha)	0	0	0	
	Dose (l/ha ou kg/ha)	0	0	0	
Outils	L	L	L		
Fertilité en phosphore du sol	Catégorie de sol	Equilibré	Equilibré	Riche à très riche	
pH		7	7	7	

Pour chacun de ces scénarios nous avons testé la réponse du modèle en faisant varier les données d'entrée pour chacun des modules (Tableau 12)

Tableau 12 : Données d'entrée utilisées pour l'analyse de sensibilité pour chaque scénario.

Modules	Références	Correspondances
Entretien	1F-10	1 date de fauche réalisée entre le 01 et 10 Avril
	1F-15	1 date de fauche réalisée entre le 22 et 31 Mai
	1F-20	1 date de fauche réalisée entre le 11 et 21 Juillet
	1F-25	1 date de fauche réalisée entre le 01 et 10 Septembre
	1F-30	1 date de fauche réalisée entre le 22 et 31 Octobre
	2F-1015	2 dates de fauche réalisées entre les 01 et 10 Avril et 22 au 31 Mai
	2F-1020	2 dates de fauche réalisées entre les 01 et 10 Avril et 11 au 21 Juillet
	2F-1025	2 dates de fauche réalisées entre les 01 et 10 Avril et 01 au 10 Septembre
	2F-1520	2 dates de fauche réalisées entre les 22 et 31 Mai et 11 au 21 Juillet
	2F-1525	2 dates de fauche réalisées entre les 22 et 31 Mai et 01 au 10 Septembre
	2F-1530	2 dates de fauche réalisées entre les 22 et 31 Mai et 22 au 31 Octobre
	2F-2025	2 dates de fauche réalisées entre les 11 et 21 Juillet et 01 au 10 Septembre
	2F-2030	2 dates de fauche réalisées entre les 11 et 21 Juillet et 22 au 31 Octobre
	2F-2035	2 dates de fauche réalisées entre les 11 et 21 Juillet et 11 au 21 Décembre
Fertilisation	N-0	Sans fertilisation
	N-50	Fertilisation avec 50 Kg d'azote par an et par hectare
	N-100	Fertilisation avec 100 Kg d'azote par an et par hectare
	N-150	Fertilisation avec 150 Kg d'azote par an et par hectare
	N-200	Fertilisation avec 200 Kg d'azote par an et par hectare
Herbicide	AD-25	Traitement herbicide avec anti-dicotylédones à 25 % de la dose homologuée
	AD-50	Traitement herbicide avec anti-dicotylédones à 50 % de la dose homologuée
	AD-100	Traitement herbicide avec anti-dicotylédones à 100 % de la dose homologuée
	AG-25	Traitement herbicide avec anti-graminées à 25 % de la dose homologuée
	AG-50	Traitement herbicide avec anti-graminées à 50 % de la dose homologuée
	AG-100	Traitement herbicide avec anti-graminées à 100 % de la dose homologuée
	ADG-25	Traitement herbicide avec anti-dicotylédones et anti-graminées à 25 % de la dose homologuée
	ADG-50	Traitement herbicide avec anti-dicotylédones et anti-graminées à 50 % de la dose homologuée
	ADG-100	Traitement herbicide avec anti-dicotylédones et anti-graminées à 100 % de la dose homologuée
Irrigation	I-f	Irrigation faible
	I-F	Irrigation forte
	D-I-f	Drainage et irrigation faible
	D-I-F	Drainage et irrigation forte

6.3 Résultats

Les figures suivantes présentent les synthèses des résultats de chacun des scénarios pour les différentes pratiques agricoles sélectionnées pour l'étude. Les courbes représentent le nombre d'espèces ayant une probabilité de présence supérieure à 0,25 et 0,5 pour chaque scénario.

La Figure 27 présente les résultats pour la date de fauche. Nous pouvons voir que le scénario « Défavorable » présente un nombre d'espèces moins important que les deux autres scénarios et que celui-ci varie en fonction de la date de fauche. Cette variation est plus prononcée pour les espèces dont la probabilité est supérieure à 0,25. Les scénarios « Favorable » et « moyen-Favorable » présentent quant à eux peu de variations et sont sensiblement similaires en termes de nombres d'espèces pour les deux probabilités.

De manière générale, la date de fauche a plus d'influence lorsqu'elle intervient dans l'été en impactant les espèces ayant une probabilité supérieure à 0,25 dans le scénario «Défavorable» ayant une probabilité supérieure à 0,25. Cette diminution s'observe également mais de façon plus ténue pour les espèces des scénarios «Favorable» et «moyen Favorable» ayant une probabilité supérieure à 0,5.

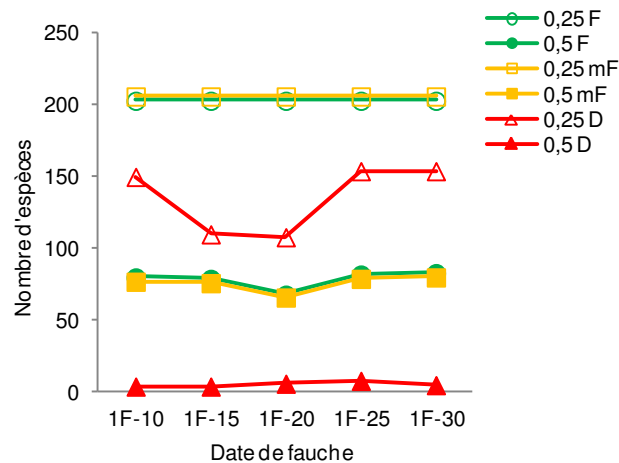


Figure 27 : Synthèse des résultats en nombre d'espèces pour chacun des scénarios (F : «Favorable» ; mF : «moyen-Favorable» ; D : «Défavorable») lorsqu'une date de fauche est réalisée à différentes périodes dans l'année. La signification de chaque référence à la période est expliquée dans le Tableau 12.

Nous avons ensuite étudié l'impact que peut avoir deux dates de fauche et leurs variations ; les résultats sont présentés dans la Figure 28. Comme pour la modalité précédente, les scénarios «Favorable» et «moyen-Favorable» présentent des résultats similaires en termes de nombre d'espèces et de variation de celui-ci. Seul le scénario «Défavorable» se différencie là encore par un nombre d'espèces plus faible pour les deux probabilités.

Lorsque deux dates de fauche sont réalisées, nous pouvons voir une plus grande fluctuation du nombre des espèces en fonction des modalités et ce pour chacun des scénarios. On observe une tendance selon laquelle plus les dates sont rapprochées dans le temps, plus le nombre d'espèces ayant une probabilité de présence supérieure à 0,25 et 0,5 est diminué. *A contrario*, plus les dates sont éloignées et plus le nombre d'espèces présentes est important.

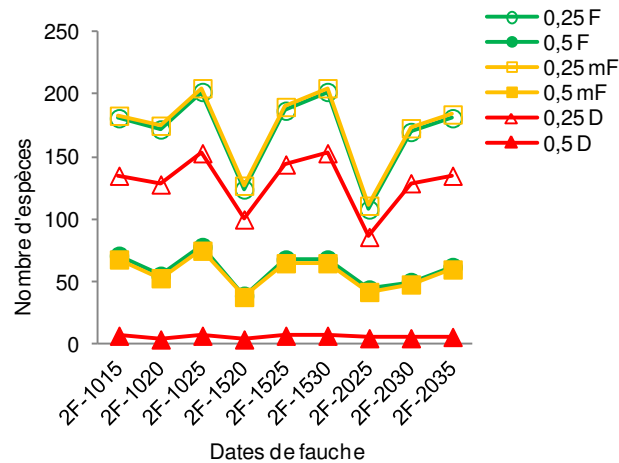


Figure 28 : Synthèse des résultats en nombre d'espèces pour chacun des scénarios (F : «Favorable» ; mF : «moyen-Favorable» ; D : «Défavorable») lorsque deux dates de fauche sont réalisées à différentes périodes dans l'année. La signification de chaque référence à la période est expliquée dans le Tableau 12.

La Figure 29 présente la synthèse des résultats pour des quantités d'azote épandues variables. Pour chacun des scénarios le nombre d'espèces varie en fonction des quantités d'azote épandues. Le scénario «Favorable» présente le nombre d'espèces le plus élevé-pour les deux probabilités et ce quelle que soit la quantité épandue. On observe que pour les espèces ayant une probabilité supérieure à 0.25 le nombre diminue quand la quantité atteint 200 kg/ha/an. Ce nombre d'espèces diminue avec moins d'azote et en deux paliers successifs pour le scénario «Défavorable» à 50 puis 150 kg/ha/an. Pour ce même scénario, le nombre d'espèces dont la probabilité dépasse 0.5 chute pour 100 kg/ha/an. Il n'y a que pour le scénario «Défavorable» que le nombre d'espèces, là encore inférieur aux deux autres scénarios, ne varie pas quelle que soit la quantité d'azote épandue.

Pour résumer, on peut voir que plus la quantité d'azote est élevée et plus le nombre d'espèces ayant une probabilité de présence supérieure à 0,25 diminue pour les scénarios «Favorable» et «moyen Favorable». Ces scénarios moins agressifs en termes d'enrichissement du milieu étant favorable aux espèces des milieux pauvres, ce sont ceux les plus impactés lors de l'augmentation des concentrations en azote. Ainsi, pour le scénario «Défavorable», pour différentes quantités d'azote épandues, le nombre d'espèces ne varie pas ce qui signifie que via ses autres paramètres, celui-ci a discriminé les espèces les moins sensibles aux milieux enrichis.

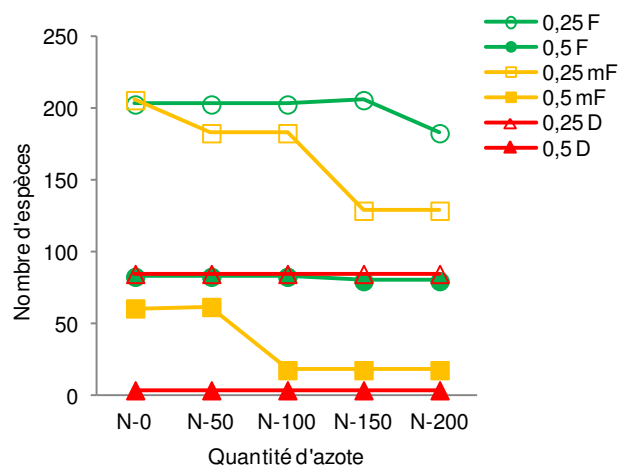


Figure 29 : Synthèse des résultats en nombre d'espèces pour chacun des scénarios (F : «Favorable» ; mF : «moyen-Favorable » ; D : «Défavorable») lors de l'épandage de différentes quantités d'azote-. La signification de chaque référence à la quantité d'azote est expliquée dans le Tableau 12.

La Figure 30 présente les résultats obtenus lors de l'épandage de différents herbicides en fonction de leur action et de leur concentration. De par sa construction ce module semble avoir un impact limité sur le nombre d'espèces. Il n'y a en effet aucune, voir qu'une infime, variation en fonction du type d'herbicide et de sa concentration pour chacun des scénarios simulés. Le scénario « Défavorable » présente à nouveau le nombre d'espèces le moins important, les deux autres ayant des résultats similaires bien qu'en ce qui concerne le nombre d'espèces ayant une probabilité supérieure à 0,5 il y ait une séparation distincte entre eux.

Ce faible impact observé pour des herbicides aux actions différentes et pour des concentrations différentes est sûrement dû au calcul de la dose finale arrivant sur les espèces qui reste faible pour des efficacités moyennes peu importantes.

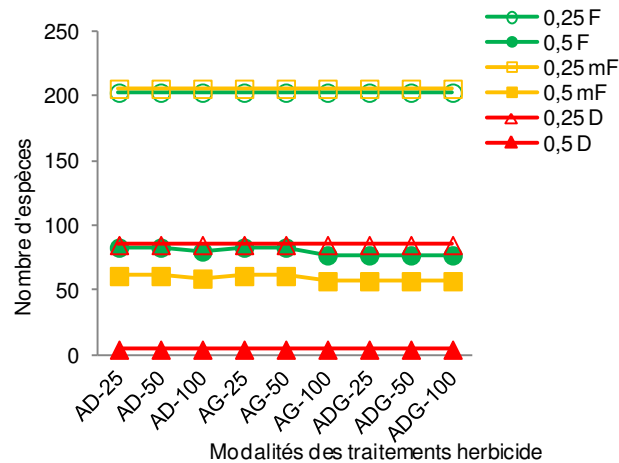


Figure 30 : Synthèse des résultats en nombre d'espèces pour chacun des scénarios (F : «Favorable» ; mF : moyen-Favorable ; D : «Défavorable») lors de l'épandage de 3 types d'herbicides à des concentrations différentes. La signification de chaque référence à l'herbicide et sa quantité est expliquée dans le Tableau 12.

Enfin la Figure 31 présente les résultats pour des conditions de gestion en eau différentes. La gestion en eau a une influence sur les espèces pour chacun des scénarios. Les scénarios « Favorable » et « moyen-Favorable » présentent les mêmes fluctuations en nombre d'espèces selon le mode de gestion, le scénario « Favorable » ayant le nombre d'espèces le plus élevé. Pour le scénario « Défavorable », les différences de modalité de gestion entraînent une augmentation du nombre d'espèces ayant une probabilité supérieure à 0.25 en atteignant un seuil, mais de manière globale ce nombre reste inférieur au deux autres scénarios.

Selon le type de sol et l'intensité de l'irrigation on voit que le nombre d'espèces diminue avec l'augmentation de l'humidité du sol ou de sa sécheresse. Les modalités d'irrigation favorables aux espèces sont celles qui permettent d'aboutir à un sol frais présentant une humidité moyenne.

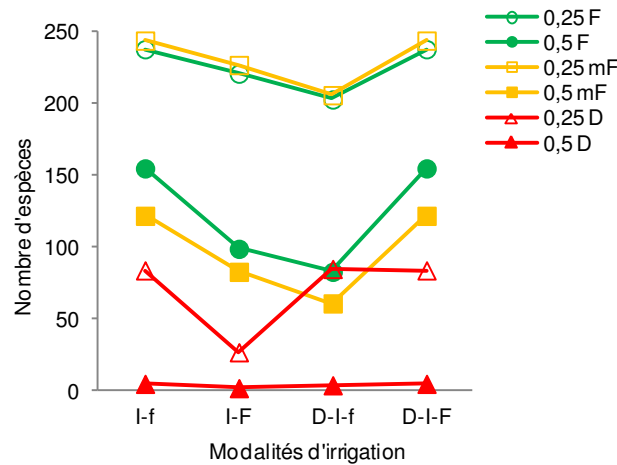


Figure 31 : Synthèse des résultats en nombre d'espèces pour chacun des scénarios (F : «Favorable» ; mF : moyen-Favorable ; D : «Défavorable») dans des conditions de gestion en eau différentes. La signification de chaque référence au type de gestion en eau est expliquée dans le Tableau 12.

Quel que soit le module testé et ses modalités, nous avons pu voir qu'en ce qui concerne le scénario «Défavorable» le nombre d'espèces ayant une probabilité supérieure à 0,5 reste le plus faible, proche de zéro sans fluctuer.

La fauche, la richesse du sol en azote ainsi que l'humidité sont les variables les plus importantes en termes d'effet sur le nombre d'espèces et leur probabilité. En ce qui concerne l'épandage des herbicides, le modèle n'est pas concluant au sujet de la représentation de son effet réel. Ceci est regrettable quand on sait qu'au-delà de l'effet négatif de ces substances - sur la pollution des réseaux hydrographiques, elles ont un fort impact sur les espèces des bordures de champs.

Nous avons approfondi- cette analyse de sensibilité en étudiant l'effet de quelques modules de manière qualitative sur les espèces afin d'identifier les modules les plus importants, en essayant de comprendre pourquoi le nombre d'espèces variait en s'intéressant à certains traits biologiques.

En premier lieu nous avons étudié l'influence des dates de fauche sur les espèces en fonction de leur classification en tant que monocotylédones ou dicotylédones. Les résultats présents sur la Figure 32 pour le scénario «Favorable», la Figure 33 pour le «moyen-Favorable» et la

Figure 34 pour le scénario « Défavorable », les variations du pourcentage d'espèces selon leur probabilité de présence par classe en fonction des dates de fauche.

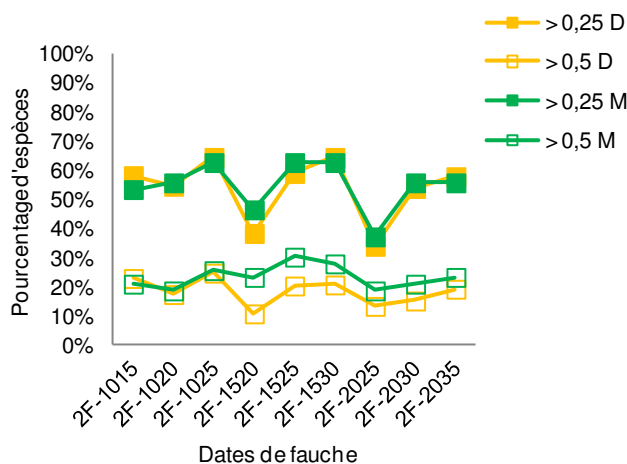


Figure 32 : Pourcentage d'espèces selon leur probabilité de présence et leur classification (D : Dicotylédone ; M : Monocotylédone) pour le scénario « Favorable », lorsque deux dates de fauche sont réalisées à différentes périodes dans l'année. Le calcul du pourcentage correspond au rapport du nombre d'espèces par classe (M ou D) ayant une probabilité de présence > 0,5 ou 0,25 sur l'ensemble des espèces de la même classe simulé lors de l'analyse. La signification de chaque référence à la période est expliquée dans le Tableau 12.

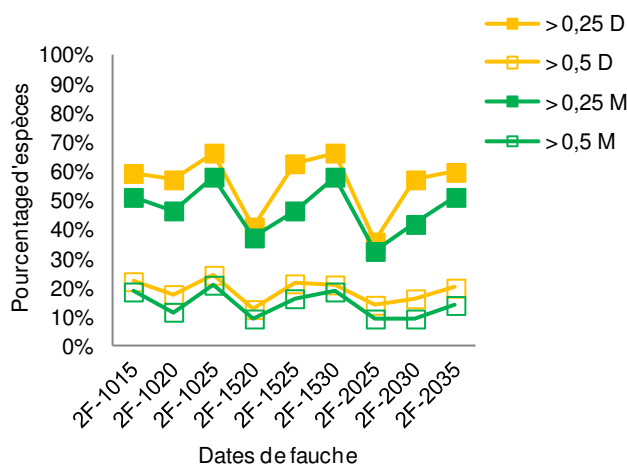


Figure 33 : Pourcentage d'espèces selon leur probabilité de présence et leur classification (D : Dicotylédone ; M : Monocotylédone) pour le scénario « moyen Favorable », lorsque deux dates de fauche sont réalisées à différentes périodes dans l'année. Le calcul du pourcentage correspond au rapport du nombre d'espèces par classe (M ou D) ayant une probabilité de présence > 0,5 ou 0,25 sur l'ensemble des espèces de la même classe simulé lors de l'analyse. La signification de chaque référence à la période est expliquée dans le Tableau 12.

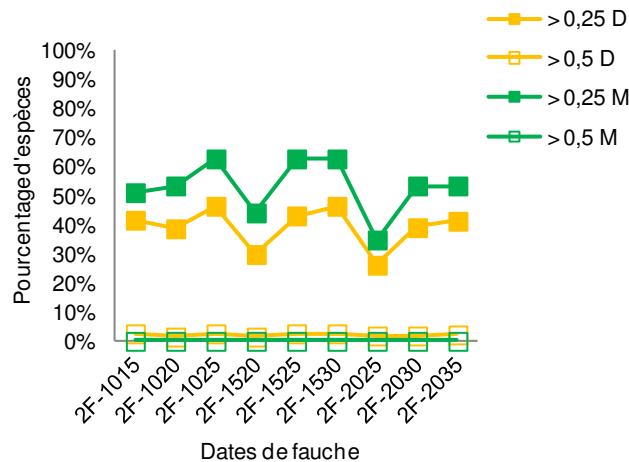


Figure 34 : Pourcentage d'espèces selon leur probabilité de présence et leur classification (D : Dicotylédone ; M : Monocotylédone) pour le scénario « Défavorable », lorsque deux dates de fauche sont réalisées à différentes périodes dans l'année. Le calcul du pourcentage correspond au rapport du nombre d'espèces par classe (M ou D) ayant une probabilité de présence $> 0,5$ ou $0,25$ sur l'ensemble des espèces de la même classe simulé lors de l'analyse. La signification de chaque référence à la période est expliquée dans le Tableau 12.

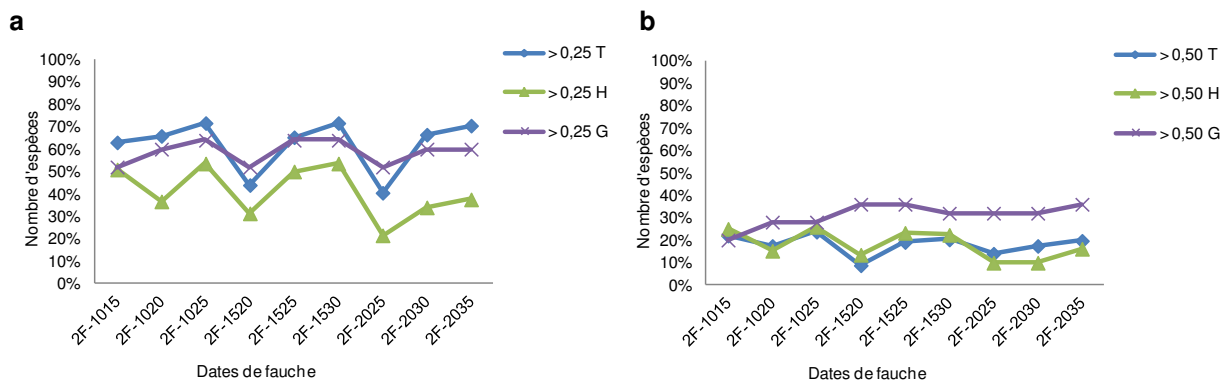
En comparant les différents scénarios, on observe que les espèces ayant une probabilité supérieure à $0,25$ fluctuent de manière similaire qu'elles soient monocotylédones ou dicotylédones. En effet, comme pour l'analyse globale, nous pouvons voir que le pourcentage d'espèces est diminué lorsque les deux dates de fauche se rapprochent, la chute étant plus prononcée pour les espèces dicotylédones.

Il n'y a que dans le scénario «Défavorable» que le pourcentage de monocotylédones est supérieur aux dicotylédones. Par ailleurs, dans le scénario « moyen-Favorable », ce sont les dicotylédones qui sont en proportion plus importante.

Au sujet des espèces dont la probabilité est supérieure à $0,5$, leur valeur est nulle pour le scénario «Défavorable». En revanche, pour ce seuil de $0,5$ on observe une augmentation de la proportion des espèces monocotylédones dans le scénario « Favorable », là où les dicotylédones restent faiblement représentées.

De manière générale, les monocotylédones résistent mieux à la fauche dans l'ensemble des scénarios, les dicotylédones étant plus impactées lorsque les itinéraires techniques sont plus intensifs.

Nous avons ensuite étudié l'effet des deux dates de fauche sur les variations du pourcentage d'espèces selon leur classification de Raunkiær et leur probabilité de présence. Pour plus de lisibilité, les résultats ont été séparés par scénario en fonction de la probabilité de présence des espèces avec en « **a** » les espèces dont la probabilité est supérieure à 0,25 et en « **b** » celles dont la probabilité est supérieure à 0,5.



Dans l'analyse concernant le scénario « Favorable » (Figure 35), il ressort pour les espèces ayant une probabilité supérieure à 0,25 une plus importante proportion de thérophytes et géophytes, les hémicryptophytes étant moins représentées. La fluctuation du nombre d'espèces étant similaire pour chacun des groupes bien que moins prononcée pour les géophytes. Les thérophytes, plus fragiles, présentent une plus grande chute de leur proportion quand les dates de fauches se rapprochent. Ce sont d'ailleurs les géophytes qui sont les espèces les plus représentées quand on s'intéresse aux espèces ayant une probabilité supérieure à 0,5. Leur nombre se stabilise voir même augmente.

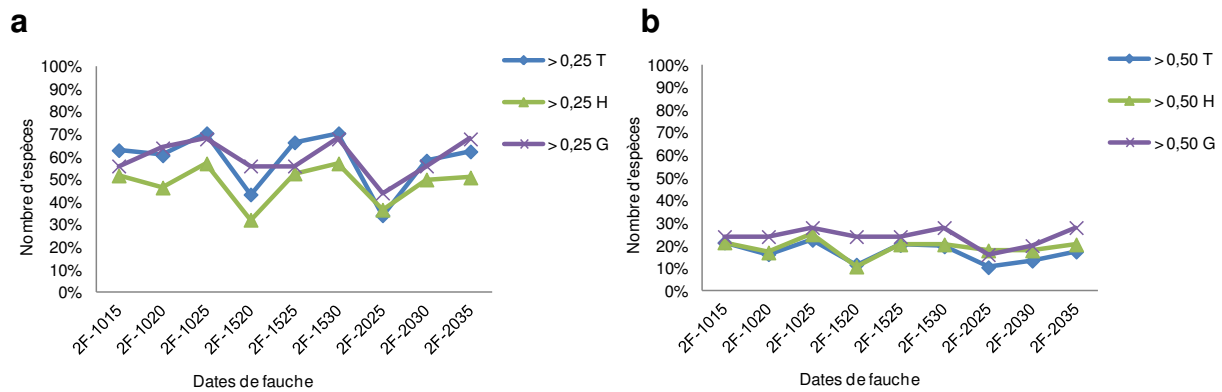


Figure 36 : Pourcentage d'espèces selon leur probabilité de présence et leur classification de Raunkiaer (T : Thérophyte ; H : Hémicryptophyte ; G : Géophyte) pour le scénario « moyen Favorable », lorsque deux dates de fauche sont réalisées à différentes périodes dans l'année. En **a** les espèces dont la probabilité est supérieure à 0,25 et en **b** les espèces dont la probabilité est supérieure à 0,5. Le calcul du pourcentage correspond au rapport du nombre d'espèces par classe (T, H ou G) ayant une probabilité de présence > 0,5 ou 0,25 sur l'ensemble des espèces de la même classe simulé lors de l'analyse. La signification de chaque référence à la période est expliquée dans le Tableau 12.

Comme dans le scénario « Favorable », les espèces ayant une probabilité supérieure à 0,25 les plus représentées dans le scénario « moyen-Favorable » (Figure 36) sont les thérophytes et les géophytes. La fluctuation de la proportion des hémicryptophytes reste quant à elle similaire mais elles sont supérieures en nombre en comparaison avec le scénario « Favorable ». Le nombre d'espèces ayant une probabilité supérieure à 0,5 reste du même ordre pour chacun des groupes, on observe néanmoins une baisse de la proportion de géophytes.

C'est dans le scénario « Défavorable » (Figure 37) que l'on constate une nette supériorité des géophytes ayant une probabilité supérieure à 0,25. On observe d'ailleurs que la proportion des espèces dont la probabilité est supérieure à 0,25 ne change pas quel que soit le scénario. Seules les thérophytes et les hémicryptophytes voient leur nombre diminuer.

C'est dans ce dernier scénario qu'aucun des groupes d'espèces ne subsistent en ayant une probabilité supérieure à 0,5.

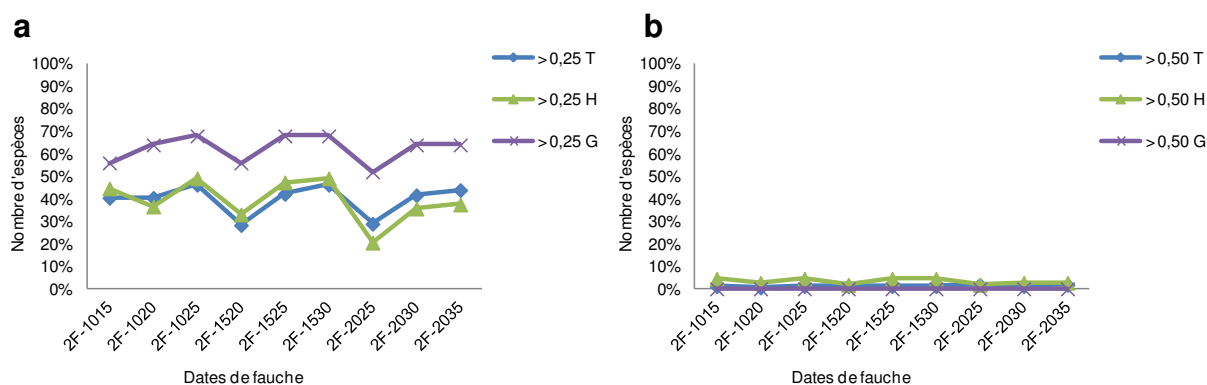


Figure 37 : Pourcentage d'espèces selon leur probabilité de présence et la classification de Raunkiaer (T : Thérophyte ; P : Phanérophyte ; H : Hémicryptophyte ; G : Géophyte) pour le scénario «Défavorable », lorsque deux dates de fauche sont réalisées à différentes périodes dans l'année. En **a** les espèces dont la probabilité est supérieure à 0,25 et en **b** les espèces dont la probabilité est supérieure à 0,5. Le calcul du pourcentage correspond au rapport du nombre d'espèces par classe (T, H ou G) ayant une probabilité de présence $> 0,5$ ou $0,25$ sur l'ensemble des espèces de la même classe simulé lors de l'analyse. La signification de chaque référence à la période est expliquée dans le Tableau 12.

7 Validation

7.1 Introduction

La validation est la 5ème étape dans la démarche de construction d'un indicateur basé sur un modèle (Bockstaller et al., 2008a). Elle est elle-même constituée de 3 étapes. La première est l'étape de validation de la construction du modèle. Elle est faite à partir de la bibliographie ou via publication et soumission à des experts. La seconde étape est l'étape d'évaluation du modèle et de sa qualité prédictive en confrontant ses sorties avec des données réelles observées sur le terrain. Enfin, la dernière étape de validation concerne l'usage du modèle, qui en l'état actuel est prématuré. Seule la seconde étape de validation va être présentée dans la suite de ce chapitre.

7.2 Présentation des jeux de données réelles utilisés

Pour valider la qualité prédictive de notre modèle de prédiction nous avons utilisé les jeux de données constitués à partir de relevés de végétation effectués sur des dispositifs expérimentaux de l'équipe Agriculture Durable sur le site de l'Unité Expérimentale (UE) de l'INRA de Colmar. Ces relevés de végétation ont été effectués sur des bordures implantées utilisées dans le cadre de deux études portant sur le suivi de la végétation de bandes fleuries

semées, l'une lancée en 2008 sur micro-parcelles testant différentes modalités de composition de mélange semé et de fauchage et l'autre en 2009 sur grandes parcelles étudiant l'effet du choix de mélanges et de pratiques sur les parcelles adjacentes. Nous avons utilisé les relevés réalisés en 2010 et 2012, les données de 2013 n'étant pas encore disponibles au moment de ce travail.

7.2.1 Etude sur les grandes bordures de champs

Cette étude porte sur le développement de la végétation au sein de quatre bandes implantées de 6 m de large et de 250 m de long sur les côtés de parcelles de 4 ha de l'UE de Colmar, cultivées avec une rotation maïs grain/céréales à paille. Chaque bande a été découpée en 2 et a été semée avec deux mélanges d'espèces différents. Le plan d'expérience est présenté en Figure 38. Quatre de ces bordures ont été semées à l'aide d'un mélange dit « Vert » et les quatre autres à l'aide d'un mélange dit « Fleuri » (Tableau 13). Les relevés floristiques qui ont été effectués en présence/absence sont présentés dans le Tableau 14.

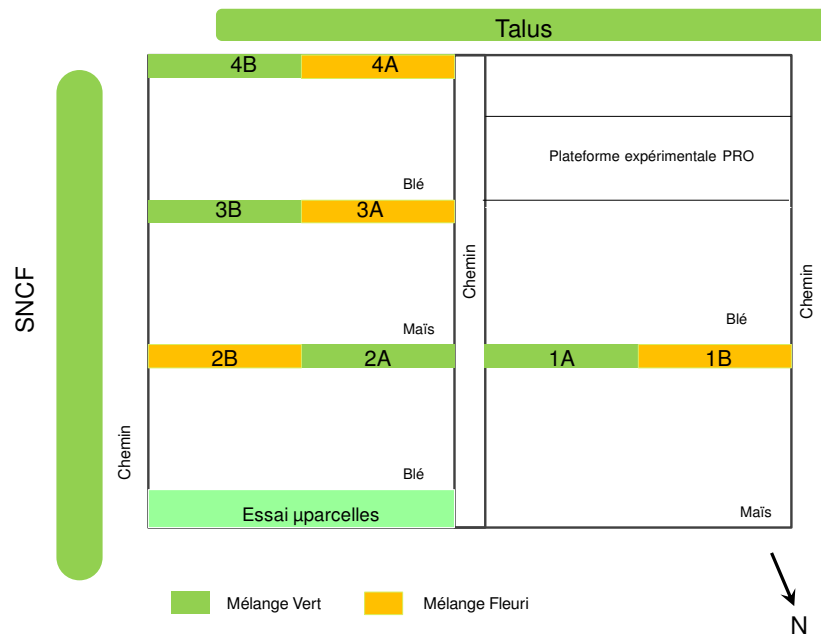


Figure 38 : Plan d'expérience de l'expérimentation en grandes bordures. Les parcelles cultivées ont des dimensions de 250 m sur 160 m et les bandes fleuries de 250m sur 6 m.

Tableau 13 : Composition des mélanges de l'expérimentation factorielle bande fleurie en grandes bordures

Grandes bordures	
Mélange Fleuri	Mélange Vert
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Centaurea thuillieri</i>
<i>Agrostemma githago</i>	<i>Cynosurus cristatus</i>
<i>Centaurea cyanus</i>	<i>Festuca pratensis</i>
<i>Centaurea thuillieri</i>	<i>Festuca rubra</i>
<i>Chrysanthemum segetum</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Medicago lupulina</i>
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Melilotus officinalis</i>
<i>Hypochaeris radicata</i>	<i>Onobrychis viciifolia</i>
<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Vicia sativa</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	
<i>Malva moschata</i>	
<i>Medicago sativa</i>	
<i>Melilotus officinalis</i>	
<i>Origanum vulgare</i>	
<i>Papaver rhoeas</i>	
<i>Plantago lanceolata</i>	
<i>Prunella vulgaris</i>	
<i>Silene latifolia alba</i>	
<i>Tanacetum vulgare</i>	

Tableau 14 : Relevés floristiques en présence/absence effectués en 2010 et 2012 sur les grandes bordures implantées.

Espèces	Bordures "Mélange fleuri"								Bordures "Mélange vert"							
	2010		2010		2012		2012		2010		2010		2012		2012	
	1B	2B	3A	4A	1B	2B	3A	4A	1A	2A	3B	4B	1A	2A	3B	4B
<i>Achillea millefolium</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	1
<i>Agrostemma githago</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0
<i>Anagallis arvensis</i> L.	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Arctium lappa</i> L.	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Atriplex patula</i> L.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Carduus nutans</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Centaurea cyanus</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Centaurea thuilieri</i> (Dostál) J.Duvign. & Lambinon	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Chenopodium album</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0
<i>Coryza canadensis</i> (L.) Cronquist	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Daucus carota</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Dipsacus fullonum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. ex Nevski	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Festuca rubra</i> L.	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Galium aparine</i> L.	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Galium mollugo</i> L.	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Geranium robertianum</i> L.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Glebionis segetum</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Hypericum perforatum</i> L.	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Lactuca serriola</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lamium album</i> L.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lamium purpureum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Lolium perenne</i> L.	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Malva sylvestris</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1
<i>Medicago lupulina</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Medicago sativa</i> L.	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
<i>Melilotus albus</i> Medik.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Melilotus officinalis</i> Lam.	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Mercurialis annua</i> L.	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Origanum vulgare</i> L.	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Papaver rhoeas</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Phleum pratense</i> L.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago major</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Poa annua</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1
<i>Polygonum aviculare</i> L.	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polygonum persicaria</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Prunella vulgaris</i> L.	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Reseda lutea</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Senecio vulgaris</i> L.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Silene latifolia</i> Poir. subsp. <i>alba</i> (Mill.) Greuter & Burdet	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sinapis arvensis</i> L.	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
<i>Solanum nigrum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Taraxacum officinale</i> Weber	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium pratense</i> L.	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Trifolium repens</i> L.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Urtica dioica</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

7.2.2 Etude sur des micro-parcelles

Cette étude mise en place en 2008 a pour but d'étudier le développement de la végétation au sein de micro-parcelles, également semées avec deux mélanges différents. Il y a 24 micro-parcelles, douze semées avec un mélange vert et douze avec un mélange fleuri dont la composition est présentée dans le Tableau 15.

Tableau 15 : Composition des mélanges de l'expérimentation factorielle bande fleurie en Micro-parcelles

Micro-parcelles	
Mélange Fleuri	Mélange Vert
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Centaurea nigra</i>
<i>Agrostemma githago</i>	<i>Cynosurus cristatus</i>
<i>Bellis perennis</i>	<i>Festuca pratensis</i>
<i>Calendula officinalis</i>	<i>Festuca rubra</i>
<i>Centaurea cyanus</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
<i>Chrysanthemum segetum</i>	<i>Medicago sativa</i>
<i>Daucus carota</i>	<i>Poa pratensis</i>
<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	
<i>Matricaria chamomilla</i>	
<i>Medicago lupulina</i>	
<i>Onobrychis sativa</i>	
<i>Ranunculus acris</i>	
<i>Trifolium incarnatum</i>	

Pour chaque mélange, il y a 4 modalités de broyage avec 3 répétitions. Les modalités de broyage sont différentes en termes de date et d'intensité. Les modalités S et N comportent une date de fauche qui pour S est réalisée fin Septembre et pour N fin Novembre. Les deux autres modalités JS et JN comportent deux dates de fauche qui sont respectivement effectuées début Août et fin Septembre pour JS et début Août et fin Novembre pour JN. Le plan d'expérience est présenté en Figure 39.

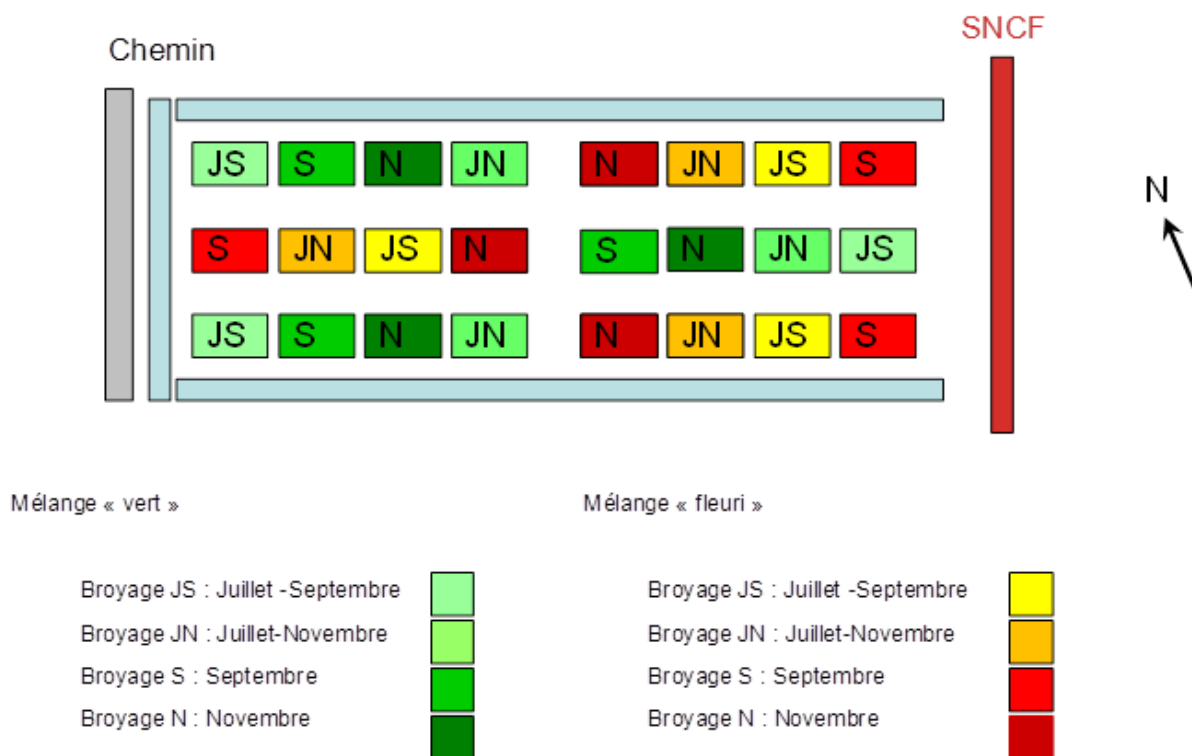


Figure 39 : Plan d'expérience en micro-parcelles.

Les relevés floristiques effectués en présence/absence sur les micro-parcelles sont regroupés dans le Tableau 16.

Tableau 16 : Relevés floristiques en présence/absence effectués en 2010 et 2012 sur les micro-parcelles.

Espèces	Bordures fleuries												Bordures enherbées (PAC)											
	2010						2012						2010						2012					
	N	S	JN	JS	N	S	N	S	JN	JS	N	S	N	S	JN	JS	N	S	JN	JS				
<i>Achillea millefolium</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Agrostemma githago</i> L.	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Anagallis arvensis</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Bellis perennis</i> L.	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Bromus sterilis</i> L. [nom. cons.]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Carduus nutans</i> L.	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Centaurea cyanus</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Chenopodium album</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Cynurus cristatus</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Daucus carota</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Dipsacus fullonum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. ex Nevski	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A. Loeve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0		
<i>Festuca rubra</i> L.	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Galium aparine</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Glebionis segetum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Lactuca serriola</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Lolium perenne</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Malva sylvestris</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Medicago lupulina</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Medicago sativa</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Mercurialis annua</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Papaver rhoeas</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Polygonum aviculare</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Ranunculus acris</i> L.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Senecio vulgaris</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Silene latifolia</i> Poir. subsp. alba (Mill.) Greuter & Burdet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Sinapis arvensis</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Taraxacum officinale</i> Weber	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1		
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Trifolium pratense</i> L.	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1		
<i>Trifolium repens</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Vicia cracca</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

7.3 Simulations effectuées à l'aide du calculateur

Pour chacune des études, à partir des données connues sur les sols, les conditions d'implantations des bordures et les itinéraires techniques, nous avons effectué les simulations correspondantes à l'aide du calculateur concernant les bordures implantées. Une fois les calculs réalisés sur les grandes bordures implantées et les micro-parcelles, nous avons conservé les résultats obtenues pour les espèces observées sur le terrain.

7.3.1 Simulations en grandes bordures

Les données d'entrée pour effectuer les simulations en grandes bordures sont présentées dans le Tableau 17. Les résultats obtenus à l'aide de ces simulations sont présentés dans le Tableau 18.

Tableau 17 : Données d'entrée pour les grandes bordures pour le calcul en 2010 et 2012.

Modules	Paramètres	2010	2012
Caractéristiques de la bordure implantée	Largeur	6	6
	Largeur totale	6	6
	Date d'implantation	< 3 ans	> 3 ans
	Historique de gestion	Sol cultivé	Sol cultivé
	Labour	Non	Non
	Lit de semence	Fin	Fin
	Type d'implantation	Semis	Semis
	Type de sol	Limoneux	Limoneux
	Profondeur	Profond	Profond
	Calcaire	Oui	Oui
Entretien	Export	Non	Non
	Décade fauche 1	21	21
	Décade fauche 2	33	33
	Date 1	22_au_31_Juil	22_au_31_Juil
	Date 2	22_au_30_Nov	22_au_30_Nov
Fertilisation et fertilité en azote	Quantité épandue Kg / Ha	111	133
	Outils	MSD	MSD
	Dérive en Kg / Ha	0	0
	Fauche & export	Non	Non
	Sorties arbres de décision	4	3
	Référence Kg / Ha / an	100	100
	Minéralisation Kg / Ha	100	87,5
Gestion en eau	Type de sol	Non-séchant	Non-séchant
	Drainage	Non	Non
	Irrigation	Non	Non
	Intensité	Faible	Faible
	Classe	2	2
	Classe de sol	Sol frais	Sol frais
Herbicides	Traitement 1	Archipel	Mlagro
	Dose seuil (l/ha ou kg/ha)	0,25	0,4
	Dose (l/ha ou kg/ha)	0,25	0,4
	Outils	L	L
	Traitement 2	0	Banvel 4S
	Dose seuil (l/ha ou kg/ha)	0	0,5
	Dose (l/ha ou kg/ha)	0	0,4
	Outils	L	L
	Traitement 3	0	0
	Dose seuil (l/ha ou kg/ha)	0	0
Dose (l/ha ou kg/ha)	0	0	
Outils	L	L	
Fertilité en phosphore du sol	Catégorie de sol	Equilibré	Equilibré
PH		7	7

Tableau 18 : Résultats correspondants aux calculs des probabilités de présence pour les espèces végétales effectués à l'aide du calculateur « Bordure implantée » pour les grandes bordures implantées en 2010 et 2012 en fonction des itinéraires techniques présentés dans le Tableau 17.

Espèces	2010	2012
<i>Achillea millefolium</i> L.	0,30	0,15
<i>Agrostemma githago</i> L.	0,33	0,34
<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	0,33	0,34
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	0,30	0,30
<i>Anagallis arvensis</i> L.	0,30	0,30
<i>Arctium lappa</i> L.	0,20	0,20
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	0,40	0,40
<i>Atriplex patula</i> L. subsp. <i>patula</i>	0,50	0,50
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.	0,30	0,30
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	0,40	0,40
<i>Carduus nutans</i> L.	0,30	0,30
<i>Centaurea cyanus</i> L.	0,33	0,15
<i>Centaurea thuilieri</i> (Dostál) J.Duvign. & Lambinon	0,00	0,00
<i>Chenopodium album</i> L.	0,30	0,30
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	0,40	0,40
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	0,30	0,30
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	0,30	0,15
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0,40	0,40
<i>Daucus carota</i> L.	0,30	0,15
<i>Dipsacus fullonum</i> L.	0,20	0,20
<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. ex Nevski	0,30	0,30
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	0,30	0,30
<i>Festuca rubra</i> L.	0,30	0,15
<i>Galium aparine</i> L.	0,30	0,30
<i>Galium mollugo</i> L.	0,30	0,30
<i>Geranium robertianum</i> L.	0,60	0,60
<i>Glebionis segetum</i>	0,33	0,15
<i>Hypericum perforatum</i> L.	0,33	0,15
<i>Lactuca serriola</i> L.	0,20	0,20
<i>Lamium album</i> L.	0,40	0,40
<i>Lamium purpureum</i> L.	0,33	0,15
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	0,00	0,00
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	0,00	0,00
<i>Lolium perenne</i> L.	0,30	0,30
<i>Lotus corniculatus</i> L.	0,33	0,15
<i>Malva sylvestris</i> L.	0,30	0,30
<i>Medicago lupulina</i> L.	0,33	0,34
<i>Medicago sativa</i> L.	0,30	0,30
<i>Melilotus albus</i> Medik.	0,20	0,20
<i>Melilotus officinalis</i> Lam.	0,00	0,00
<i>Mercurialis annua</i> L.	0,40	0,40
<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.	0,00	0,00
<i>Origanum vulgare</i> L.	0,00	0,00
<i>Papaver rhoeas</i> L.	0,33	0,34
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	0,30	0,30
<i>Phleum pratense</i> L.	0,30	0,30
<i>Plantago lanceolata</i> L.	0,00	0,00
<i>Plantago major</i> L.	0,33	0,34
<i>Poa annua</i> L.	0,40	0,40
<i>Polygonum aviculare</i> L.	0,33	0,34
<i>Polygonum persicaria</i> L.	0,50	0,50
<i>Prunella vulgaris</i> L.	0,33	0,15
<i>Reseda lutea</i> L.	0,33	0,34
<i>Senecio vulgaris</i> L.	0,40	0,40
<i>Silene latifolia</i> Poir. subsp. <i>alba</i> (Mill.) Greuter & Burdet	0,60	0,60
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	0,00	0,00
<i>Sinapis arvensis</i> L.	0,33	0,34
<i>Solanum nigrum</i> L.	0,40	0,40
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	0,40	0,40
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	0,50	0,50
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	0,30	0,15
<i>Taraxacum officinale</i> Weber	0,40	0,40
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	0,30	0,30
<i>Trifolium pratense</i> L.	0,33	0,34
<i>Trifolium repens</i> L.	0,30	0,30
<i>Urtica dioica</i> L.	0,50	0,50

7.3.2 Simulations pour les micro-parcelles

Le Tableau 19 regroupe les données d'entrée utilisées pour le modèle afin d'effectuer les simulations pour chacune des années et des modalités de fauche réalisées. Les résultats obtenus à partir de ces simulations sont présentés dans le Tableau 20

Tableau 19 : Itinéraires techniques effectués sur les micro-parcelles en 2010 et 2012 paramétrés dans le calculateur

Modules	Paramètres	2010				2012				
		N	S	JN	JS	N	S	JN	JS	
Caractéristiques de la bordure Implantée	Largeur	2	2	2	2	2	2	2	2	
	Largeur totale	2	2	2	2	2	2	2	2	
	Date d'implantation	< 3 ans	< 3 ans	< 3 ans	< 3 ans	> 3 ans	> 3 ans	> 3 ans	> 3 ans	
	Historique de gestion	Sol cultivé	Sol cultivé	Sol cultivé	Sol cultivé	Sol cultivé	Sol cultivé	Sol cultivé	Sol cultivé	
	Labour	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	
	Lit de semence	Fin	Fin	Fin	Fin	Fin	Fin	Fin	Fin	
	Type d'implantation	Semis	Semis	Semis	Semis	Semis	Semis	Semis	Semis	
	Type de sol	Limoneux	Limoneux	Limoneux	Limoneux	Limoneux	Limoneux	Limoneux	Limoneux	
	Profondeur	Profond	Profond	Profond	Profond	Profond	Profond	Profond	Profond	
	Calcaire	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	
	Export	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	
	Décade fauche 1	33	27	22	22	31	26	21	21	
	Décade fauche 2	0	0	33	27	0	0	31	26	
Entretien	Date 1	22 au 30 Nov	22 au 30 Sep	01 au 10 Aoû	01 au 10 Aoû	01 au 10 Nov	11 au 21 Sep	22 au 31 Jul	22 au 31 Jul	
	Date 2	0	0	22 au 30 Nov	22 au 30 Sep	0	0	01 au 10 Nov	11 au 21 Sep	
Fertilisation et fertilité en azote	Quantité épanchée Kg / Ha	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Outils	MSD	MSD	MSD	MSD	MSD	MSD	MSD	MSD	
	Dérive en Kg / Ha	0	0	0	0	0	0	0	0	
	Fauche & export	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	
	Sorties arbres de décision	4	4	4	4	3	3	3	3	
	Référence Kg / Ha / an	100	100	100	100	100	100	100	100	
	Minéralisation Kg / Ha	100	100	100	100	87,5	87,5	87,5	87,5	
	Type de sol	Non-séchant	Non-séchant	Non-séchant	Non-séchant	Non-séchant	Non-séchant	Non-séchant	Non-séchant	
Gestion en eau	Drainage	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	
	Irrigation	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	Non	
	Intensité	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	
	Classe	2	2	2	2	2	2	2	2	
	Classe de sol	Sol frais	Sol frais	Sol frais	Sol frais	Sol frais	Sol frais	Sol frais	Sol frais	
	Herbicides	Traitement 1	0	0	0	0	0	0	0	0
		Dose seuil (l/ha ou kg/ha)	0	0	0	0	0	0	0	0
		Dose (l/ha ou kg/ha)	0	0	0	0	0	0	0	0
		Outils	L	L	L	L	L	L	L	L
		Traitement 2	0	0	0	0	0	0	0	0
Dose seuil (l/ha ou kg/ha)		0	0	0	0	0	0	0	0	
Dose (l/ha ou kg/ha)		0	0	0	0	0	0	0	0	
Outils		L	L	L	L	L	L	L	L	
Traitement 3		0	0	0	0	0	0	0	0	
Dose seuil (l/ha ou kg/ha)		0	0	0	0	0	0	0	0	
Dose (l/ha ou kg/ha)		0	0	0	0	0	0	0	0	
Outils		L	L	L	L	L	L	L	L	
Fertilité en phosphore du sol	Catégorie de sol	Équilibré	Équilibré	Équilibré	Équilibré	Équilibré	Équilibré	Équilibré	Équilibré	
PH		7	7	7	7	7	7	7	7	

Tableau 20 : Résultats correspondants aux calculs des probabilités de présence pour les espèces végétales effectués à l'aide du calculateur « Bordure implantée » pour les micro-parcelles implantées en 2010 et 2012 en fonction des itinéraires techniques présentés dans le Tableau 19.

Espèces	2010				2012			
	N	S	JN	JS	N	S	JN	JS
<i>Achillea millefolium</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,00	0,15	0,15	0,00	0,00
<i>Agrostemma githago</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,33	0,34	0,34	0,34	0,34
<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	0,33	0,33	0,33	0,33	0,34	0,34	0,34	0,34
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Anagallis arvensis</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Anthemis arvensis</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,00	0,34	0,34	0,00	0,00
<i>Bellis perennis</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Bromus sterilis</i> L. [nom. cons.]	0,33	0,33	0,33	0,33	0,15	0,15	0,15	0,15
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.	0,30	0,30	0,30	0,00	0,30	0,30	0,30	0,00
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
<i>Carduus nutans</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Centaurea cyanus</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,00	0,15	0,15	0,15	0,00
<i>Chenopodium album</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,00	0,30	0,30	0,30	0,00
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	0,40	0,40	0,40	0,00	0,40	0,40	0,40	0,00
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,15	0,15	0,15	0,15
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
<i>Daucus carota</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,15	0,15	0,15	0,15
<i>Dipsacus fullonum</i> L.	0,20	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,20	0,00
<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. ex Nevski	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A. Loeve	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Festuca rubra</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,15	0,15	0,15	0,15
<i>Galium aparine</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Glebionis segetum</i>	0,33	0,33	0,33	0,33	0,15	0,15	0,15	0,15
<i>Lactuca serriola</i> L.	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
<i>Lolium perenne</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Lotus corniculatus</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,00	0,15	0,15	0,15	0,00
<i>Malva sylvestris</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,00	0,30	0,30	0,30	0,00
<i>Medicago lupulina</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,00	0,34	0,34	0,34	0,00
<i>Medicago sativa</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Mercurialis annua</i> L.	0,40	0,40	0,40	0,00	0,40	0,40	0,40	0,00
<i>Papaver rhoeas</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,00	0,34	0,34	0,34	0,00
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Polygonum aviculare</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,00	0,34	0,34	0,34	0,00
<i>Ranunculus acris</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,33	0,34	0,34	0,34	0,34
<i>Senecio vulgaris</i> L.	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
<i>Silene latifolia</i> Poir. subsp. <i>alba</i> (Mill.) Greuter & Burdet	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60
<i>Sinapis arvensis</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,00	0,34	0,34	0,34	0,00
<i>Taraxacum officinale</i> Weber	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
<i>Trifolium pratense</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,33	0,34	0,34	0,34	0,34
<i>Trifolium repens</i> L.	0,30	0,30	0,30	0,00	0,30	0,30	0,30	0,00
<i>Vicia cracca</i> L.	0,33	0,33	0,33	0,00	0,15	0,15	0,15	0,00

7.4 Résultats de la confrontation des sorties du modèle et des données réelles

La validation consiste à comparer les sorties provenant du modèle aux résultats observés sur le terrain. Ici nous avons donc des probabilités de présence s'étalant de 0 à 1 en sortie de modèle et une information en termes de présence ou absence de l'espèce observée sur le terrain, notée 1 lorsque l'espèce a été observée et 0 lorsqu'elle est absente. Pour réaliser cette étude nous avons procédé à l'application de deux approches, l'une descriptive et l'autre statistique.

7.4.1 Approche descriptive : Taux de vraisemblance

Cette première approche descriptive est basée sur le calcul du taux de vraisemblance (Bockstaller and Girardin, 2003; Bockstaller et al., 2008c).

Pour un seuil donné I_S on compare pour chacune des N situations expérimentales disponibles (ici les espèces relevées sur le terrain) la valeur de l'indicateur I (Probabilité simulée par le calculateur) au seuil I_S . On en déduit la répartition des situations selon les 4 catégories décrites dans le Tableau 21, D étant la variable décisionnelle. Nous avons utilisé 3 seuils $I_S = 0,1$; $I_S = 0,25$; $I_S = 0,5$ pour notre étude de validation.

Nous procédons ensuite en comptant le nombre d'espèces simulées ayant une probabilité supérieure ou inférieure au seuil et observées ou non sur le terrain. Nous aboutissons à 4 cas différents en fonction de nos règles décisionnelles pour lesquelles nous avons attribué une valeur :

- L'espèce a une probabilité supérieure au seuil et est observée sur le terrain = 1 (**VP**)
- L'espèce a une probabilité supérieure au seuil et n'est pas observée sur le terrain = 0,5 (**FP**)
- L'espèce a une probabilité inférieure au seuil et est observée sur le terrain = - 0,5 (**FN**)
- L'espèce a une probabilité inférieure au seuil et n'est observée sur le terrain = 0 (**VN**)

Tableau 21 : Répartition des différents cas selon les sorties du modèle en fonction des observations sur le terrain.

		Sorties du modèle	
		D = 0 (I < I _s)	D = 1 (I > I _s)
Observations	Oui	Faux négatifs (FN)	Vrais positifs (VP)
	Non	Vrais négatifs (VN)	Faux positifs (FP)

Le taux de vraisemblance (T_V) calculé correspond à la proportion de vrais positifs et vrais négatifs sur l'ensemble des espèces :

$$T_V = (VP+VN)/(VP+FP+FN+VN)$$

Ce taux de vraisemblance nous permet de visualiser si l'indicateur est un bon prédicateur ou non. Les résultats présentés ci-après sont synthétisés en regroupant les années 2010 et 2012 et les répétitions pour chacune des études.

7.4.2 Approche statistique : ROC avec ASC

La méthode utilisée pour effectuer cette validation est la méthode ROC « *Receiver Operating Characteristic* ». Cette méthode statistique permet d'évaluer la précision d'une règle de décision binaire, de comparer plusieurs indicateurs et d'optimiser leurs seuils de décisions (Swets, 1988; Makowski and Monod, 2011). Dans notre cas, nous utilisons cette méthode pour vérifier la précision donnée par notre calculateur pour prédire la présence des espèces végétales en bordure de champs.

Nous avons calculé l'ASC ou « aire sous la courbe ROC » qui est une valeur permettant d'évaluer la qualité d'une règle de décision.

A partir du Tableau 21 nous pouvons utiliser les résultats pour déterminer la proportion de vrais positifs (PVP) parmi les cas R=1 (PVP = VP/(FN + VP)) et la proportion de vrais négatifs (PVN) parmi les cas R = 0 (PVN = VN/(VN + FP)). La sensibilité est alors estimée par PVP et la spécificité est estimée par PVN.

Le principe de la courbe ROC est le suivant : si le test donne un résultat numérique avec un seuil I_S tel que la prédiction est positive si $I > I_S$; et la prédiction est négative si $I < I_S$, alors au fur et à mesure que I_S augmente :

- la spécificité augmente.
- mais la sensibilité diminue.

La courbe ROC représente l'évolution de la sensibilité (taux de vrais positifs) en fonction de 1 - spécificité (taux de faux positifs) quand on fait varier le seuil I_S . C'est une courbe croissante entre le point (0,0) et le point (1, 1) et en principe au-dessus de la première bissectrice. Une prédiction *Random* donnerait la première bissectrice et donc plus la prédiction est bonne, plus la courbe est au-dessus de la première bissectrice. L'aire sous la courbe ROC (ASC) donne un indicateur de la qualité de la prédiction (1 pour une prédiction idéale, 0.5 pour une prédiction *Random*).

Un exemple de courbe est présenté en Figure 40. Nous ne présenterons pas l'ensemble des courbes mais seulement les résultats du calcul de l'ASC.

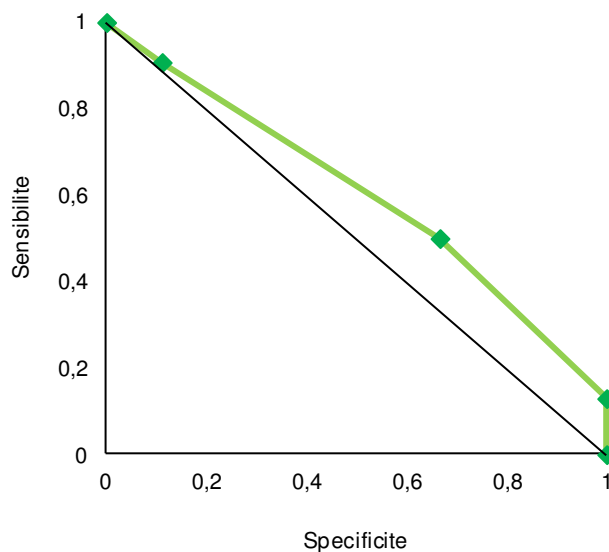


Figure 40 : Courbe ROC de la sensibilité en fonction de la spécificité pour la répétition 1 des micro-parcelles semées avec un mélange « Fleuri » en 2010 et un seuil donné $I_S = 0,1$.

Ce calcul a été réalisé sous R (Version 3.0.2) à l'aide de la librairie « ROCR » qui permet d'estimer cette aire (ASC) avec une méthode non paramétrique.

7.4.3 Résultats de l'approche descriptive : taux de vraisemblance

7.4.3.1 *Résultats en grandes bordures*

Les résultats pour les grandes bordures sont présentés en fonction de chacun des mélanges semés. Les simulations effectuées ont été réalisées sur des bordures de 6 m ne laissant aucune dérive affecter la bordure. Nous avons donc réalisé les mêmes simulations sur des bordures de 3 m. Les résultats obtenus sont présentés en ANNEXE 3 : Résultats de l'approche descriptive (Validation) avec calcul du taux de vraisemblance pour des bordures implantées de 3 m de large.

7.4.3.1.1 *Mélange « Fleuri »*

Les résultats de l'approche descriptive concernant les grandes bordures semées avec un mélange « Fleuri » sont présentés dans les tableaux suivants.

Pour un seuil donné $I_s=0,1$ dans le Tableau 22 nous pouvons voir que pour chaque bordure le nombre de vrais positifs est important ce qui indique que beaucoup d'espèces ont une probabilité de présence supérieure au seuil et sont également présentes sur la bordure. Néanmoins le nombre de faux positifs est élevé ce qui veut dire qu'un certain nombre d'espèces ont été prédites comme présentes alors qu'elles n'ont pas été relevées sur le terrain. Le taux de vraisemblance indique quant à lui qu'il subsiste une cohérence entre les prédictions de notre indicateur et les données relevées sur le terrain pour ce seuil.

Tableau 22 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_s = 0,1$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_v).

Décisions	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Fleuri" 2010 & 2012							
	1B		2B		3A		4A	
	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$
Présent sur la bordure	11	47	9	48	9	58	12	51
Absent de la bordure	3	24	5	23	5	13	2	20
Taux de vraisemblance (T_v)	59%		62%		74%		62%	

Lorsque l'on augmente le seuil à 0,25 (Tableau 23) le taux de faux négatifs augmente ce qui signifie que des espèces présentes sur les bordures ont une probabilité de présence inférieure à 0,25 et ceci s'amplifie lorsque le seuil est de 0,5 (Tableau 24).

Tableau 23 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_S = 0,25$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Fleuri" 2010 & 2012							
	1B		2B		3A		4A	
Décisions	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$
Présent sur la bordure	20	38	18	39	21	46	23	40
Absent de la bordure	6	21	8	20	5	13	3	19
Taux de vraisemblance (T_V)	52%		55%		60%		51%	

On constate d'ailleurs que beaucoup d'espèces ont une probabilité de présence inférieure à 0,5 dans l'ensemble des bordures, vu l'inversion de tendance entre les taux de vrais positifs et faux positifs dans le cas du seuil à 0,1 (Tableau 22) et pour le cas du seuil à 0,5 (Tableau 24), le taux de vraisemblance diminuant en conséquence.

Tableau 24 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_S = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Fleuri" 2010 & 2012							
	1B		2B		3A		4A	
Décisions	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	55	3	54	3	63	4	61	2
Absent de la bordure	25	2	26	2	17	1	19	3
Taux de vraisemblance (T_V)	33%		34%		25%		25%	

Le dernier tableau (Tableau 25), est une synthèse des résultats pour l'ensemble des bordures pour les deux années. On constate que plus le seuil donné I_S augmente et plus la quantité de faux négatifs augmente et la quantité de faux positifs diminue. Cela signifie que dans le premier cas beaucoup d'espèces sont présentes sur la bordure et ont une probabilité simulée comprise entre 0,1 et 0,5 et dans le second que beaucoup d'espèces ont été prédites comme présentes mais sont en réalité absentes. Le taux de vraisemblance est acceptable pour le seuil le plus faible et il diminue au fur et à mesure que le seuil augmente.

Tableau 25 : Synthèse des résultats des calculs concernant l'ensemble des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 pour chacun des 3 seuils donnés $I_S = 0,1$, $I_S = 0,25$, $I_S = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Fleuri" 2010 & 2012							
	$I < 0,1$		$I \geq 0,1$		$I < 0,5$		$I \geq 0,5$	
Présent sur la bordure	41	204	82	163	233	12		
Absent de la bordure	15	80	22	73	87	8		
Taux de vraisemblance (T_V)	64%		54%		29%			

7.4.3.1.2 Mélange « Vert »

Les résultats de l'approche descriptive concernant les grandes bordures semées avec un mélange « Vert » sont présentés dans les tableaux suivants.

Comme pour les espèces du mélange « Fleuri », on obtient des résultats assez similaires au sujet du seuil I_S de 0,1 (Tableau 26). Le taux de vraisemblance est néanmoins plus faible.

Tableau 26 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_S = 0,1$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Vert" 2010 & 2012							
	1A		2A		3B		4B	
	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$
Présent sur la bordure	9	51	9	46	8	48	11	56
Absent de la bordure	4	31	4	36	5	34	2	26
Taux de vraisemblance (T_V)	58%		53%		56%		61%	

On constate d'ailleurs qu'avec l'augmentation du seuil donné à 0,25, celui-ci ne varie pas et reste assez stable entre les bordures (Tableau 27).

Tableau 27 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_S = 0,25$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Vert" 2010 & 2012							
	1A		2A		3B		4B	
	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$
Présent sur la bordure	17	43	16	39	16	40	22	45
Absent de la bordure	9	26	10	30	10	29	4	24
Taux de vraisemblance (T_V)	55%		52%		53%		52%	

Les nombres de faux négatifs et faux positifs, ne variant pas beaucoup entre 0,1 et 0,25, augmentent en revanche considérablement pour l'un et diminuent pour l'autre quand le seuil est de 0,5 (Tableau 28).

Tableau 28 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_S = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Vert" 2010 & 2012							
	1A		2A		3B		4B	
	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	58	2	52	3	53	3	63	4
Absent de la bordure	30	5	36	4	35	4	25	3
Taux de vraisemblance (T_V)	34%		41%		40%		31%	

Le Tableau 29 regroupe la synthèse des résultats pour les quatre grandes bordures semées avec le mélange « Vert ». Dans l'ensemble, les résultats sont de moins bonne qualité pour le seuil de 0,1 et meilleur pour le seuil de 0,5 pour les bordures au mélange « Fleuri » (Tableau 23). Nous observons les mêmes tendances en fonction de l'augmentation du seuil I_S et les différents taux calculés.

Tableau 29 : Synthèse des résultats des calculs concernant l'ensemble des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Vert » regroupées pour les deux années 2010 et 2012 pour chacun des 3 seuils donnés $I_S = 0,1$, $I_S = 0,25$, $I_S = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Vert" 2010 & 2012					
	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	37	201	71	167	226	12
Absent de la bordure	15	127	33	109	126	16
Taux de vraisemblance (T_V)	57%		53%		36%	

7.4.3.2 *Micro-parcelles*

Les résultats ont été regroupés par répétition, chacune des répétitions regroupant les 4 modalités de broyage.

7.4.3.2.1 *Mélange « Fleuri »*

Pour le seuil de 0,1, Tableau 30, les résultats concernant le calcul du taux de vraisemblance pour les micro-parcelles au mélange « Fleuri » sont de bonne qualité. On atteint jusqu'à 75%

de vraisemblance entre les données simulées et les données relevées sur le terrain. La quantité de vrais positifs est élevée mais on constate qu'un certain nombre d'espèces ont été simulées mais non relevées sur le terrain ce qui relativise ce résultat.

Tableau 30 : Résultats des calculs pour chacune des 3 répétitions en micro-parcelles semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_s = 0,1$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les Micro-parcelles au mélange "Fleuri" 2010 & 2012					
	1		2		3	
	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$
Présent sur la bordure	9	114	12	101	8	104
Absent de la bordure	5	31	2	44	6	41
Taux de vraisemblance (T_V)	75%		65%		69%	

En passant au seuil de 0,25 dans le Tableau 31, le taux de vraisemblance diminue dans l'ensemble. On remarque que le nombre de faux négatifs augmente ce qui signifie que les espèces ont des probabilités de présence inférieures à 0,25 et même à 0,5 quand il est question des résultats contenus dans le Tableau 32.

Tableau 31 : Résultats des calculs pour chacune des 3 répétitions en micro-parcelles semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_s = 0,25$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les Micro-parcelles au mélange "Fleuri" 2010 & 2012					
	1		2		3	
	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$
Présent sur la bordure	30	93	31	82	31	81
Absent de la bordure	10	26	9	37	9	38
Taux de vraisemblance (T_V)	65%		57%		57%	

C'est d'ailleurs dans le Tableau 32 que ceci se confirme par le nombre de vrais positifs qui est de 0 pour deux des répétitions et de 1 pour la dernière. Même constat pour les faux positifs. Quasiment aucune espèce simulée, qu'elle soit présente ou absente de la bordure n'a une probabilité dépassant 0,5.

Tableau 32 : Résultats des calculs pour chacune des 3 répétitions en micro-parcelles semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_s = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les Micro-parcelles au mélange "Fleuri" 2010 & 2012					
	1		2		3	
	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	123	0	112	1	111	1
Absent de la bordure	35	1	46	0	47	0
Taux de vraisemblance (T_V)	22%		30%		30%	

Dans le dernier tableau regroupant la synthèse des résultats (Tableau 33), on prend conscience de ces dernières remarques en constatant l'évolution du taux de vraisemblance en fonction de l'augmentation du seuil donné passant de 60% pour 0,25 à 27% pour 0,5. Le nombre de faux négatifs passe de 92 espèces à 346 et de faux positifs de 101 à 1 espèce.

Tableau 33 : Synthèse des résultats des calculs concernant l'ensemble des 3 répétitions en micro-parcelles semées avec un mélange « Fleuri » regroupées pour les deux années 2010 et 2012 pour chacun des 3 seuils donnés $I_s = 0,1$, $I_s = 0,25$, $I_s = 0,5$, ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les Micro-parcelles au mélange "Fleuri" 2010 & 2012					
	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	29	319	92	256	346	2
Absent de la bordure	13	116	28	101	128	1
Taux de vraisemblance (T_V)	70%		60%		27%	

7.4.3.2.2 Mélange « Vert »

Les résultats de l'approche descriptive concernant les micro-parcelles semées avec un mélange « Vert » sont présentés dans les tableaux suivants.

Pour le seuil le plus faible, Tableau 34, les taux de vraisemblance sont élevés et indiquent des bonnes prédictions pour chacune des répétitions. Comme de nombreux résultats précédents, le nombre de faux positifs reste important et représente presque jusqu'à la moitié des espèces simulées ayant une probabilité supérieure à 0,1.

Tableau 34 : Résultats des calculs pour chacune des 3 répétitions en micro-parcelles semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_s = 0,1$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les Micro-parcelles au mélange "Vert" 2010 & 2012					
	1		2		3	
	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$
Présent sur la bordure	12	104	12	100	13	103
Absent de la bordure	5	37	5	41	4	38
Taux de vraisemblance (T_V)	69%		66%		68%	

En ce qui concerne les résultats pour le seuil de 0,25 (Tableau 35), le taux de vraisemblance diminue pour les répétitions 1 et 3 et reste identique pour la 2. Ceci est dû à la variation des vrais positifs et vrais négatifs dont la somme reste identique, c'est-à-dire 105. Le nombre de faux négatifs augmente ainsi que le nombre de vrais négatifs qui pour ce dernier cas indique que certaines espèces avaient des probabilités simulées faibles d'être présentes et sont absentes du terrain.

Tableau 35 : Résultats des calculs pour chacune des 3 répétitions en micro-parcelles semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_s = 0,25$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les Micro-parcelles au mélange "Vert" 2010 & 2012					
	1		2		3	
	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$
Présent sur la bordure	35	81	26	86	34	82
Absent de la bordure	10	32	19	27	11	31
Taux de vraisemblance (T_V)	58%		66%		59%	

Enfin, dans le Tableau 36, on constate là encore qu'un grand nombre d'espèces ont des probabilités inférieures à 0,5 vu le taux de faux négatifs qui augmente. Le taux de vraisemblance atteint sa valeur la plus basse pour ce seuil.

Tableau 36 : Résultats des calculs pour chacune des 3 répétitions en micro-parcelles semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donné $I_s = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les Micro-parcelles au mélange "Vert" 2010 & 2012					
	1		2		3	
	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	109	7	106	6	110	6
Absent de la bordure	40	2	43	3	39	3
Taux de vraisemblance (T_V)	30%		31%		28%	

La synthèse des résultats pour les trois répétitions (Tableau 37), montre les mêmes variations pour chacun des cas en fonction des seuils donnés que les synthèses des analyses précédentes. La quantité de faux négatifs augmente dès lors que le seuil est de 0,5, le nombre de faux positifs diminuant à son tour.

Tableau 37 : Synthèse des résultats des calculs concernant l'ensemble des 3 répétitions en micro-parcelles semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 pour chacun des 3 seuils donnés $I_s = 0,1$, $I_s = 0,25$, $I_s = 0,5$, ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

Décisions	Effectifs pour les Micro-parcelles au mélange "Vert" 2010 & 2012					
	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	37	307	95	249	325	19
Absent de la bordure	14	116	40	90	122	8
Taux de vraisemblance (T_V)	68%		61%		30%	

7.4.4 Résultats de l'approche statistique : Méthode ROC et calcul de l'ASC

7.4.4.1 *ASC en grandes bordures*

Les tableaux suivants regroupent les résultats des calculs des ASC pour les bordures semées avec le mélange « Vert » (Tableau 38) et semées avec le mélange « Fleuri » (Tableau 39).

Quel que soit le mélange, les résultats restent moyens de manière générale en approchant quand même 0,6 pour la bordure 3A en 2010 (Tableau 39).

Tableau 38 : Calcul de l'ASC pour chacune des grandes bordures semées avec le mélange « Vert », l'ensemble des 4 bordures et pour l'ensemble des bordures sur les deux années 2010 et 2012.

	ASC					
	1A	2A	3B	4B	4 bordures	2010 & 2012
"Vert" 2010	0,39	0,49	0,48	0,40	0,44	0,43
"Vert" 2012	0,50	0,38	0,44	0,40	0,43	

Tableau 39 : Calcul de l'ASC pour chacune des grandes bordures semées avec le mélange « Fleuri », l'ensemble des 4 bordures et pour l'ensemble des bordures sur les deux années 2010 et 2012.

	ASC					
	1B	2B	3A	4A	4 bordures	2010 & 2012
"Fleuri" 2010	0,48	0,47	0,57	0,35	0,47	0,45
"Fleuri" 2012	0,44	0,48	0,44	0,33	0,42	

7.4.4.2 ASC en micro-parcelles

Les tableaux suivant regroupent les résultats des calculs des ASC pour les micro-parcelles semées avec le mélange « Vert » (Tableau 40) et semées avec le mélange « Fleuri » (Tableau 41).

Comme pour les grandes bordures, les résultats ne sont pas satisfaisants avec néanmoins une bonne qualité prédictive en ce qui concerne la répétition 2 du mélange « Vert » en 2012 (Tableau 40) ainsi que pour la répétition du mélange « Fleuri » en 2010 (Tableau 41).

Tableau 40 : Calcul de l'ASC pour chacune des répétitions en micro-parcelles semées avec le mélange « Vert », l'ensemble des 3 répétitions et pour les deux années 2010 et 2012.

	ASC				
	1	2	3	3 répétitions	2010 & 2012
"Vert" 2010	0,40	0,37	0,38	0,38	0,44
"Vert" 2012	0,40	0,58	0,39	0,45	

Tableau 41 : Calcul de l'ASC pour chacune des répétitions en micro-parcelles semées avec le mélange « Fleuri », l'ensemble des 3 répétitions et pour les deux années 2010 et 2012.

	ASC				
	1	2	3	3 répétitions	2010 & 2012
"Fleuri" 2010	0,60	0,39	0,52	0,49	0,46
"Fleuri" 2012	0,48	0,43	0,40	0,44	

7.5 Discussion

Au sujet de l'étude en grandes bordures, les résultats sont assez similaires quel que soit le mélange concerné. Nous obtenons les meilleurs résultats au sujet du taux de vraisemblance pour le seuil donné $I_S = 0,1$ en atteignant presque 75 % pour le mélange fleuri. Ils diminuent quand on augmente le seuil pour atteindre des valeurs assez faibles pour 0,5. Au sein d'un même mélange semé on constate qu'au sujet du mélange « Vert » les résultats pour un même seuil, varient moins et restent en moyenne stable entre les bordures. En micro-parcelle, comme pour les grandes bordures, les résultats sont meilleurs pour le seuil donné $I_S = 0,1$ et restent plutôt bons pour le seuil 0,25. Globalement, on obtient, quel que soit le mélange, de meilleurs résultats pour cette expérimentation, face à celle en grande bordure, qui se base surtout sur l'effet de l'entretien. Les résultats sont globalement meilleurs pour le seuil de 0,1, moyens pour 0,25 et assez mauvais pour 0,5 ce qui est dû au choix de la détermination de la probabilité minimale finale. En utilisant la loi du minimum, on aboutit souvent à des probabilités qui oscillent entre 0 et 0,25, le seuil de probabilité égale à 0,1 étant le plus faible on a un maximum d'espèces supérieur à celui-ci. En conséquence, trop peu d'espèces atteignent des probabilités supérieures à 0,5 ce qui aboutit à des taux de vraisemblance beaucoup plus faibles pour le seuil 0,5. Aussi nous pouvons constater que le calcul du taux de vraisemblance reste quand même acceptable pour les micro-parcelles. Cette expérimentation dont l'itinéraire technique se base sur des dates de fauches variables permet de dire à la lumière de ces résultats que le module correspondant sur l'entretien aurait une bonne capacité à prédire la présence des espèces. On pourrait également ajouter que pour chaque expérimentation, les résultats correspondant au mélange « Vert » sont souvent plus homogènes. Ce module serait donc plus adapté à prédire la présence des espèces herbacées. D'un autre point de vue, on pourrait également supposer que les bordures et micro-parcelles ayant été semées avec un mélange « Vert » ont une composition plus stable et homogène face à celles semées avec un mélange « Fleuri » comme les résultats sont moins variés.

Les résultats concernant les calculs de l'ASC que cela soit pour les grandes bordures ou les micro-parcelles ne sont pas excellents. En effet dans l'ensemble on obtient des valeurs inférieures à 0,5. On pourrait en conclure que l'indicateur a une mauvaise qualité prédictive en suivant ces résultats. Cette faible qualité prédictive générale de l'indicateur serait sûrement due à la non prise en compte de facteurs ayant un effet significatif. Ainsi au sujet des grandes bordures, la mauvaise qualité des prédictions serait multifactorielle. Chaque bordure est

sujette à deux itinéraires techniques différents et il a fallu faire un choix car le calculateur ne permet pas d'apporter une prédiction d'espèces dans ce cas précis. Nous avons utilisé une seule simulation par itinéraire technique et l'avons comparée à plusieurs observations sur le terrain. On constate que pour un itinéraire technique, les données relevées sur le terrain sont assez différentes et on ne retrouve pas toujours les mêmes espèces. Ces disparités peuvent être dues à différents facteurs : qualité du semis, historique de gestion, banque de graines, des possibles différences dans la conduite des itinéraires et les conditions météorologiques. La rotation des cultures aurait également un effet sur la flore des bordures (Kleijn and Verbeek, 2000).

Au-delà de la non prise en compte de certains facteurs ayant possiblement un effet, il se peut aussi que pour les pratiques choisies, leurs effets aient été mal modélisés. Comme nous l'avons vu précédemment dans l'analyse de sensibilité, le module concernant les herbicides n'apporte pas des bons résultats en n'influençant pas les espèces. Il faut ajouter que nous avons choisi dans la construction du modèle de considérer qu'il n'y avait pas de dérive lorsque la bordure était d'une largeur supérieure ou égale à 6 m. Il en résulte que dans le cadre de cette étude de validation les espèces simulées n'ont pas été sujettes à l'épandage supplémentaire en azote ni à l'épandage d'herbicides alors qu'une partie l'a sûrement été réellement sur le terrain. Les effets de ces deux pratiques sont pourtant connus pour être délétères sur les espèces des bordures (Schippers and Joenje, 2002).

PARTIE 3 : Développement et validation d'un indicateur prédictif de la valeur pollinisatrice des bordures de champs en grandes cultures (Article Ricou et al., 2014)

1 Importance de la pollinisation

Lors du Millenium Ecosystem Assessment (2005), la communauté scientifique s'est accordée sur le rôle important que pouvait avoir la biodiversité et ses services pour le bien être de l'humanité. Parmi ceux-ci la pollinisation est le mode de reproduction privilégié des plantes angiospermes et gymnospermes réalisé par les insectes pollinisateurs comme les hyménoptères (et plus particulièrement les abeilles). Il s'agit d'un service intrant selon la typologie donnée par l'Expertise Collective de l'INRA sur la biodiversité (Le Roux et al., 2008) dans le sens qu'il contribue à favoriser la production agricole pour les espèces cultivées dépendant de la pollinisation (ex : colza, tournesol, etc.).

La conservation de la diversité de ces espèces pollinisatrices est un objectif important car outre leur implication dans la production agricole, elle permet également de maintenir une diversité importante au sein des communautés végétales de l'agroécosystème. Selon Gallai et al. (2009), 84% des espèces cultivées en Europe dépendent des espèces pollinisatrices. Cette pollinisation par les insectes a été mise en danger par l'intensification agricole et l'utilisation des herbicides qui s'est traduite par la disparition de leurs habitats et de leurs ressources nutritives (Le Feon et al., 2010). Certaines pratiques ont été mises en œuvre afin d'opérer un maintien et de favoriser le retour des espèces pollinisatrices dans le paysage agricole comme l'implantation de bordures fleuries dont la composition floristique peut être attractive pour celles-ci. L'intérêt de telles solutions n'a pourtant pas fait l'objet d'une évaluation à l'aide d'outils comme un indicateur prédictif opérationnel. Dans le cadre du développement d'outil d'évaluation des pratiques agricoles, il est donc apparu intéressant et important de créer un outil permettant d'identifier qu'elles pouvaient être les bordures les plus favorables pour les pollinisateurs en fonction de leur composition spécifique.

Cette partie de la thèse a fait l'objet d'une proposition de stage dont le sujet était « Le développement et la validation d'un indicateur de la valeur pollinisatrice des bordures de champs en grandes cultures » (Schneller, 2011). J'ai participé à l'encadrement de Chloé Schneller, étudiante en dernière année d'école d'ingénieur agronome, pour effectuer ce

travail. L'objectif du stage était de proposer une refonte d'un indicateur existant en prairie (Cuenca Perez, 2008; Rollet, 2008; Vanschepdael, 2010) pour l'adapter aux bordures de champ en grandes cultures afin d'obtenir une information sur leur attractivité à partir de leur composition floristique. Nous avons abouti au développement d'une méthode de calcul permettant d'assigner à une espèce végétale, une valeur pollinisatrice en fonction de ses critères floristiques comme sa couleur, sa forme, sa taille ou sa composition en pollen etc.. A partir de ces valeurs, nous attribuons en fonction de la composition et de l'abondance de chacune des espèces au sein de la bordure une note indiquant si celle-ci à un potentiel favorable ou défavorable pour les espèces pollinisatrices.

Ce travail a fait l'objet d'un article (Ricou et al., 2014) publié dans « Ecological indicator » et vous est présenté dans le chapitre suivant.

2 L'article

A vegetation-based indicator to assess the pollination value of field margin flora

Charles Ricou^{a, b}, Chloé Schneller^{a, b}, Bernard Amiaud^c, Sylvain Plantureux^{b, a}, Christian Bockstaller^{a, b}.

^a INRA, UMR 1121 Agronomie et Environnement, BP 20507, 68021 Colmar, France

^b Université de Lorraine, UMR 1121 Agronomie et Environnement, BP 172, 54500 Vandoeuvre, France

^c Université de Lorraine, UMR 1137 Ecologie et Ecophysiologie Forestières, Nancy, France

*Corresponding author: christian.bockstaller@colmar.inra.fr

Tel: +33 (0)3 89 22 49 80

Fax: +33 (0)3 89 22 49 21

Abstract

Conservation of pollinator abundance and diversity is an important issue because it contributes to maintaining a diverse community of plant species in agroecosystems. The presence of semi-natural areas favourable to pollination is a key factor for achieving this objective of sustainability. Sowing mixtures of dicotyledonous plants that are rich in pollen and nectar as flower strips along field margins is an efficient solution to attract pollinators and to support their foraging activity on arable land. The enhancement of agroecosystems requires operational methods that make it possible to assess the impact of existing and sown semi-natural areas on pollination. We developed here a new predictive indicator that can be used at

the field margin and floral levels, which predicts the pollination value of floral diversity and abundance of field margins on arable land.

We based the predictive indicator on decision trees using “if-then” linguistic rules because of the lack of sufficient quantitative knowledge about the relationships between floral traits and pollination. This approach makes it possible to use quantitative and qualitative information. We associated fuzzy subsets to the decision trees and the classes of variables in order to avoid the knife-edge effect of class limits. At the species level, the indicator depends on three criteria: (i) visual attractiveness in terms of flower size, colour and UV reflection; (ii) flower accessibility according to the botanical family, the symmetry and the shape of the flower; and (iii) the reward linked to pollen and nectar quantity and quality. An aggregation procedure allows us to obtain a value at the field margin level for each month as a function of the flowering period and pollination activity. Examples of calculations for honeybees, wild bees, bumblebees and hoverflies are shown.

The evaluation of the predictive quality yielded significant correlations between pollinator abundance and the indicator value. The level of correlation is satisfying for this type of indicator, which might be further improved with additional data on plant traits. Coupling this indicator with a model that assesses the impact of management on plant diversity and abundance will be a further step to help agronomists who work on the improvement of arable farming management in order to lower its negative impact on pollination.

Keywords

Fuzzy logic, Predictive quality, Bees, Bumblebees, Hoverflies, Semi-natural habitat, Ecosystem services

3 INTRODUCTION

In the second half of the 20th century, radical changes in farmland due to the intensification of agriculture and the decrease in landscape heterogeneity, especially on arable farmland, led to a huge erosion of biodiversity (Robinson and Sutherland, 2002; Tschamntke et al., 2005; Flohre et al., 2011). The work of the experts of the Millennium Ecosystem Assessment (MA) highlighted the role of biodiversity in providing numerous services for human well-being (MA, 2005). In agriculture, services have been identified and classified in the following categories: supporting (e.g. nutrient cycling), regulating (e.g. pollination), provisioning (food and fiber production) and cultural (e.g. recreation) (Zhang et al., 2007). Among them, the pollination performed by pollinator insects, especially bees, plays a major role in agricultural production (Kevan, 1999). Gallai et al. (2009) reported that 84% of the species cultivated in Europe depend on pollinators. Globally, the economic value of pollination in 2005 amounted to €153 billion, or 9.5% of total agricultural production. Several groups of insect species are involved in pollination, including honeybees, wild bees, bumblebees, hoverflies, butterflies. The conservation of this pollinator diversity is important because it contributes to maintaining a diverse community of floral species in agroecosystems (Fontaine et al., 2006). Nevertheless, pollinators have been negatively affected by agricultural intensification, habitat losses and the decrease in crop diversity in Europe (Steffan-Dewenter et al., 2002; Le Feon et al., 2010).

In arable land, field margins, defined as the entire crop edge, any margin strip present and the semi-natural habitat associated with the boundary, are important refugia for flora and fauna (Marshall and Moonen, 2002). However, in many cases, they have been reduced to a 1-m-wide grass strip. The restoration of a significant level of a semi-natural land area is a key measure to enhance biodiversity on arable land (Kleijn et al., 2006; Marshall et al., 2006). For example, the most effective solution for increasing the abundance and diversity of

bumblebees is to sow simple, low-cost mixtures of dicotyledons that are rich in pollen and nectar as flower strips along field margins (Pywell et al., 2011). The flora of such strips, which depends on the composition of the seed mixture and their management (e.g. cutting regime), determines the abundance and diversity of pollinators, as shown in the case of bumblebees (Carvell et al. 2007; Pywell et al., 2011).

There is general agreement that the effective implementation of solutions designed to enhance the sustainability of farming systems and biodiversity, in particular, requires operational assessment tools in the form of indicators (Bockstaller et al., 2008). Such indicators may be used to assess the level of biodiversity of farmland, to gain insight into its ecosystem health, to monitor the evolution of biodiversity in landscapes under agri-environmental schemes, and the effect of farmers' management policies on biodiversity. *Ex post* assessment of actual systems or alternatives is distinguished from *ex ante* assessment of potential and virtual systems or alternatives (Sadok et al., 2008). Regarding biodiversity, a broad array of indicators has been developed over the last decades (Bockstaller et al., 2011). Biotic indicators are based on the direct measurement of species diversity and/or abundance for one or several taxonomic groups (Clergué et al., 2005). Indirect indicators address one or several management variables such as the percentage of semi-natural area, crop diversity, pesticide use, etc. (Billeter et al., 2008). The former, referred to as “measured indicators” (Bockstaller et al., 2008, 2011) are assumed to provide a more accurate picture of biodiversity than the latter but do not give any insight into the cause-effect relation. Their limits were extensively reviewed by Lindenmayer et al. (2011). The predictive quality of indirect or “simple” indicators using management variables is considered to be low but is useful for providing information on management changes. Some correlations for a very broad range of landscape conditions were found between some simple indicators such as the percentage of semi-natural

habitats or crop diversity, and measured species diversity within some taxa (Billeter et al., 2008; Dennis et al., 2009). Among indirect indicators, Bockstaller et al. (2008, 2011) also identified "predictive" indicators resulting from a predictive function. This can be a complex simulation or an operational model using a limited number of available data. The main advantages of this last group of indicators are: (i) their ability to link causal variables to the species abundance or diversity within a taxonomic group; and (ii) they enable *ex ante* assessment of potential systems and address "what happens if" questions.

Several authors have developed indicator-based approaches that take account of the impact of floristic composition on honeybees (Janssens et al., 2006) at the landscape level, or bumblebees at the regional level (Buttler et al., 2009), whereas others have designed an operational model that assesses the effects of crop and landscape management on bees (Jeanneret et al., 2006) or hoverflies (Sattler et al., 2010). Floristic composition was covered in a rough way at the family level by binary (0-1) scoring system by Buttler et al. (2009). Janssens et al. (2006) assessed the effect of floristic composition at the species level by a score that expresses the potential honey production per species, so that their approach cannot be extrapolated to other pollinators. This short review shows the lack of a predictive indicator at the species level to help different stakeholders, farm advisers and even farmers to gain insight into the impact of the floristic composition of semi-natural areas on pollinator groups in agroecosystems.

The goal of this article is to present and test a new trait-based approach to assess the potential of the field margins to sustain arthropods that play an important role in pollination of arable crops: honeybees, wild bees, bumblebees and hoverflies (Gallai et al., 2009). This last group is also interesting because of its role as a beneficial in pest control (Schmidt et al., 2003).

Pollinators respond to a set of stimuli and rewards that characterize flowers (Decourtye et al., 2007) and forage from flowers that differ in morphology, colour and odour (Cnaani et al., 2006). We based the operational model, which structures the predictive indicator, on decision trees that use “if-then” linguistic rules based on fuzzy logic (Phillis and Andriantiatsaholiniaina, 2001), because of the lack of sufficient quantitative knowledge about the relationships between floral traits and pollination (Fenster et al., 2004). This approach makes the use of quantitative and qualitative information possible (Sadok et al., 2008). Due to the use of linguistic rules, the model may be easier to understand by non-specialists than a quantitative model based on mathematic equations. Fuzzy subsets associated with the decision trees and the classes of the variables make it possible to avoid the knife-edge effect of class limits (Bockstaller et al., 2008). This article presents the structure of the indicator, calculation examples, and results of the validation by comparing indicator outputs with the abundance of pollinators observed on field margins.

4 MATERIALS AND METHODS

4.1 Indicator design

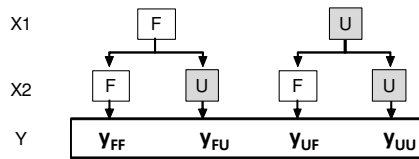
First, an indicator to assess the pollination value at the floral species level was designed, and an aggregation procedure was then developed to assess the pollination value at the plant community level, using species value, floral abundance and the foraging period of pollinators.

Based on the literature (e.g. Fenster et al., 2004) and experts' knowledge, the main floral criteria with an impact on pollinator visits on flowers were selected and then organized in a nested decision tree that assessed the pollination value. We added other criteria to the main criteria of Fenster et al. (2004), reward, morphology and flower color and grouped them into: (i) visual attractiveness; (ii) flower accessibility; and (iii) the floral reward linked to the nectar and pollen content of flowers. Each of these criteria was also broken down into basic criteria. Each decision tree yielded an output in the form of a "conclusion value", which was expressed on a scale between 0 (U: unfavourable) and 10 (F: favourable). We applied the formalism of fuzzy logic presented in Tixier et al. (2007) and Sattler et al. (2010). Figure 1 illustrates the approach through a simplified example of a decision tree with two input variables (X1, X2). In this example, we assumed that X1 is continuous and X2 is discrete for the sake of genericity. Each criterion was also structured into two classes: favourable (F) and unfavourable (U), as shown in Figure 1. The shape of the functions depends on the definition of each criterion (See example in Table 1 and Appendix 1).

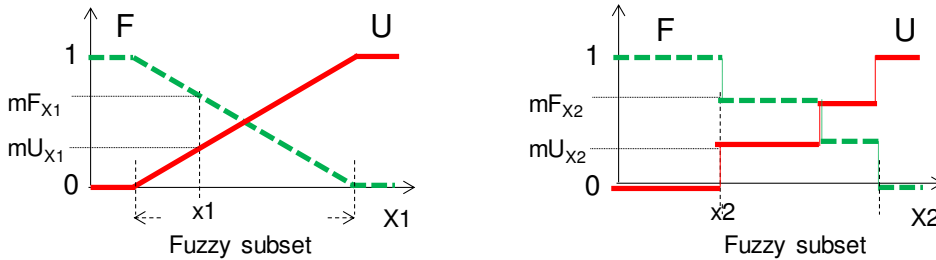
Step 1: Design of a decision tree (input variables X1, X2, output Y)

with fuzzy subsets (favourable F and unfavourable U)

with Y_{FF} : output when X1 and X2 are favourable (F), Y_{FU} : output when X1 is favourable (F) and X2 unfavourable (U)



Step 2: Fuzzification: definition of fuzzy subsets and membership function calculating the degree of membership of X1 and X2 (taking value x1 and x2) to the fuzzy subsets (favourable F and unfavourable U). A value of 1 expresses a total membership to one fuzzy subset (implying that the membership to the other subset is 0)



Step 3: Use of the function minimum (MIN) for each rule calculation of a membership degree

e.g. if X1 is F and X2 is U then $m_{FU} = \text{MIN}(m_{F_{X1}}, m_{U_{X2}})$

Step 4: Defuzzification: Calculation of a unique indicator value (I) by the barycentre of the output values (y) weighted by the membership degree of each rule:

$$I = \frac{(y_{FF} \cdot \text{MIN}(m_{F_{X1}}, m_{F_{X2}}) + y_{FU} \cdot \text{MIN}(m_{F_{X1}}, m_{U_{X2}}) + y_{UF} \cdot \text{MIN}(m_{U_{X1}}, m_{F_{X2}}) + y_{UU} \cdot \text{MIN}(m_{U_{X1}}, m_{U_{X2}})}{(\text{MIN}(m_{F_{X1}}, m_{F_{X2}}) + \text{MIN}(m_{F_{X1}}, m_{U_{X2}}) + \text{MIN}(m_{U_{X1}}, m_{U_{X2}}) + \text{MIN}(m_{U_{X1}}, m_{F_{X2}})}$$

Figure 1. Simplified example of a decision tree using fuzzy logic. The membership function in step 2 can take another shape (e.g. sinusoidal) and be either continuous or discrete. The MIN function can be replaced by another operator (for an example, see Phillis and Andriantiatsaholiniaina, 2001).

Table 1. Definition of the fuzzy sets, “Favourable” (F) and “Unfavourable” (U), for the “colour” and “corolla shape” criteria. (see Appendix 1 for the whole set of criteria).

		Bees		Bumblebees		Hoverflies	
Attractivity	Colour	F	U	F	U	F	U
	Blue/Purple	1	0	1	0	0.7	0.3
	Green	0.8	0.2	0.8	0.2	0.5	0.5
	Yellow	0.7	0.3	0.7	0.3	1	0
	White	0.5	0.5	0.5	0.5	1	0
	Pink	0.2	0.8	0.2	0.8	0.2	0.8
	Red/Brown	0,1	0.9	0,1	0.9	0.1	0.9
Accessibility	Corolla shape	F	U	F	U	F	U
	Flat	1	0	0.6	0.4	1	0
	Tubular	0.5	0.5	1	0	0.5	0.5
	Spike	0.2	0.8	0.2	0.8	0.2	0.8

4.2 **Characterization of species**

Each criterion was assessed at the species level. We used several databases to select the majority of floral criteria - eFLORAsys (Plantureux and Amiaud, 2010, <http://eflorasys.inpl-nancy.fr/>), BiolFlor (<http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp>), Flore'Alpe (<http://www.florealpes.com/>) and Tela Botanica (<http://www.tela-botanica.org/site:accueil>) - all freely available on Internet. More specific data such as the quality of nectar and pollen were extracted from scientific articles (Pernal and Currie, 2001; Somerville, 2001; Pernal and Currie, 2000; Roulston and Cane, 2000; Percival, 1961).

4.3 **Flora and fauna sampling**

Following the recommendation of Bockstaller et al. (2008), the design of an indicator should be followed by a validation step consisting of the evaluation of the quality of the design, the predictive quality of the indicator by comparing the indicator output with measured data, and the degree of use by end users. To achieve the second step, we collected field observations on two locations, in an area covered mainly by arable fields. In 2011, we selected ten field margins, six spontaneous field margins and four sown flower strips adjacent to maize and wheat fields in a flat area close to Colmar (48° 04' 54" N 7° 21' 20" E), and seven spontaneous field margins adjacent to wheat fields, close to Dijon (47° 14' 37" N 5° 03' 36" E).

From May to August 2011, sampling was carried out two or three times for each location, depending on the meteorological conditions and the state of the margin (mown or not). Favourable conditions were considered to be days (from 10:00 am to 5:00 pm) with a temperature of more than 18°C and zero cloud cover (Kleijn and van Langevelde, 2006; Pywell et al., 2006; Holzschuh et al., 2007; Kohler et al., 2008; Rundlöf et al., 2008). At each

location, sampling was carried out, in two or three days, repeated two or three times over the course of the season. For each field margin, we sampled the four groups covered by the indicator: bumblebees, bees (honey and wild) and hoverflies, and immediately after that, the vegetation. All insects that landed on open flowers were captured on a 50-m transect and held for 10 minutes. We identified each insect and the visited plant, and then kept the pollinators for the time of sampling in a container to avoid double counting. To calculate the indicator, we counted the number of floral units along the same transect the same day using a 5-m-long and 0.20-m-wide quadrat. This procedure was replicated five times. We finally obtained a dataset of 39 comparisons.

4.4 Statistical analysis

The data used for validation were "1 + log" transformed. Data normality was checked using the Shapiro-Wilk test. Validation of the indicator was performed with a simple linear regression analysis using the Pearson correlation, since normality tests do not make it possible to reject the non-normality hypothesis. All of this statistical work was carried out using R software, Version 2.13.0.

5 RESULTS

The following section includes an overview of the indicator used to assess the pollination value at the species level, the description of the floral criteria of the indicator, the aggregation procedure to calculate an indicator at the field margin level, an example of calculation and the results of the validation test.

5.1 Structure of the indicator to assess the pollination value for each species

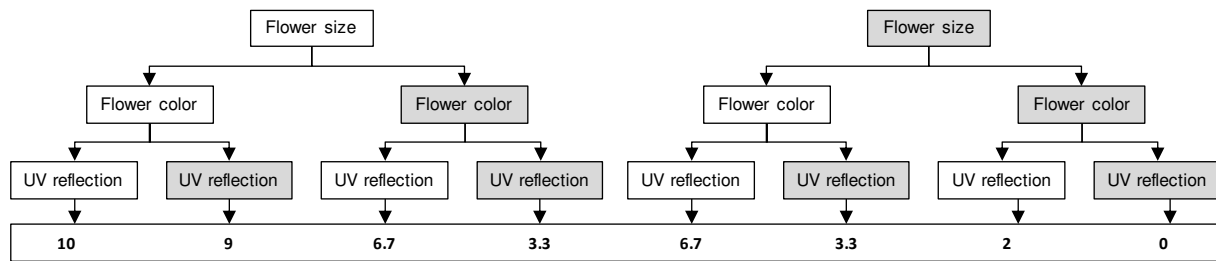
Figures 2a, b and c show the structure of the decision tree for each criterion: (i) visual attractiveness in terms of flower size, colour and UV reflection; (ii) flower accessibility according to the botanical family, symmetry and shape of flower; and (iii) the reward linked to pollen and nectar quantity and quality.

5.1.1 Visual attraction criteria

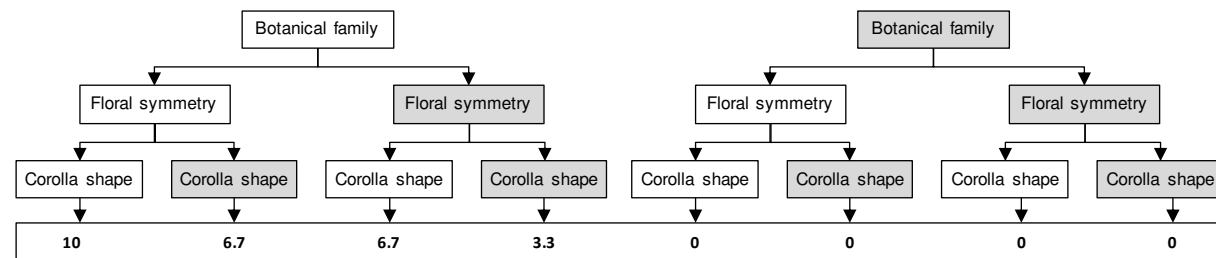
Insect pollen and nectar search time strongly decreases with increasing flower size (Spaethe et al., 2001). In addition, pollinators show preferences for inflorescences over isolated flowers (Lefebvre, 2004). In the case of species with inflorescences, the size of the inflorescence and not of single flowers was taken into account when the data was available. Due to the lack of literature on thresholds, we considered the biggest size class (> 40 mm) as being favourable, and the smallest class (< 5 mm) as being unfavourable (Table 1 and Appendix 1). The assumption behind this was that the size did not totally limit pollinator visits. This was also applied to the following criteria when they are unfavourable.

Regarding flower colour, the visual spectrum is shifted in relation to humans. For honeybees, it extends from 300 nm (UV) to 650 nm (orange-red) (Benard, 2007; Hempel and Vorobyev, 2009; Srinivasan, 2010), so they confuse red and black. Many experiments have shown that pollinators could have colour preferences. For bees and bumblebees, which have the same overall colour vision (Arnold et al., 2009), blue and purple are the most attractive (Lefebvre, 2004). Regarding hoverflies, white and yellow are their preference (Arnold et al., 2009). We used these results to define fuzzy subsets (Table 1 and Appendix 1).

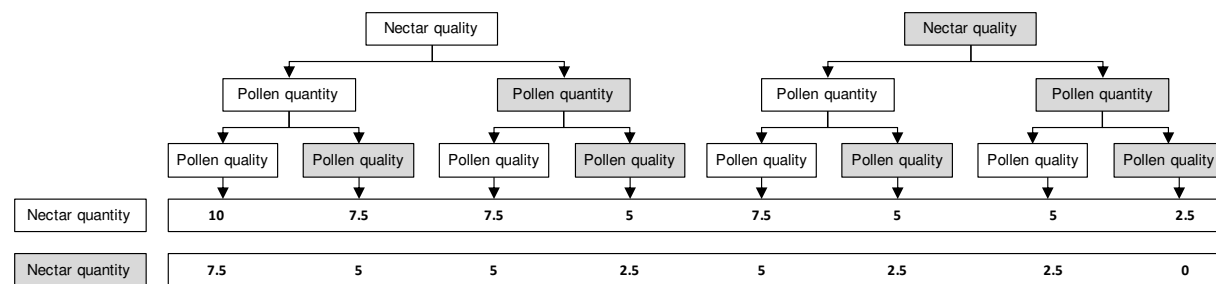
a)



b)



c)



d)

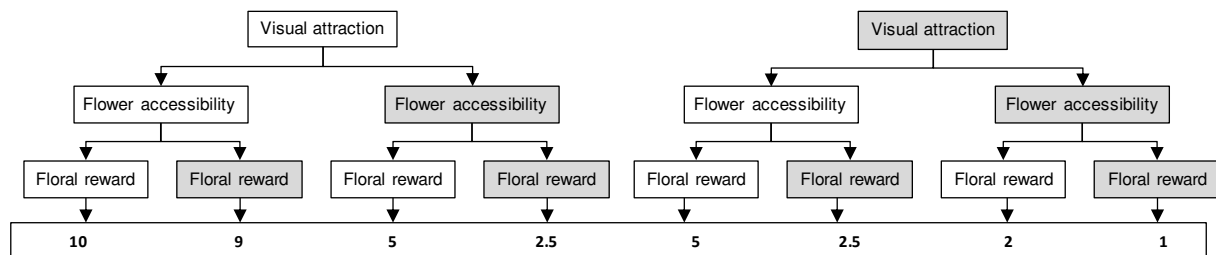


Figure 2. Structure of the decision trees for three factors: (a) flower attraction; (b) flower accessibility; and (c) the reward that determines (d) the pollination value for a species. White and gray boxes represent respectively the favourable and unfavourable cases.

As mentioned above, the optical system of bees enables them to see UV rays. This ability influences their colour perception. Some flower species such as *Papaver rhoeas L.* have a surface pattern on their corolla related to UV reflection. *Papaver rhoeas L.* is therefore attractive to pollinator insects like bees, despite its red flowers. These patterns can be used as signals for bees to distinguish plant species as well as to play a role in the attraction of some other pollinator species (Tautz, 2009). We therefore attributed the highest class of UV reflection (86-100%), taken from the BiolFlor database (<http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp>), to the favourable subset, and the lowest class (0-7%) to the unfavourable subset (Table 1 and Appendix 1).

5.1.2 Flower accessibility criteria

Some botanical families such as Lamiaceae, Fabaceae and Asteraceae are more frequently visited by pollinators than others (Fussell and Corbet, 1992; Goulson and Darvill, 2004). We assumed that the accessibility of their flowers was generally better than for others families that were generally considered to be slightly less favourable, except for *Poaceae*, which were considered to be inaccessible (Table 1). Flower handling speed for insects varies according to their symmetry. Insects show a preference for symmetric flowers (Møller and Eriksson, 1995; Møller and Sorci, 1995). For bumblebees, the handling speed for symmetrical flowers is 20% faster than for asymmetric flowers, and 20% and 45% faster for bilateral and radial flowers, respectively. This increases the number of flowers visited per unit of time and increases pollination efficiency (West and Lavery, 1998). Floral morphology also plays a role (Roulston et al., 2000). Foraging is optimized when the length of the pollinator tongue is equal to the depth of the corolla visited (Carvell, 2002). Bumblebees, which are long-tongued pollinators, are more likely to forage corolla tube flowers rather than flat or convex flowers (Lefebvre, 2004). All these data were considered in the definition of the fuzzy subsets (Table 1 and Appendix 1).

5.1.3 Floral reward criteria

Pollen is an important resource for bees because it provides 20% of the resources for carbohydrates (Pernal and Currie, 2001) and the total for proteins that vary among species from 2.5% to 61% of dry weight (Roulston and Cane, 2000). The abundance of pollen influences the pollinator's foraging decisions because deficiency significantly affects the nurse bees' work and their brood care (Decourtye et al. 2007). It seems that bees are able to detect and select pollen that is rich in proteins, even though much debate exists about the ability of pollinators to actively discriminate pollen according to its quality (Hanley et al., 2008; Roulston et al., 2000). Many grass species and maize produce pollen in abundance, which is attractive in periods of scarcity, although its quality is low (Odoux, 2009).

Nectar provides 80% of the sugar requirements for bees. This is their main source of energy (Perna and Curie, 2001). The quantity of nectar secreted and its sugar concentration are more variable than the composition that remains stable within a species (Decourtye et al., 2007). Species can be classified into three categories according to sugar composition, as a function of the dominance of the major sugars in the nectar. There are sucrose-dominant species, glucose-dominant species and fructose-dominant species, and species with balanced content of sucrose, fructose and glucose (Aupinel, 2009). Honey bees show a preference for plant species providing a nectar with a balanced content of the three sugars (Percival, 1961) and bumble bees for mixture of sugars (Lefebvre, 2004). We assume that it is true for other groups of pollinators. Therefore we considered the group with a balanced composition of sugars as being favourable, and the group with only sucrose as being almost totally unfavourable.

5.1.4 Assessment of the pollination value

The three trees are then aggregated to obtain an indicator to assess the pollination value for a given species (Fig. 2d). Some assumptions determined the attribution of the value to the conclusions of the rules. The same weight was attributed to variables except for UV reflection within the floral attractiveness tree (Fig. 2a) and to reward within the final indicator tree (Fig. 2d) because the number of species with data was lower for these variables than for the others (Table 2). In the case of accessibility, the same weight was attributed when the botanical family was favourable (Fig. 2b). The database currently contains data for 338 species, including most common weeds on arable land, as well as typical species that can be found in grasslands, field margins and grass strips (Cordeau et al., 2010).

Although the general structure of the decision trees is the same across the three insect groups - bees (honey and wild), bumblebees and hoverflies - criteria were not defined by the same rules (Appendix 1). Regarding hoverflies, the values of classes related to flower colour were modified (see Section 3.1.1). For bumblebees, we changed the values of classes for the shape of the corolla (see Section 3.1.2). Due to the lack of additional information, other criteria were assumed to be the same for all pollinators.

Table 2. Degree of filling in the species database (n=338) for each floral criterion.

Floral criterion	Percentage (n=338)
Floral or inflorescence size	86.1
Floral colour	98.5
UV reflect	66.9
Botanical family	100.0
Floral symmetry	84.3
Corolla shape	87.6
Nectar quantity	61.2
Nectar quality	23.3
Pollen quantity	7.7
Pollen quality	10.9

For each floral species and each pollinator group, the pollination value assessed by the indicator was reduced to 1 if information found in the literature or database shows that the flowers of the given species is not visited by the pollinators of the group. This is the case, for example, for *Agrostemma githago L.*, which is not visited by bees, bumblebees or hoverflies, but instead by butterflies according to the e-FLORA-sys database (Plantureux and Amiaud, 2010). In this case, no zero was assigned since unattractive flowers such as *Poaceae* can be a resource for pollinators in times of scarcity or if the given species is the only flowering species present during the foraging period.

5.2 Aggregation of species value at field margin level

The pollination values obtained for each species as described in Section 3.1 are aggregated to obtain a pollination value at the field margin level. The aggregation consists of several steps:

Step 1: For each plant species, a pollination value is calculated for each month depending on the occurrence of flowering or not (Equation 1) and for each pollinator group:

$$VPOL_{ijk} = VP_i \cdot p_{ij} \cdot p_{jk} \quad (\text{Equation 1})$$

where $VPOL_{ijk}$ is the pollination value of the plant species i for the month j and the pollinator group k (bees, bumbles bees, and hoverflies); VP_i is the pollination value of plant species i (Fig. 1d); $p_{ij} = 1$ if the flower blooms during month j and 0 if not; and $p_{jk} = 1$ if the pollinator group forages during month j or 0 if not.

Step 2: For each species, floral abundance is assessed by the number of floral units (flowers for dicotyledons and inflorescences for monocotyledons) recorded in the field (UF), weighted by the size of the flower (T):

$$B_{ij} = UF_{ij} \cdot T_i \quad (\text{Equation 2})$$

where B_{ij} = number of floral units of species i recorded during month j and weighted by flower size; UF_{ij} = number of floral units of species i identified during month j ; and T_i = flower size of species i in centimeters

Step 3: The final indicator for a field margin for a given month results from the calculation of a weighted mean of pollination value (Equation 1) by floral abundance (Equation 2):

$$VPFM_{jk} = \frac{\sum_i VPOL_{ijk} \cdot B_{ij}}{\sum_i B_{ij}} \quad (\text{Equation 3})$$

where $VPFM_{jk}$ is the pollination value of a given flower strip during month j for pollinator group k (bees, bumbles bees or hoverflies); $VPOL_{ijk}$ is the pollination value of the plant species i for the month j and the pollinator group k ; and B_{ij} = number of floral units of species i recorded during month j .

5.3 Calculation examples

Results of pollination values differ for most floral species in a sample of species observed on field margins at the Colmar site (Table 3). The three pollinator groups do not show the same ranking across species. The range of differences was more than 1 point in many cases, and the range was much higher for some species that are not pollinated by one of the groups. This last case concerned only hoverflies that do not pollinate legumes or species such as *Silene latifolia* Poir. subsp. *alba* (Mill.) or *Galium mollugo* L.. Grass species and *Agrostemma githago* L. are not pollinated by the three groups.

Table 3. Calculation of pollination value of floral species, expressed on a scale between 0 (low) and 10 (high) for three groups of pollinators.

Floral species	Pollination value		
	Bees	Bumblebees	Hoverflies
<i>Achillea millefolium</i>	5.5	4.7	6.2
<i>Agrostemma githago</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Arrhenaterum elatius</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Bromus hordeaceus</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Centaurea cyanus</i>	6.9	7.8	5.5
<i>Centaurea thuyllieri</i>	9.7	7.6	5.5
<i>Convolvulus arvensis</i>	5.1	4.8	6.4
<i>Dactylis glomerata</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Elytrigia repens</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Erodium cicutarium</i>	4.8	4.5	4.8
<i>Festuca pratensis</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Festuca rubra</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Galium mollugo</i>	4.4	4.2	1.0
<i>Lepidium draba</i>	4.5	5.5	5.0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	6.6	5.6	7.6
<i>Lolium perenne</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Lotus corniculatus</i>	5.9	6.3	1.0
<i>Medicago lupulina</i>	5.8	6.3	1.0
<i>Melilotus albus</i>	7.0	7.9	1.0
<i>Melilotus officinalis</i>	7.3	8.4	1.0
<i>Onobrychis viciifolia</i>	8.9	9.6	1.0
<i>Papaver rhoeas</i>	5.1	1.0	5.1
<i>Plantago lanceolata</i>	3.6	1.0	3.6
<i>Poa annua</i>	1.0	1.0	1.0
<i>Polygonum aviculare</i>	3.9	3.8	3.9
<i>Potentilla argentea</i>	5.0	1.0	5.9
<i>Silene latifolia alba</i>	5.0	4.6	1.0

Table 4 shows examples of calculations for field margins from the Colmar area with a range of values at the field margin level (bottom of the table) between 1.8 and 7.7, respectively, for a field margin with mainly a grass species *Lolium perenne* L. of low pollination value (= 1) and a sown field margin with dicotyledon species that present a high pollination value for bees, such as *Centaurea thuillieri* (Dostál) J. Duvign. & Lambinon (= 6.9) and *Onobrychis viciifolia* Scop. (= 8.9). This example illustrates the positive impact of flower strips on arable land.

Table 4. Calculation of pollination value of floral species (columns) and field margins (bottom) for bees. Indicators are expressed on a scale between 0 (low) and 10 (high).

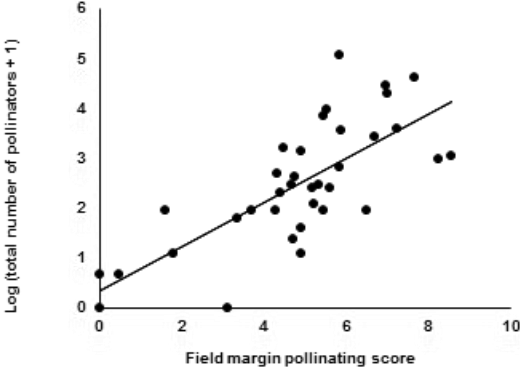
Species	Pollination value (a)	Number of flowers per field margin (b)						Flower size (cm) (c)	Floral abundance (b*c)					
		B8	B9	B11	B13	B15	B16		B8	B9	B11	B13	B15	B16
<i>Achillea millefolium</i>	5.5				186			0.6						111.6
<i>Agrostemma githago</i>	1.0				162			4.0						648
<i>Arrhenaterum elatius</i>	1.0	20		7				0.25	5		1.75			
<i>Bromus hordeaceus</i>	1.0		5					0.25		1.25				
<i>Centaurea cyanus</i>	6.9				148			3.5						518
<i>Centaurea thuillieri</i>	6.7				5	65	119	3.5					17.5	227.5 416.5
<i>Convolvulus arvensis</i>	5.1	7	23	7				3.5	24.5	8.5	24.5			
<i>Dactylis glomerata</i>	1.0	7	16	50				0.25	1.75	4	12.5			
<i>Elytrigia repens</i>	1.0			6			21	0.25			1.5			5.25
<i>Erodium cicutarium</i>	4.8	2						1.2	2.4					
<i>Festuca pratensis</i>	1.0					416	131	0.25					14	32.75
<i>Festuca rubra</i>	1.0					260	153	0.25					65	38.25
<i>Galium mollugo</i>	4.4	282						0.25	70.5					
<i>Lepidium draba</i>	4.5	32						0.5	16					
<i>Leucanthemum vulgare</i>	6.6				198			3.7						732.6
<i>Lolium perenne</i>	1.0			657		1		0.25			164.3		0.25	
<i>Lotus corniculatus</i>	5.9				40	2	47	1.3					52	2.6 61.1
<i>Medicago lupulina</i>	5.8				765	250		0.25					191.3	62.5
<i>Melilotus albus</i>	7.0				910	40		0.5					455	2
<i>Melilotus officinalis</i>	7.3				25820	3340	25	0.5					1291	167 12.5
<i>Onobrychis viciifolia</i>	8.9					51	151	6.0					36	906
<i>Papaver rhoeas</i>	5.1			1	3			5.5			5.5		16.5	
<i>Plantago lanceolata</i>	3.6		8		2			0.3		2.4			0.6	
<i>Poa annua</i>	1.0		7	3				0.25		1.75	0.75			
<i>Polygonum aviculare</i>	3.9			9				0.3			2.7			
<i>Potentilla argentea</i>	5.0	6	11					1.1	6.6	12.1				
<i>Silene latifolia alba</i>	5.0				7			2.7					18.9	
<i>Torilis arvensis</i>	5.2						34	0.6						20.4
<i>Vicia sativa</i>	7.1			4				2.0			8			
Pollination value of field margin ($\sum(a*b*c)/\sum(b*c)$)									4.4	4.8	1.8	7.0	7.0	7.7

5.4 Evaluation of the predictive quality of the indicator

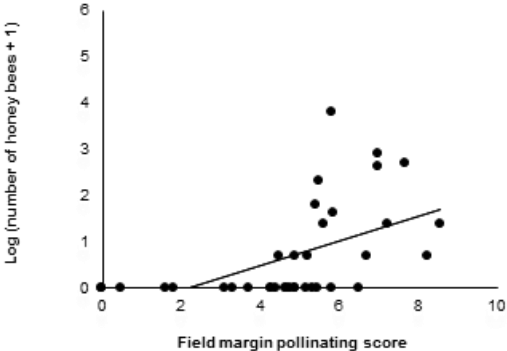
The comparisons of the indicator calculated with the floral criterion value for bees using pollinator counting yielded significant positive correlations (Fig. 3). This means that the better the pollination value is, the higher the number of observed pollinators in the field margin will be, as we expected. The best correlation was observed for all pollinators (Fig. 3a: $R^2 = 0.55^{***}$). For honey and wild bees, the correlation was lower but remained significant (Fig. 3b: $R^2 = 0.33^{***}$ and Fig. 3c: $R^2 = 0.28^{***}$, respectively). Since the indicator may differ between pollinator groups (Table 3), we compared the indicator calculated for the floral criterion value for bumblebees and hoverflies, respectively, counting the pollinators of the corresponding group. We also observed significant positive correlations at the same level as for honey and wild bees (Fig. 3d: $R^2 = 0.34^{***}$ and Fig. 3e: $R^2 = 0.29^{***}$, respectively). Although the scatter plot is scattered around the X=Y line, a shift in the number of pollinators can be observed above a threshold value for the indicator. Above this threshold, the number of counted pollinators tends to increase. The threshold can be set at 5 for bees (Figs. 3b and 3c) and 6 for bumblebees (Fig. 3d). For hoverflies, a slight increase is observed above a value of 3 for the indicator but there are still very low number of hoverflies above an indicator value of 3 (Fig. 3e).

Figure 3

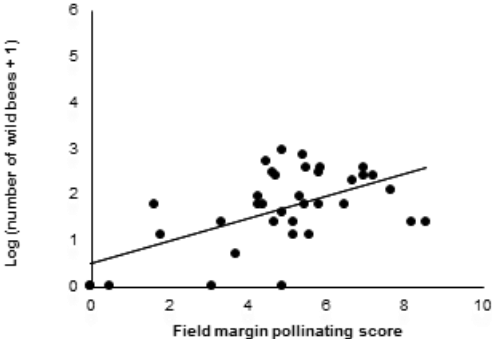
a)



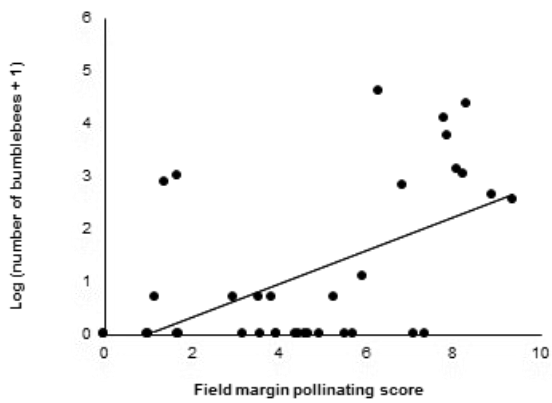
b)



c)



d)



e)

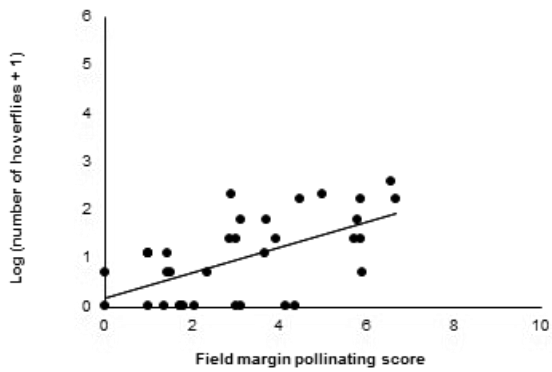


Figure 3. Comparison of the number of (a) pollinator, (b) honeybees, (c) wild bees, (d) bumblebees, and (e) hoverflies, counted on 17 field margins (n= 39, counting from May to June), and the pollination value calculated on the basis of floral criteria for bees.

6 DISCUSSION

The indicator presented in this article uses floristic composition and flower abundance data to assess the pollination value of floral species at the level of a field margin. According to the indicator typology of Bockstaller et al. (2011), it is a predictive value since the pollination value is assessed on the basis of input variables, floral traits in this case. The indicator will permit everyone who has floristic data, to add information on pollination value to his/her data on species diversity and abundance. This makes it possible to analyze floristic data not only in relation to species diversity, but also to assess the level of an important ecosystem service (Gallai et al., 2009) without additional measurement of this service. The result of the indicator depends on the sampling effort of floral species which depends among other of the size of area (Manhoudt et al., 2005). We assume that users of the indicator control the acquisition method of floral data. In any case, the area will not affect the result for comparison of field margins which have the same size. Nevertheless, the feasibility of implementation remains difficult for non-botanists since the indicators require floristic data such as species identity and abundance. This last criterion in particular requires the counting of flowers, which can be very labour-intensive for flower strips during the flowering period. The criterion of abundance used to calculate the indicator is based on the number of flowers and their size and is not available in existing data set (e.g. e-FLORA-sys, Plantureux and Amiaud, 2010).

If only data related to the presence/absence of species are available, other indicators can be derived using data related to the distribution of the pollination value across species. An alternative indicator may take the form of the number of species with a “good” pollination value. This raises the question of a threshold that is actually inherent to the design of every indicator (Bockstaller et al., 2008). Figures 3 and 4 reveal a shift in the number of pollinators counted around an indicator value of 5 for bees and 6 for bumblebees. It is more difficult to

propose such a value for hoverflies. Nevertheless, the thresholds proposed here are derived from indicator calculations at the field margin level and not at the species level.

In both cases where floral data is used, the indicator does not enable the user to analyze the causal relation between management data concerning the field margin such as the management of cutting residues or the cutting regime (Pywell et al., 2011), or the management of adjacent fields in terms of pollination. Agronomists working on the design of new cropping systems as well as advisers working with farmers need such tools. The coupling between a model that predicts the presence/absence and abundance of floral species and our indicator would make such use possible. Different models of vegetation development in field margins have been developed (Clergué et al. 2005). To our knowledge no model provides an output concerning the number of floral units for multi-species habitats. A complex dynamic model like Vegpop2 predicts plant diversity, biomass and flowering date, but only for a limited number of grass species (Shippers & Joenje, 2002). Due to the lack of knowledge about the processes, many models remain static and focus on presence/absence, making them more operational as a result of a reduced number of input variables (Guisan and Zimmermann, 2000; Gontier et al., 2006). An example of such a model developed for grassland is Flora-Predict (Amiaud et al., 2005). It integrates a decision tree that associates fuzzy subsets for relationships that are not easy to quantify. A similar approach for a model that predicts presence/absence in the field margin is underway and could be coupled to the output of our pollination value indicator at the species level because the model will provide only presence/absence data.

The indicator uses data on floral traits that were selected because they present an acceptable rate of availability in the database (Table 2). Other factors are known to influence pollination,

but the mechanisms are not well known. The mineral requirements of pollinators have not yet been assessed experimentally although they are necessary for vital functions (Bruneau, 2006). The lipid content of pollen and its odour, as well as flower texture determined by the hairiness, are known to influence pollinator behaviour too (Cook et al., 2005). The lack of availability of data for a broad range of species led us not to select them (Fenster et al., 2004). Table 2 shows that for the criteria of UV reflection and reward, i.e., pollen and nectar quantity and quality, the degree of coverage by species in our database is the lowest. Additional uncertainty results from the low reliability of data on nectar and pollen production by flowers due to environmental and genetic effects (Decourtye et al., 2007).

The weighting of the decision rules of the decision trees (Fig. 2) was not based on scientific knowledge about interaction between factors because this knowledge lacks. We attribute lower weight to criteria, for which data availability was low (e.g. UV reflectance, see Table 2). This is a limit to the design of such decision trees by experts. Another option to design the decision tree would have been to implement a machine-learning approach by data mining (Shan et al., 2006) to the dataset we used for validation. In any case, the evaluation step of the indicator following its design is important. Bockstaller et al. (2008) pointed out the need to first test the sensitivity of the indicator and then the validity. The examples given of calculations (Tables 3 and 4) highlighted the sensitivity of the indicator across species and field margins, as well as the differences between pollinator groups. However, we did not test the sensitivity of the indicator to variations of the input variables. Assumptions concerning the weight of different criteria in the decision tree may provide an idea about the sensitivity of the indicator.

Validation here consists of the “output validation” according to the methodological framework of Bockstaller et al. (2008), i.e., an evaluation of the predictive quality. We applied a correlation test between pollinator counting and indicator values following Buttler et al. (2009). No validation data were shown for most of the predictive indicators reviewed by Bockstaller et al. (2011). The correlation test was carried out on the indicator output at the field margin level and not at the species level. We observed pollinator visits at the species level. However, the difference in abundance of a given species might have increased the discrepancy between pollinator data and the indicator value. An experiment similar to the one of Albrecht et al. (2007) consisting of adding a constant number of plants would have been needed to limit this bias. In any case, significant correlations were observed, which is encouraging, although the percentage of explained variation remains low. The lack of data for some criteria as well as the lack of knowledge about the interactions between floral criteria may be an explanation. However, other factors not taken into account in the indicator may explain those low correlations. Climatic conditions (temperature, wind, etc.) are not taken into account, whereas counting protocols were implemented in relatively favourable conditions to avoid or limit this bias. Landscape variables such as the percentage of semi-natural land area in the neighborhood of the field margin, the presence of other resources for pollinators such as a flowering sunflower or rapeseed crop or a hedge may attract pollinators. This seems to be the case for honeybees in particular (Rollin et al., 2013). Some hedges in the Colmar area have a high plant diversity and are therefore susceptible to attracting some pollinators (Tournay, pers. com.). The area was more homogeneous at the second site. Thus, the indicator value provided by the indicator can be considered as a potential pollination value.

The validation work was carried out for field margins in open landscape of Center-East and East of France for fields cropped with the two most common rotations in France (Fuzeau et

al., 2012). It should be noticed that 11 and 22 out of 29 plant species observed on our two locations for validations were also found respectively in the studies of Ernoult et al. (2013) in Brittany, and of Noordijk et al. (2011) in the Netherlands. This shows that the field margins used for our validation test are similar to those of other regions in spite of land use and land management differences. Brittany has a high density of hedges whereas the Netherlands are rich in ditches. Hence, our validation results can be generalized to a broad domain of validity. Nevertheless this validation study may be extended to other contexts with different crop rotations (with sunflower, sugar beets, temporary meadows, etc.) or other plant communities (e.g. in South of France).

7 CONCLUSIONS

Sowing mixtures of dicotyledonous plants that are rich in pollen and nectar as flower strips along field margins is an efficient solution to attract pollinators and to support their foraging activity. The predictive indicator developed here is aimed at assessing the pollination value of sown as well as spontaneous field margins, to provide farmers information regarding pollination of field margins on their farms. Indicator outputs may be aggregated at the field margin level, providing a unique value, or may remain disaggregated at the species level when no flower abundance data are available. Both uses are recommended together (Bockstaller et al., 2008). The predictive quality is low but satisfactory for this type of indicator that provides a potential pollination value based on floral traits alone. It could be improved by additional data on plant traits. Coupling this indicator with a model to assess the impact of management on plant diversity and abundance would be a progress for agronomists working on the improvement of management in order to lower its negative impact on pollination.

Acknowledgments

This work was supported by the ANR (French National Research Agency): ANR-STRA-08-02 Advherb project. We are grateful to S. Gaba and B. Chauvel for their help in selecting fields in the Dijon region, in identifying floral species and for the protocol to assess floral abundance. Thanks also to the Agronomy and Viticulture Experimentation Unit (SEAV) of INRA Colmar for the management of flower strip experiments, as well as to Diego Cuenca, Marie Vanschepdael and Margot Brunias for their contribution to database filling and the discussion on indicators.

8 References

- Albrecht, M., Duelli, P., Muller, C., Kleijn, D., Schmid, B., 2007. The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *J. Appl. Ecol.* 44, 813-822.
- Amiaud, B., Pervanchon, F., Plantureux, S., 2005. An expert model for predicting species richness in grasslands: Flora-predict. In: Lillak, R., Viiralt, R., Linke, A., Geherman, V. (Eds.), 13th International Occasional Symposium of the European-Grassland-Federation, Tartu (Estonia), 103-106.
- Arnold, S.E.J., Le Comber, S.C., Chittka, L., 2009. Flower colour phenology in European grassland and woodland habitats, through the eyes of pollinators. *Israel J. Plant Sci.* 57, 211-230.
- Aupinel, P., 2009. Diversité floristique et alimentation des pollinisateurs. Colloque régional "Agriculture et Biodiversité", April 7 2009, Lycée agricole Xavier Bernard, Venours. INRA Le Magneraud.
- Benard, J., 2007. Apprentissages visuels chez l'abeille *A. mellifera*: de la généralisation à l'extraction de règles. PhD Thesis, Université de Toulouse III, 204 pp.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, B., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukáček, 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.K.R.E., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45, 141-150.

Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 139-149.

Bockstaller, C., Lasserre-Joulin, F., Slezack-Deschaumes, S., Piutti, S., Villerd, J., Amiaud, B., Plantureux, S., 2011. Assessing biodiversity in arable farmland by means of indicators: an overview. *OCL-Ol. Corps Gras Li.* 18, 137-144.

Bruneau, E., 2006. Clefs pour l'alimentation. Besoins alimentaires des abeilles. *Abeilles & Cie* 113, 14-17.

Buttler, 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. *J. Appl. Ecol.* 45 46, 1154-1162.

Carvell, C., 2002. Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus spp.*) under different grassland management regimes. *Biol. Conserv.* 103, 33-49.

Carvell, C., Meek, W.R., Pywell, R.F., Goulson, D., Nowakowski, M., 2007. Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *J. Appl. Ecol.* 44, 29-40.

Clergué, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., Plantureux, S., 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 25, 1-15.

Cnaani, J., Thomson, J.D., Papaj, D.R., 2006. Flower choice and learning in foraging bumblebees: Effects of variation in nectar volume and concentration. *Ethology* 112, 278-285.

Cook, S.M., Sandoz, J.C., Martin, A.P., Murray, D.A., Poppy, G.M., Williams, I.H., 2005. Could learning of pollen odours by honey bees (*Apis mellifera*) play a role in their foraging behaviour? *Physiol. Entomol.* 30, 164-174.

Cordeau, S., Reboud, X., Chauvel, B., 2010. Relative importance of farming practices and landscape context on the weed flora of sown grass strips. *Agr. Ecosyst. Environ.* 139, 595-602.

Decourtye, A., Lecompte, P., Pierre, J., Chauzat, M.P., Thiébeau, P., 2007. Introduction de jachères florales en zones de grandes cultures: comment mieux concilier agriculture, biodiversité et apiculture? *Courrier de l'environnement de l'INRA* 54, 33-56.

Dennis, P., Arndorfer, M., Balázs, K., Bailey, D., Boller, B., Bunce, R.G.H., Centeri, C., Corporaal, A., Cuming, D., Deconchat, M., Dramstad, W., Elyakime, B., Falusi, E., Fjellstad, W., Fraser, M.D., Freyer, B., Friedel, J. K., Geijzendorffer, I., Jongman, R., Kainz, M., Marcos, G., M., Gomiero, T., Grausgruber-Gröger, S., Herzog, F., Hofer, G., Jeanneret, P., Kelemen, E., Kölliker, R., Moakes, S.R., Nicholas, P., Paoletti, M.G., Podmaniczky, L., Pointereau, P., Sarthou, J.P., Siebrecht, N., Sommaggio, D., Stoyanova, S.D., Teufelbauer, N., Viaggi, D., Vialatte, A., Walter, T., Widmer, 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 pp.

Ernoul, A., Vialatte, A., Butet, A., Michel, N., Rantier, Y., Jambon, O., Burel, F., 2013. Grassy strips in their landscape context, their role as new habitat for biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 166, 15-27.

Fenster, C.B., Armbruster, W.S., Wilson, P., Dudash, M.R., Thomson, J.D., 2004. Pollination syndromes and floral specialization. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 375-403.

Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L.W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti, P., Liira, J., Morales, M.B., Onate, J.J., Part, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Thies, C., Tschardtke, T., 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecol. Appl.* 21, 1772-1781.

Fuzeau, V., Dubois, G., Théron, O., Allaire, G., 2012. Diversification des cultures dans l'agriculture française – état des lieux et dispositifs d'accompagnement. Commissariat Général au Développement Durable, n°64 p. 24.

Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J., Loreau, M., 2006. Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *Plos Biol.* 4, 129-135.

Fussler, M., Corbet S.A., 1992. Flower usage by bumblebees: a basis for forage plant management. *J. Appl. Ecol.* 29, 451-465.

Gallai, N., J.-M. Salles, Settele, J., Vaissière, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.* 68, 810-821.

Gontier, M., Balfors, B., Mortberg, U., 2006. Biodiversity in environmental assessment - current practice and tools for prediction. *Environ. Impact Assess. Rev.* 26, 268-286.

Goulson, D., Darvill B., 2004. Niche overlap and diet breadth in bumblebees; are rare species more specialized in their choice of flowers? *Apidologie* 35, 55-64.

Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135, 147-186.

Hanley, M.E., Franco, M., Pichon, S., Darvill, B., Goulson, D., 2008. Breeding system, pollinator choice and variation in pollen quality in British herbaceous plants. *Funct. Ecol.* 22, 592-598.

Hempel, N., Vorobyev, M., 2009. Flower patterns are adapted for detection by bees. *J. Comp. Physiol. A Neuroethol. Sens. Neural Behav. Physiol.* 195, 319-323.

Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., Tschardtke, T., 2007. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *J. Appl. Ecol.* 44, 41-49.

- Janssens, X., Bruneau, E., Lebrun, P., 2006. Prédiction des potentialités de production de miel à l'échelle d'un rucher au moyen d'un système d'information géographique. *Apidologie* 37, 351-365.
- 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. Agroscope FAL Reckenholz, Zurich, 67 pp.
- Kevan, P.G., 1999. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. *Agr. Ecosyst. Environ.* 74, 373-393.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernandez, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Johl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tschamtker, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol. Lett.* 9, 243-254.
- Kleijn, D., van Langevelde, F., 2006. Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic Appl. Ecol.* 7, 201-214.
- Kohler, F., Verhulst, J., Van Klink, R., Kleijn, D., 2008. At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *J. Appl. Ecol.* 45, 753-762.
- Lefebvre, D., 2004. Approvisionnement en pollen et en nectar des colonies de bourdons *B. terrestris*. Ecologie comportementale et modélisation. Implication pour la pollinisation des fleurs de tomate en serre. Ph D Thesis, Université de Rennes, 288 pp.
- Le Féon, V., Schermann-Legionnet, A., Delettre, Y., Aviron, S., Billeter, R., Bugter, R., Hendrickx, F., Burel, F., 2010. Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee Communities: A large scale study in four European countries. *Agr. Ecosyst. Environ.* 137, 143-150.
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., 2011. Direct measurement versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity loss. *Ecosystems* 14, 47-59.
- MA. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC, Millennium Ecosystem Assessment.
- Manhoudt, A.G.E., de Haes, H.A.U., de Snoo, G.R., 2005. An indicator of plant species richness of semi-natural habitats and crops on arable farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 109, 166-174.
- Marshall, E.J.R., Moonen, A.C., 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agr. Ecosyst. Environ.* 89, 5-21.
- 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. *Agr. Ecosyst. Environ.* 113, 36-44.

- Møller, A.P., Eriksson, M., 1995. Pollinator preference for symmetrical flowers and sexual selection in plants. *Oikos* 73, 15-22.
- Møller, A.P., Sorci, G., 1998. Insect preference for symmetrical artificial flowers. *Oecologia* 114, 37-42.
- Noordijk, J., Musters, C.J.M., van Dijk, J., de Snoo, G.R., 2011. Vegetation development in sown field margins and on adjacent ditch banks. *Plant Ecol.* 212, 157-167.
- Odoux, J., 2009. Quels facteurs de paysage influent sur l'écologie des colonies d'abeilles dans un système de grandes cultures? Master thesis, Université Paris VI, 45 pp.
- Percival, M.S., 1961. Types of nectar in Angiosperms. *New Phytol.* 60, 235-281.
- Pernal, S.F., Currie, R.W., 2000. Pollen quality of fresh and 1-year-old single pollen diets for worker honey bees (*Apis mellifera L.*). *Apidologie* 31, 387-409.
- Pernal, S.F., Currie, R.W., 2001. The influence of pollen quality on foraging behavior in honeybees (*Apis mellifera L.*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 51, 53-68.
- Phillis, Y.A., Andriantiatsaholiniaina, L.A., 2001. Sustainability: an ill-defined concept and its assessment using fuzzy logic. *Ecol. Econ.* 37, 435-456.
- Plantureux, S., Amiaud, B., 2010. e-FLORA-sys, a website tool to evaluate the agronomical and environmental value of grasslands, 23th General Meeting of the European Grassland Federation. 23th General Meeting of the European Grassland Federation, Kiel (Allemagne).
- 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. *Biol. Conserv.* 129, 192-206.
- Pywell, R.F., Meek, W.R., Hulmes, L., Hulmes, S., James, K.L., Nowakowski, M., Carvell, C., 2011. Management to enhance pollen and nectar resources for bumblebees and butterflies within intensively farmed landscapes. *J. Insect Conserv.* 15, 853-864.
- Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39, 157-176.
- Rollin, O., Bretagnolle, V., Decourtye, A., Aptel, J., Michel, N., Vaissière, B., Henry, M., 2013. Differences of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system. *Agr. Ecosyst. Environ.* 179, 78-86.
- Roulston, T.H., Cane, J.H., 2000. Pollen nutritional content and digestibility for animals. *Plant Syst. Evol.* 222, 187-209.
- Roulston, T.H., Cane, J.H., Buchmann, S.L., 2000. What governs protein content of pollen: Pollinator preferences, pollen-pistil interactions, or phylogeny? *Ecol. Monogr.* 70, 617- 643.

Rundlöf, M., Nilsson, H., Smith, H.G., 2008. Interacting effects of farming practice and landscape context on bumblebees. *Biol. Conserv.* 141, 417-426.

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. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 163-174.

Sattler, C., Nagel, U.J., Werner, A., Zander, P., 2010. Integrated assessment of agricultural production practices to enhance sustainable development in agricultural landscapes. *Ecol. Indic.* 10, 49-61.

Schippers, P., Joenje, W., 2002. Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance bandwidth on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agr. Ecosyst. Environ.* 93, 351-365.

Schmidt, M.H., Lauer, A., Purtauf, T., Thies, C., Schaefer, M., Tschardtke, T., 2003. Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* 270, 1905-1909.

Shan, Y., Paull, D., McKay, R.I., 2006. Machine learning of poorly predictable ecological data. *Ecol. Model.* 195, 129-138.

Somerville, D.C., 2001. Nutritional Value of Bee Collected Pollens: A report for the Rural Industries Research and Development Corporation. RIRDC Publication No. 01/047, Rural Industries Research and Development Corporation, Barton Act, Australia, 166 pp.

Spaethe, J., Tautz, J., Chittka, L., 2001. Visual constraints in foraging bumblebees: Flower size and colour affect search time and flight behavior. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 98, 3898-3903.

Srinivasan M. V., 2010. Honey Bees as a Model for Vision, Perception, and Cognition. *Annu. Rev. of Entomol.* 55, 267-284.

Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C., Tschardtke, T., 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83, 1421-1432.

Tautz, J., 2009. *L'étonnante Abeille*. De Boeck, Bruxelles, Belgium, 278 pp.

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. *Eur. J. Agron.* 26, 71-81.

Tschardtke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857-874.

West, E.L., Laverty, T.M., 1998. Effect of floral symmetry on flower choice and foraging behaviour of bumble bees. *Can. J. Zoolog.* 76, 730-739.

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.* 64, 253-260.

Appendix 1: Definition of the criteria of the indicator (see Fig. 2).

		Bees		Bumblebees		Hoverflies	
Attractivity	Colour	F	U	F	U	F	U
	Blue/Purple	1	0	1	0	0.7	0.3
	Green	0.8	0.2	0.8	0.2	0.5	0.5
	Yellow	0.7	0.3	0.7	0.3	1	0
	White	0.5	0.5	0.5	0.5	1	0
	Pink	0.2	0.8	0.2	0.8	0.2	0.8
	Red/Brown	0,1	0.9	0,1	0.9	0.1	0.9
UV reflection		F	U	F	U	F	U
	0-7%	0.1	0.9	0.1	0.9	0.9	0.1
	8-15%	0.3	0.7	0.3	0.7	0.7	0.3
	16-27%	0.4	0.6	0.4	0.6	0.6	0.4
	28-39%	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
	40-66%	0.7	0.3	0.7	0.3	0.3	0.7
	67-85%	0.8	0.2	0.8	0.2	0.2	0.8
	86-100%	1	0	1	0	0	1
Flower size		F	U	F	U	D	U
	< 5 mm	0.1	0.9	0.1	0.9	0.9	0.1
	5-10 mm	0,2	0.8	0,2	0.8	0.8	0,2
	10-20 mm	0.4	0.6	0.4	0.6	0.6	0.4
	20-30 mm	0.6	0.4	0.6	0.4	0.4	0.6
	30-40 mm	0.8	0.2	0.8	0.2	0.2	0.8
	> 40 mm	1	0	1	0	0	1
Accessibility	Botanical family	F	U	F	U	D	U
	<i>Poaceae</i>	0.1	0.9	0.1	0.9	0.9	0.1
	L, F, A ^a	1	0	1	0	0	1
	Others	0.8	0.2	0.8	0.2	0.2	0.8
Floral symmetry		F	U	F	U	F	U

	Asymmetrical	0.1	0.9	0.1	0.9	0.9	0.1
	Zygomorphic	1	0	1	0	0	1
	Actinomorphic	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
	Mixed	0.7	0.3	0.7	0.3	0.3	0.7
	Corolla shape	F	U	F	U	F	U
	Flat	1	0	0.6	0.4	1	0
	Tubular	0.5	0.5	1	0	0.5	0.5
	Spike	0.2	0.8	0.2	0.8	0.2	0.8
Reward	Nectar quality^b	F	U	F	U	F	U
	F + G	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
	S	0.1	0.9	0.1	0.9	0.9	0.1
	S + F + G	1	0	1	0	0	1
	S + G	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
	Nectar quantity	F	U	F	U	F	U
	High	1	0	1	0	0	1
	Medium	0.7	0.3	0.7	0.3	0.3	0.7
	Low	0.4	0.6	0.4	0.6	0.6	0.4
	None	0.1	0.9	0.1	0.9	0.9	0.1
	Pollen quality	F	U	F	U	D	U
	Low	1	0	1	0	0	1
	Low-medium	0.7	0.3	0.7	0.3	0.3	0.7
	Medium-High	0.4	0.6	0.4	0.6	0.6	0.4
	High	0.1	0.9	0.1	0.9	0.9	0.1
	Pollen quantity	F	U	F	U	F	U
	High	0.1	0.9	0.1	0.9	0.9	0.1
	Medium	0.4	0.6	0.4	0.6	0.6	0.4
	Low	0.8	0.2	0.8	0.2	0.2	0.8
	None	1	0	1	0	0	1

^a *Lamiaceae, Fabaceae, Asteraceae* ^b S = Saccharose ; F = Fructose ; G = Glucose

Appendix 2: Calculation of pollination value of floral species, expressed on a scale between 0 (low) and 10 (high) for three groups of pollinators: Value of the three factors structuring the indicator (see Table 3 and Fig. 2)

a) Bees

Species	Flower VP	Visual attraction	Flower accessibility	Floral reward
<i>Achillea millefolium</i>	5.5	3.7	8.4	5.3
<i>Agrostemma githago</i>	1.0	4.2	6.0	5.5
<i>Arrhenaterum elatius</i>	1.0	4.0	1.1	N/A
<i>Bromus hordeaceus</i>	1.0	4.0	1.1	N/A
<i>Centaurea cyanus</i>	6.9	8.4	6.7	5.0
<i>Centaurea thuillieri</i>	9.7	8.1	6.7	5.5
<i>Convolvulus arvensis</i>	5.1	5.7	6.0	5.3
<i>Dactylis glomerata</i>	1.0	4.0	1.1	5.5
<i>Elytrigia repens</i>	1.0	4.0	1.1	N/A
<i>Erodium cicutarium</i>	4.8	4.4	6.0	5.3
<i>Festuca pratensis</i>	1.0	4.0	1.1	4.4
<i>Festuca rubra</i>	1.0	4.0	1.1	4.4
<i>Galium mollugo</i>	4.4	3.6	6.0	5.5
<i>Lepidium draba</i>	4.5	3.7	6.0	5.5
<i>Leucanthemum vulgare</i>	6.6	5.8	8.4	6.0
<i>Lolium perenne</i>	1.0	4.0	1.1	5.5
<i>Lotus corniculatus</i>	5.9	4.6	8.4	4.6
<i>Medicago lupulina</i>	5.8	3.8	8.4	6.8
<i>Melilotus albus</i>	7.0	7.0	8.4	5.5
<i>Melilotus officinalis</i>	7.3	7.8	8.4	4.4
<i>Onobrychis viciifolia</i>	8.9	9.8	8.4	5.5
<i>Papaver rhoeas</i>	5.1	5.8	6.0	5.3
<i>Plantago lanceolata</i>	3.6	2.4	5.3	5.2
<i>Poa annua</i>	1.0	4.0	1.1	5.5
<i>Polygonum aviculare</i>	3.9	3.1	6.0	4.0
<i>Potentilla argentea</i>	5.0	5.4	6.0	5.3
<i>Silene latifolia alba</i>	5.0	5.2	6.0	5.3
<i>Torilis arvensis</i>	5.2	5.4	6.0	N/A
<i>Vicia sativa</i>	7.1	7.3	8.4	4.6

a) Bumblebees

Species	Flower VP	Visual attraction	Flower accessibility	Floral reward
<i>Achillea millefolium</i>	4.7	3.7	6.9	5.3
<i>Agrostemma githago</i>	1	4.2	4.8	5.5
<i>Arrhenaterum elatius</i>	1	4.0	1.1	N/A
<i>Bromus hordeaceus</i>	1	4.0	1.1	N/A
<i>Centaurea cyanus</i>	7.8	8.4	8.4	5.0
<i>Centaurea thuillieri</i>	7.6	8.1	8.4	5.5
<i>Convolvulus arvensis</i>	4.8	5.7	4.8	5.3
<i>Dactylis glomerata</i>	1	4.0	1.1	5.5
<i>Elytrigia repens</i>	1	4.0	1.1	N/A
<i>Erodium cicutarium</i>	4.5	4.4	4.8	5.3
<i>Festuca pratensis</i>	1	4.0	1.1	4.4
<i>Festuca rubra</i>	1	4.0	1.1	4.4
<i>Galium mollugo</i>	4.2	3.6	4.8	5.5
<i>Lepidium draba</i>	5.5	3.7	4.8	5.5
<i>Leucanthemum vulgare</i>	5.6	5.8	6.9	6.0
<i>Lolium perenne</i>	1.0	4.0	1.1	5.5
<i>Lotus corniculatus</i>	6.3	4.6	10.0	4.6
<i>Medicago lupulina</i>	6.3	3.8	10.0	6.8
<i>Melilotus albus</i>	7.9	7.0	10.0	5.5
<i>Melilotus officinalis</i>	8.4	7.8	10.0	4.4
<i>Onobrychis viciifolia</i>	9.6	9.8	10.0	5.5
<i>Papaver rhoeas</i>	1.0	5.8	4.8	5.3
<i>Plantago lanceolata</i>	1.0	2.4	5.3	5.2
<i>Poa annua</i>	1.0	4.0	1.1	5.5
<i>Polygonum aviculare</i>	3.8	3.1	4.8	4.0
<i>Potentilla argentea</i>	1.0	5.4	4.8	5.3
<i>Silene latifolia alba</i>	4.6	5.2	4.8	5.3
<i>Torilis arvensis</i>	1.0	5.4	4.8	N/A
<i>Vicia sativa</i>	8.0	7.3	10.0	4.6

b) Hoverflies

Species	Flower VP	Visual attraction	Flower accessibility	Floral reward
<i>Achillea millefolium</i>	6.2	5.1	8.4	5.3
<i>Agrostemma githago</i>	1	4.2	6.0	5.5
<i>Arrhenaterum elatius</i>	1	3.4	1.1	N/A
<i>Bromus hordeaceus</i>	1	3.4	1.1	N/A
<i>Centaurea cyanus</i>	5.5	6.3	6.7	5.0
<i>Centaurea thuillieri</i>	5.5	6.1	6.7	5.5
<i>Convolvulus arvensis</i>	6.4	8.1	6.0	5.3
<i>Dactylis glomerata</i>	1	3.4	1.1	5.5
<i>Elytrigia repens</i>	1	3.4	1.1	N/A
<i>Erodium cicutarium</i>	4.8	4.4	6.0	5.3
<i>Festuca pratensis</i>	1	3.4	1.1	4.4
<i>Festuca rubra</i>	1	3.4	1.1	4.4
<i>Galium mollugo</i>	1.0	5.2	6.0	5.5
<i>Lepidium draba</i>	5.0	5.1	6.0	5.5
<i>Leucanthemum vulgare</i>	7.6	7.9	8.4	6.0
<i>Lolium perenne</i>	1.0	3.4	1.1	5.5
<i>Lotus corniculatus</i>	1.0	6.0	8.4	4.6
<i>Medicago lupulina</i>	1.0	4.6	8.4	6.8
<i>Melilotus albus</i>	1.0	9.3	8.4	5.5
<i>Melilotus officinalis</i>	1.0	9.5	8.4	4.4
<i>Onobrychis viciifolia</i>	1.0	8.2	8.4	5.5
<i>Papaver rhoeas</i>	5.1	5.8	6.0	5.3
<i>Plantago lanceolata</i>	3.6	2.4	5.3	5.2
<i>Poa annua</i>	1.0	3.4	1.1	5.5
<i>Polygonum aviculare</i>	3.9	3.1	6.0	4.0
<i>Potentilla argentea</i>	5.9	7.0	6.0	5.3
<i>Silene latifolia alba</i>	1.0	7.4	6.0	5.3
<i>Torilis arvensis</i>	6.5	7.7	6.0	N/A
<i>Vicia sativa</i>	1.0	5.5	8.4	4.6

PARTIE 4 : Indicateur prédictif évaluant les effets des pratiques agricoles sur la diversité floristique et ses services

Dans la PARTIE 2 nous avons présenté la construction du modèle de prédiction d'espèces en fonction des pratiques et des caractéristiques du milieu. Ce modèle livre, une probabilité de présence pour les 338 espèces de la base de données floristique. La PARTIE 3 était consacrée au développement d'une méthode d'évaluation de la qualité pollinisatrice des bordures de champ à partir de la valeur pollinisatrice des espèces qui les composent. Cependant de telles listes de valeurs ne sont pas facilement utilisables. L'utilisateur a besoin d'un outil fonctionnel lui permettant d'obtenir un résultat clair et lisible. Dans cette partie nous présenterons donc la transformation des sorties du modèle et du couplage avec l'indicateur de valeur pollinisatrice pour aboutir à un indicateur opérationnel.

1 Transformation des sorties en vue d'une évaluation du service valeur patrimoniale

Ce service est considéré comme un service produit hors revenu agricole direct (Le Roux et al., 2008). Il participe à la valeur culturelle et esthétique de l'agroécosystème. Il est difficile d'obtenir une seule définition de la notion d'espèce patrimoniale. Gainel (2003) rapporte comme définition qu' « une espèce patrimoniale est une espèce rare ou menacée, qui mérite une gestion au niveau local, qui peut éventuellement être emblématique du secteur dans lequel elle se trouve et qui a une importance culturelle ». C'est sous cet angle que nous avons abordé la valeur patrimoniale en évaluant l'effet des pratiques agricoles sur la présence/absence, donc la richesse spécifique, d'espèces végétales rares. L'approche spécifique est justifiée. En effet, nous voulons savoir si la richesse spécifique simulée en fonction des pratiques comporte un nombre plus ou moins important d'espèces rares. Au sein de celle-ci, les espèces « rares » ont au même titre que les autres espèces, une probabilité d'être présentes ou non au sein de la bordure concernée en fonction des pratiques agricoles et du milieu. Plus la probabilité des espèces rares présentes est importante plus l'indicateur se doit de donner une information positive au sujet des pratiques concernées.

Dans le cadre de l'étude de l'effet des pratiques agricoles sur le service valeur patrimoniale, nous nous sommes intéressés aux espèces messicoles. Ce sont des espèces inféodées aux cultures que l'on retrouve en plein champ mais également en bordure de champ et plus souvent dans la zone d'interface entre le bord de champ et la bordure enherbée (Fried et al.,

2007). Le plan national d'action en faveur des plantes messicoles (Cambecèdes et al., 2012) propose une liste d'espèces à l'échelle nationale basée sur la liste de Aboucaya et al. (2000). Il existe également des listes à l'échelle des régions. Le caractère rare d'une espèce peut varier d'une région à une autre, mais dans le cadre de notre travail nous nous sommes basés uniquement sur la liste nationale qui comprend 102 taxons (ANNEXE 4).

Notre base comprend 96 de ces espèces qui sont classées en suivant le plan national d'action en :

- Taxons en situation précaire (« préc. » dans le calculateur et au nombre de 51) : Ce sont des taxons en forte régression qui ont disparu après 1990 de plus de la moitié des départements dans lesquels ils étaient cités avant 1970.
- Taxons à surveiller (« à surv. » dans le calculateur et au nombre de 27)
- Espèces encore abondantes (« Encore ab. » dans le calculateur et au nombre de 12) : Taxons encore abondants au moins dans certaines régions.
- Taxons disparus (« Disparu » dans le calculateur et au nombre de 6) : Ce sont des taxons signalés comme disparus au moment de l'état des lieux.

Dans l'onglet « Résultats Finaux » des deux calculateurs, nous avons regroupé les résultats correspondant à la richesse spécifique des espèces messicoles selon leur classification lorsqu'elles ont une probabilité supérieure à 0,25 d'être présentes en fonction des pratiques agricoles. Nous avons choisi une probabilité seuil de 0,25 comme compromis entre une valeur de 0,5 étant discriminant en termes du nombre d'espèces présentes mais donnant des résultats de validation insatisfaisants (cf. Partie 2 7.4) et une probabilité seuil de 0,1 qui nous paraissait ne pas être assez discriminante en nombre d'espèces présentes.

C'est à partir de ce résultat que nous avons développé notre indicateur afin de déterminer quelles étaient les pratiques et l'itinéraire technique favorable au service valeur patrimoniale. Pour effectuer ce travail nous avons repris les itinéraires techniques des trois scénarios (Favorable, «moyen Favorable» et «Défavorable») utilisés dans le cadre de l'analyse de sensibilité (Tableau 11). Les résultats de ces scénarios de référence nous ont permis de définir les bornes de notre indicateur (Figure 41).

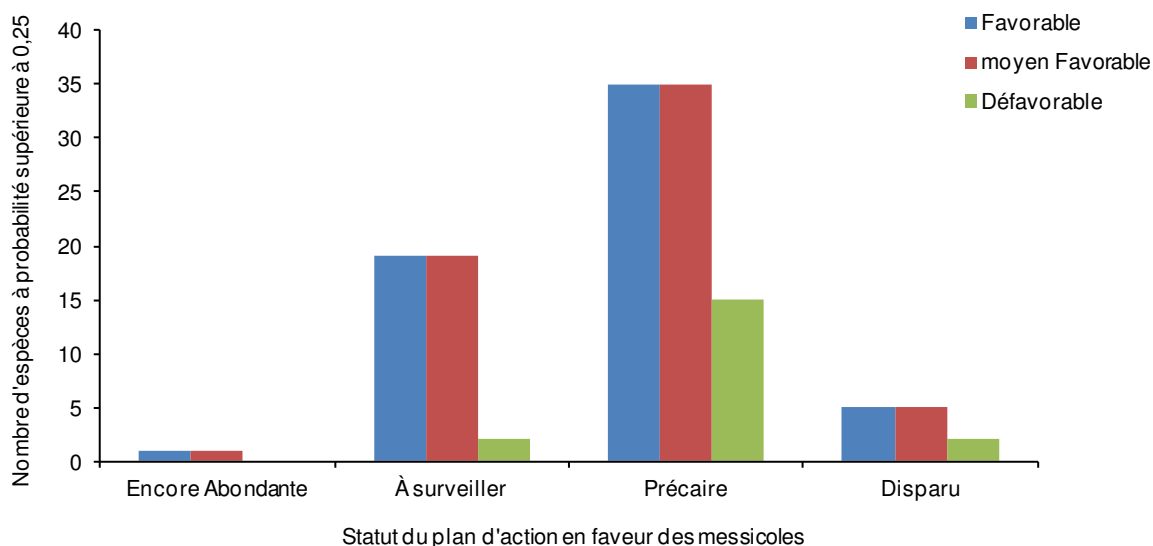


Figure 41 : Nombre d'espèces messicoles classées selon leur statut national du plan d'action en faveur des messicoles dont la probabilité de présence est supérieure à 0,25 en fonction des simulations réalisées à l'aide des scénarios « Favorable », « moyen Favorable » et « Défavorable ».

Pour construire notre échelle de notation définissant l'indicateur, nous nous sommes basés sur le nombre d'espèces classées en « A surveiller » et « Précaire » ayant une probabilité de présence supérieure à 0,25. Ces espèces sont les plus menacées. En situation défavorable, nous avons moins de vingt espèces possibles alors qu'en situation favorable on approche les 55 espèces (Figure 41). En considérant que ces scénarios ne sont pas totalement extrêmes, nous avons étendu l'échelle de 0 à 10, utilisée déjà dans méthode INDIGO® et d'autres travaux de l'équipe, à un intervalle entre 10 et 60 espèces (Tableau 42).

Tableau 42 : Echelle de notation de l'indicateur « Valeur Patrimoniale », chaque note est attribuée pour un nombre d'espèces correspondant à la somme des espèces classées en « À surveiller » et classées en « Précaire » ayant une probabilité de présence supérieure à 0,25.

		Indicateur "Valeur Patrimoniale"										
Note de l'indicateur		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre d'espèces classées en "À surveiller" et "Précaire"		10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60

2 Transformation des sorties en vue d'une évaluation du service valeur pollinisatrice

La pollinisation est le mode de reproduction privilégié des plantes angiospermes et gymnospermes. Elle est considérée comme un service intrant qui contribue à la fourniture de ressources et au maintien physico-chimique de la production agricole (Leroux & al., 2008). Nous nous sommes intéressés à la pollinisation effectuée par les insectes pollinisateurs que sont les abeilles, les bourdons et les syrphes. Dans les travaux présentés dans l'article Ricou et al (2014), il est question d'un calculateur indépendant permettant d'estimer la valeur pollinisatrice d'une bordure de champ en fonction de sa composition floristique.

L'intérêt de la transformation des sorties est ici d'opérer une liaison entre le calculateur permettant de prédire la présence d'une espèce végétale et ces travaux. Pour cela nous avons utilisé les valeurs pollinisatrices calculées pour chaque espèce végétale. La liste d'espèces utilisée fut la même pour l'ensemble de nos travaux. Afin de transformer les sorties en un indicateur, il a fallu déterminer les bornes de notre échelle de notation. Pour cela nous avons tout d'abord étudié la distribution des valeurs pollinisatrices pour chaque espèce au sein de la base de données en fonction des insectes pollinisateurs étudiés (Figure 42). Nous pouvons observer de manière générale une chute du nombre d'espèces lorsque la valeur pollinisatrice est supérieure à 6. Nous avons donc choisi comme seuil de prendre en compte le nombre d'espèces dont la valeur pollinisatrice est supérieure à 6 (Choix des abeilles).

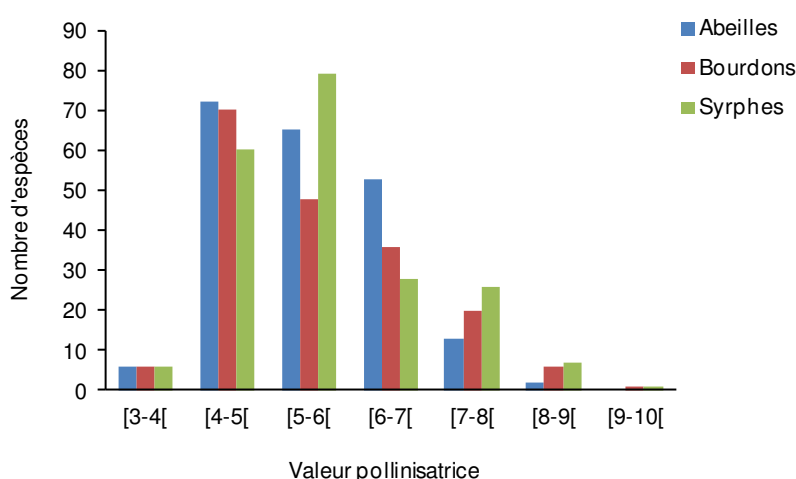


Figure 42 : Distribution des valeurs pollinisatrices des espèces végétales au sein de la base de données en fonction des insectes pollinisateurs.

Ensuite afin de déterminer les bornes de notre échelle de notation, nous avons procédé comme pour l'indicateur valeur patrimoniale en utilisant les itinéraires techniques utilisés dans le cadre de l'analyse de sensibilité (Tableau 11) afin d'observer la réponse du modèle de prédiction au sujet des valeurs pollinisatrices. Les résultats sont présentés dans la Figure 43.

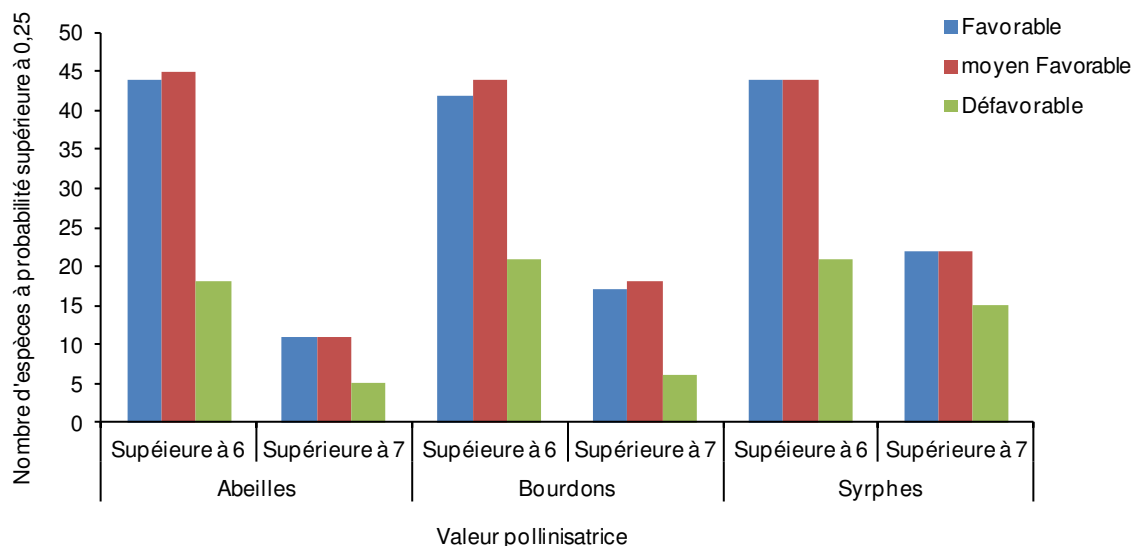


Figure 43 : Nombre d'espèces messicoles à valeur pollinisatrice supérieure à 6 et supérieure à 7 dont la probabilité de présence est supérieure à 0,25 en fonction des simulations réalisées à l'aide des scénarios « Favorable », « moyen Favorable » et « Défavorable ».

Pour définir notre échelle de notation, nous avons décidé de prendre en compte le nombre d'espèces dont la valeur pollinisatrice est calculée à l'aide de l'indicateur « Abeilles » qui est l'indicateur de référence. Ce choix s'explique également par des résultats assez similaires entre les trois indicateurs. Nous utilisons le nombre d'espèces dont la valeur pollinisatrice est supérieure à 6, plutôt que 7 au vu de la distribution sur la Figure 42 et dont la probabilité de présence est supérieure à 0,25 pour définir l'échelle de notation de l'indicateur « Valeur Pollinisatrice ».

En situation défavorable, nous avons 16 espèces possibles alors qu'en situation favorable on approche les 45 espèces (Figure 42). En considérant que ces scénarios ne sont pas totalement extrêmes, nous avons étendu l'échelle de 0 à 10, à un intervalle entre 10 et 50 espèces (Tableau 43).

Tableau 43 : Echelle de notation de l'indicateur « Valeur Pollinisatrice », chaque note est attribuée pour un nombre d'espèces dont la valeur pollinisatrice calculée avec l'indicateur « Abeille » est supérieure à 6 et dont la probabilité de présence est supérieure à 0,25.

Note de l'indicateur	Indicateur "Valeur Pollinisatrice"										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre d'espèces à valeur pollinisatrice supérieure à 6	10	14	18	22	26	30	34	38	42	46	50

La notation pour les bordures de champs dans le cadre de l'évaluation du service valeur pollinisatrice est en fait l'évaluation d'un potentiel disponible pour le pollinisateur en termes de qualité de la bordure. Il n'y a pas d'informations au sujet de la réalisation réelle du service et si celui-ci est réalisé ou non. L'objectif plus tard sera d'intégrer une méthode permettant d'estimer l'abondance des espèces et son effet pour affiner la prédiction du potentiel pollinisateur de la bordure.

3 Présentation de l'outil

Nous avons développé deux calculateurs pour calculer la probabilité de présence des espèces. Un calculateur sert à calculer la probabilité de présence des espèces dans les bordures « préexistantes » l'autre la probabilité de présence des espèces dans les bordures « implantées » séparant la culture d'une bordure « préexistante ». Ces deux calculateurs sont identiques dans leur construction et utilisation, seul le calculateur concernant les bordures « implantées » comprend un module supplémentaire permettant de calculer une probabilité de présence en fonction des conditions d'implantation de la bordure. Nous présenterons ici uniquement le calculateur concernant les bordures « préexistantes ». Le calculateur se présente sous la forme d'un fichier Excel comprenant différents onglets concernant à la fois la saisie des données d'entrée du modèle, la visualisation et l'analyse des résultats, le calcul des probabilités et les paramètres de chaque module permettant les différents calculs. La structure générale du calculateur concernant les bordures préexistantes est présentée dans la Figure 44, les encadrés en noir correspondants aux onglets.

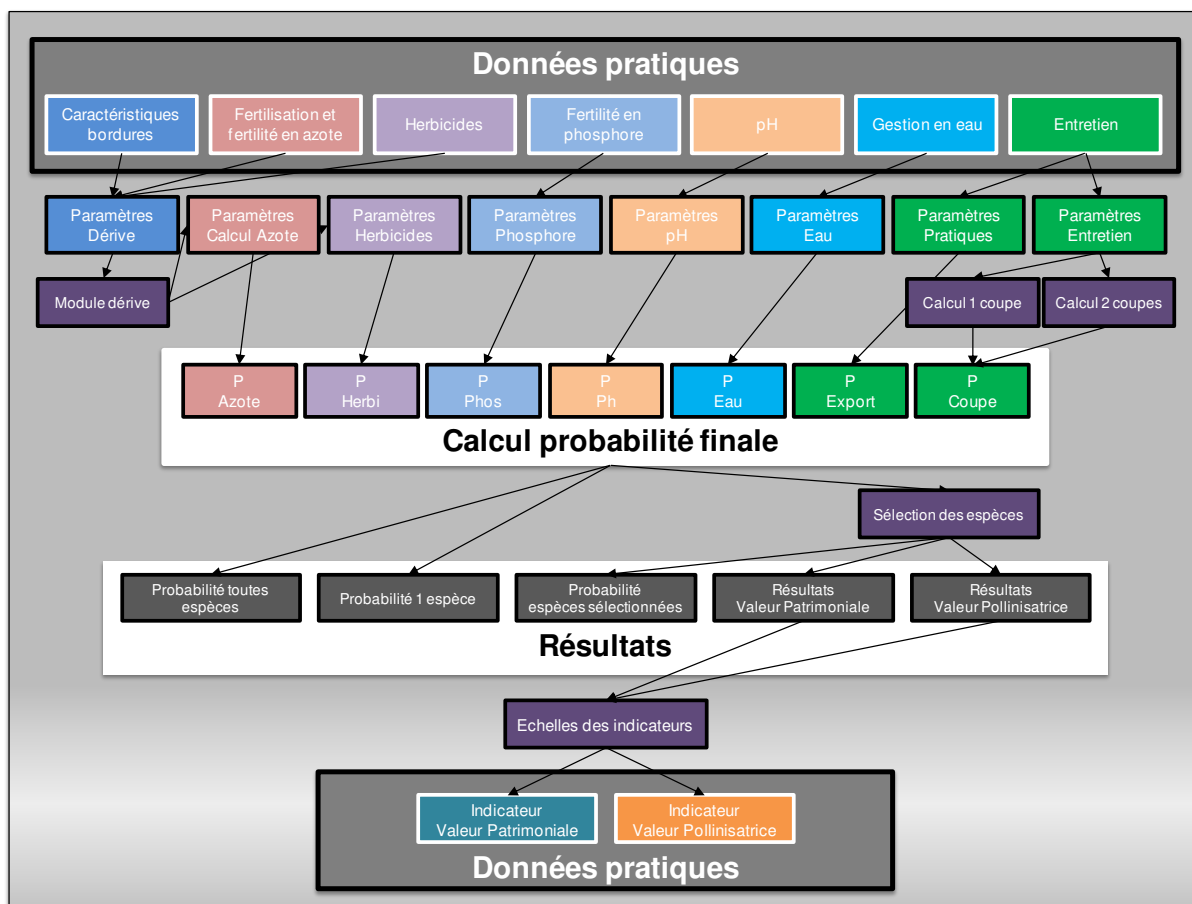


Figure 44 : Structure générale du calculateur (Les encadrés en noir correspondent à des onglets du calculateur. Les encadrés en blanc correspondent à des éléments des onglets).

3.1 La saisie des données

Le premier onglet « Données pratiques » est destiné à la saisie des données d'entrée et à la présentation des notes des deux indicateurs que sont la « Valeur Patrimoniale » et la « Valeur Pollinisatrice ».

Il se présente sous la forme de différentes lignes qui concernent pour chacune d'elles une seule parcelle sur laquelle est appliqué un ensemble de pratiques dont les paramètres sont regroupés en colonne. Seules les colonnes non grisées sont destinées à la saisie des informations qui se fait soit par sélection dans une liste soit par saisie numérique manuelle.

Il est possible de saisir et lancer 40 simulations indépendantes pour 40 parcelles différentes. Les colonnes sont rassemblées en groupes concernant un module et donc un calcul de probabilité spécifique dans certains cas.

Le premier groupe concerne la saisie des informations inhérentes aux caractéristiques de la bordure (Figure 45). Nous y saisissons sa largeur, la largeur d'une bordure implantée si elle existe, son type de sol, sa profondeur et pour finir sa nature calcaire ou non.

Données Pratiques															
Parcelle	Caractéristiques de la bordure			Entretien											
	Largeur	Largeur +	Largeur totale	Type de sol	Profondeur	Calcaire	Export	Décade fauche 1	Décade fauche 2	Date 1	Date 2	Quantité épandue kg/ha	Outils	Dérive en kg/ha	Présence bordure implantée
Parcelle 1	2	0	2	Argile lourde	Profond	Oui	Oui	20	0	11_au_21_juil	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 2	2	0	2	Limoneux	Moyen	Oui	Non	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 3	2	0	2	Limoneux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 4	2	0	2	Limoneux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 5	2	0	2	Limoneux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 6	2	0	2	Limoneux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 7	2	0	2	Limoneux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 8	2	0	2	Limoneux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 9	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 10	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 11	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 12	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 13	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 14	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 15	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 16	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 17	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 18	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 19	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 20	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 21	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 22	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 23	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 24	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 25	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 26	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 27	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 28	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 29	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 30	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 31	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 32	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 33	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 34	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 35	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 36	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 37	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 38	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 39	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non
Parcelle 40	2	0	2	Sablo-argileux	Moyen	Oui	Oui	0	0	0	0	0	MSD	0	Non

Figure 45 : Copie d'écran qui présente l'onglet concernant la saisie des données d'entrée

Le second groupe de colonnes concerne le module « Entretien » où l'on saisit la présence ou non d'un « Export » puis la ou les dates de fauche en « Décade » dont la correspondance en jours s'affiche dans les colonnes grisées adjacentes.

Le troisième groupe concerne la « Fertilisation et la fertilité du sol en Azote ». Nous y saisissons la quantité d'azote épandue sur la parcelle cultivée en sélectionnant le type d'outil dont l'acronyme est expliqué dans la partie concernant la dérive des substances (cf. 2^{ème} partie paragraphe 5.3). S'il y a une bordure implantée, le champ grisé correspondant indiquera « Oui » et il faudra alors sélectionner l'information correspondante à son historique dans la colonne à cet effet. Si il n'y a pas de bordure implantée, il faut faire attention au fait que la cellule correspondante à l'historique soit bien sur « 0 ». Dans l'ensemble des colonnes grisées de ce module, on retrouve les informations résultant du calcul de dérive et de l'estimation de la fertilité du sol en azote.

Le module suivant concerne la « Gestion en eau » où il faut sélectionner les informations concernant la présence ou l'absence d'un « Drainage », de la présence d' « Irrigation » et son « Intensité ». Les informations des colonnes grisées renseignent sur la classe d'humidité du sol déterminée à partir du type de sol sélectionné dans les « Caractéristiques de la bordure ».

Les informations liées aux traitements « Herbicides » font suite au module concernant la « Gestion en eau ». Nous pouvons saisir les données concernant jusqu'à trois traitements herbicides. On sélectionne dans « Traitement » le nom commercial du produit utilisé. En cas d'absence de celui-ci dans la liste, il est conseillé de sélectionner le nom d'un autre produit dont l'action serait similaire. La « Dose seuil », colonne grisée, correspond à la dose homologuée. Il est important de saisir ensuite dans la colonne « Dose », la dose épandue et de sélectionner l'outil qui a été utilisé avec (LB) ou sans buse antidérive (L).

La colonne suivante correspond à la détermination du type de sol en fonction de sa « Fertilité en Phosphore du sol ».

La dernière colonne concernant l'entrée des données est destinée à la saisie du « pH » du sol en valeur numérique.

Enfin, les deux dernières colonnes de ce premier onglet présentent les notes des indicateurs « Valeur patrimoniale » et « Valeur pollinisatrice ».

3.2 Les résultats

Les résultats sont présentés dans les onglets situés après celui concernant l'entrée des « Données Pratiques ».

Le premier « Résultats Valeur Patrimoniale » permet de visualiser de manière générale par parcelle, les probabilités minimum et maximum observées pour la simulation, le *nombre d'espèces* dont la probabilité est supérieure à 0,25 , 0,50 et 0,75 ainsi que la probabilité des espèces messicoles classées en « Encore abondante », « à surveiller », « précaire » et « Disparu » dont la probabilité est supérieure à 0,25. Le dernier encadré « Indicateur » comprend les informations permettant de calculer l'indicateur « Valeur Patrimoniale » (Figure 46).

1 Résultats Valeur Patrimoniale										
Probabilité		Nombre Total			Nombre de Messicoles				Indicateur	
		Nombre d'espèces à probabilité			Encore Abondante	à surveiller	précaire	Disparu	Nombre d'espèces "à surveiller" et "précaire"	
Minimum	Maximum	> 0,25	> 0,5	> 0,75	Probabilité supérieure à 0,25				Probabilité supérieure à 0,25	
6 Favorable	0,00	0,66	103	25	0	1	15	30	4	45
7 moyen Favorable	0,00	0,66	206	61	0	1	19	35	5	54
8 Défavorable	0,00	0,66	85	4	0	0	2	15	2	17
9 Parcelle 4	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
10 Parcelle 5	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
11 Parcelle 6	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
12 Parcelle 7	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
13 Parcelle 8	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
14 Parcelle 9	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
15 Parcelle 10	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
16 Parcelle 11	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
17 Parcelle 12	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
18 Parcelle 13	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
19 Parcelle 14	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
20 Parcelle 15	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
21 Parcelle 16	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
22 Parcelle 17	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
23 Parcelle 18	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
24 Parcelle 19	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
25 Parcelle 20	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
26 Parcelle 21	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
27 Parcelle 22	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
28 Parcelle 23	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
29 Parcelle 24	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
30 Parcelle 25	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26
31 Parcelle 26	0,00	0,90	238	155	19	8	11	15	3	26

Figure 46 : Copie d'écran qui présente l'onglet concernant les « Résultats Valeur Patrimoniale »

Le second onglet « Résultats Valeur Pollinisatrice » regroupe les résultats concernant l'indicateur pollinisation. Pour chaque parcelle, nous avons le nombre d'espèces dont la probabilité est supérieure à différents seuils (0,25 et 0,5) en fonction de leur valeur pollinisatrice (Supérieure à 6 et supérieure à 7) calculée pour les abeilles, les bourdons et les syrphes (Figure 47).

La dernière colonne « Indicateur » correspond au nombre d'espèces dont la valeur pollinisatrice calculée avec l'indicateur Abeille est supérieure à 6 et ayant une probabilité supérieure à 0,25. C'est à partir de ce nombre que le calcul de l'indicateur « Valeur pollinisatrice » est déterminé.

1 Résultats Valeur Pollinisatrice													
2													
3													
4													
	Valeur Indicateur Abeilles				Valeur Indicateur Bourdons				Valeur Indicateur Syrphes				Indicateur
	Nombre d'espèces à Proba > 0,25		Nombre d'espèces à Proba > 0,5		Nombre d'espèces à Proba > 0,25		Nombre d'espèces à Proba > 0,5		Nombre d'espèces à Proba > 0,25		Nombre d'espèces à Proba > 0,5		Nombre d'espèces à probabilité supérieure à 0,25
	Valeur Pollinisatrice > 6	Valeur Pollinisatrice > 7	Valeur Pollinisatrice > 6	Valeur Pollinisatrice > 7	Valeur Pollinisatrice > 6	Valeur Pollinisatrice > 7	Valeur Pollinisatrice > 6	Valeur Pollinisatrice > 7	Valeur Pollinisatrice > 6	Valeur Pollinisatrice > 7	Valeur Pollinisatrice > 6	Valeur Pollinisatrice > 7	Valeur Pollinisatrice supérieure à 6
5 Favorable	23	6	6	2	17	9	3	3	19	10	3	2	23
7 moyen Favorable	45	11	14	4	44	18	13	6	44	22	13	6	45
8 Défavorable	18	5	1	0	21	6	2	1	21	15	2	1	18
9 Parcelle 4	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
10 Parcelle 5	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
11 Parcelle 6	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
12 Parcelle 7	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
13 Parcelle 8	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
14 Parcelle 9	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
15 Parcelle 10	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
16 Parcelle 11	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
17 Parcelle 12	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
18 Parcelle 13	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
19 Parcelle 14	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
20 Parcelle 15	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
21 Parcelle 16	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
22 Parcelle 17	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
23 Parcelle 18	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
24 Parcelle 19	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
25 Parcelle 20	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
26 Parcelle 21	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
27 Parcelle 22	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
28 Parcelle 23	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
29 Parcelle 24	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51
30 Parcelle 25	51	11	34	6	46	19	29	12	50	27	30	14	51

Figure 47 : Copie d'écran qui présente l'onglet concernant les « Résultats Valeur Pollinisatrice »

L'onglet « Probabilité toutes espèces » correspond à la présentation des probabilités de l'ensemble des espèces.

Dans le suivant « Probabilité 1 espèce » nous pouvons observer les résultats obtenus pour une espèce en particulier par parcelle et pour chacun des modules. Nous pouvons ainsi étudier la réponse d'une espèce en fonction des modules et déterminer la provenance de la probabilité minimale obtenue.

Dans l'onglet « Sélection des espèces » nous pouvons sélectionner les espèces pour lesquelles nous désirons faire un calcul de probabilité. Après cette sélection, seules les probabilités des espèces sélectionnées sont prises en compte et visibles dans les onglets « Résultats Valeur Patrimoniale », « Résultats Valeur Pollinisatrice » et le dernier onglet concernant les résultats « Probabilité espèces sélectionnées ».

3.3 Le calcul des indicateurs

L'onglet « Echelles des indicateurs » est le quatrième onglet du calculateur et regroupe les échelles de notation et les paramètres permettant les calculs des indicateurs « Valeur Patrimoniale » et « Valeur Pollinisatrice » dont les résultats sont visibles dans l'onglet « Données Pratiques » et ce dans les deux dernières colonnes (Figure 48).

Données Pratiques													
Parcelle	Herbicides				Fertilité en Phosphore du sol				pH	Indicateur Valeur Patrimoniale		Indicateur Valeur Pollinisatrice	
	Dose seuil (l/ha ou kg/ha)	Dose (l/ha ou kg/ha)	Outils	Traitement 3	Dose seuil (l/ha ou kg/ha)	Dose (l/ha ou kg/ha)	Outils	Catégorie de sol		Note	Note	Note	Note
5	Favorable	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,25	8,75
6	moyen Favorable	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,25	8,75
7	Défavorable	3	3	L	0	0	0	L	Riche à très riche	7	1,4	2	2
8	Parcelle 4	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
9	Parcelle 5	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
10	Parcelle 6	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
11	Parcelle 7	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
12	Parcelle 8	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
13	Parcelle 9	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
14	Parcelle 10	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
15	Parcelle 11	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
16	Parcelle 12	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
17	Parcelle 13	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
18	Parcelle 14	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
19	Parcelle 15	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
20	Parcelle 16	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
21	Parcelle 17	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
22	Parcelle 18	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
23	Parcelle 19	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
24	Parcelle 20	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
25	Parcelle 21	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
26	Parcelle 22	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
27	Parcelle 23	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
28	Parcelle 24	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
29	Parcelle 25	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
30	Parcelle 26	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
31	Parcelle 27	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
32	Parcelle 28	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
33	Parcelle 29	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
34	Parcelle 30	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
35	Parcelle 31	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
36	Parcelle 32	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
37	Parcelle 33	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
38	Parcelle 34	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10
39	Parcelle 35	0	0	L	0	0	0	L	Equilibré	7	3,2	3,2	10

Figure 48 : Copie d'écran qui présente la situation des résultats concernant le calcul des indicateurs « Valeur patrimoniale » et « Valeur pollinisatrice » dans l'onglet « Données Pratiques ».

3.4 Le calcul des probabilités

Après les onglets concernant les différents résultats, nous avons sept onglets correspondant chacun aux calculs de la probabilité de présence des espèces selon une pratique.

Il y a « P Coupe » qui regroupe les probabilités finales qu'il y ait soit une coupe ou soit deux coupes. Ces probabilités sont calculées pour une coupe dans l'onglet « Calcul 1 coupe » et pour deux coupes dans l'onglet « Calcul 2 coupes ».

L'onglet « P Herbi » concerne le résultat des calculs de probabilité en fonction des substances herbicides.

L'onglet « P Phos » regroupe les probabilités calculées selon le module « Fertilité en phosphore du sol ».

« P Azote » présente les résultats des calculs de probabilité en fonction des substances fertilisantes, de leur dérive et de leur concentration dans le sol.

« P Export » concerne les résultats du calcul de probabilité selon qu'il y ait ou non exportation des foins lors d'une fauche.

« P Ph » est l'onglet destiné aux résultats des calculs concernant le pH du sol.

Enfin, « P Eau » regroupe les résultats des calculs de probabilité en fonction du module « Gestion en eau ».

Il y a un onglet supplémentaire « P IMPL » présent uniquement dans le calculateur « Bordure implantée » regroupant les résultats du calcul de probabilité pour les modalités d'implantation.

3.5 Les paramètres

Les derniers onglets sont au nombre de neuf et concernent le paramétrage des différents modules. Là encore, il existe un dixième onglet uniquement présent dans le calculateur concernant la bordure implantée regroupant les paramètres inhérents au calcul de la probabilité en fonction des modalités d'implantation.

Il y a « Paramètres calcul eau » qui regroupe les probabilités pour chaque indice d'Ellenberg en fonction des classes d'humidité du sol. Dans « Paramètres entretien », on retrouve les paramètres concernant les décades de remobilisation des ressources des espèces ainsi que leurs caractéristiques en termes de période de floraison et de classification de Raunkiær ainsi que monocotylédone et dicotylédone. « Paramètre Dérive » regroupe les paramètres permettant le calcul de la dérive pour chacun des outils pouvant être utilisés lors de l'épandage des substances fertilisantes ou des herbicides. « Module Dérive » est l'onglet dans lequel est effectué le calcul de la dérive pour chacun des modules pour lesquelles il peut y avoir dérive. Il y a les résultats concernant l'azote et les trois traitements herbicides. « Paramètres Herbicides » comprend l'ensemble des paramètres nécessaires au calcul du module herbicide. Nous retrouvons les efficacités moyennes des herbicides sur les espèces en fonction de l'action de l'herbicide (AD : Anti-dicotylédone ; ADG : Anti-dicotylédone – Anti-graminée ; AG : Anti-graminée), la classe des espèces selon Raunkiær (Ge : Géophyte ; Th : Thérophyte ; He : Hémicryptophyte) et monocotylédone/dicotylédone. La liste des produits commerciaux regroupe leur dose homologuée, leur action et leur efficacité moyenne totale. Enfin nous retrouvons en bas de la feuille de cet onglet, l'attribution des seuils pour le calcul de probabilité par traitement afin de déterminer l'efficacité finale de l'herbicide utilisé. L'onglet « Paramètres Pratiques » concentre les informations générales permettant d'instruire les listes comprises dans l'onglet concernant les « Données pratiques » ainsi que les règles destinées au calcul du module « Export ». « Paramètres Phosphore » regroupe les probabilités spécifiques pour chaque valeur de l'indice de sensibilité développé par Franck Pervanchon en

fonction des classes de sol selon leur enrichissement en phosphore. Dans l'onglet « Paramètres calcul N » nous avons l'ensemble des informations permettant le calcul de probabilité selon la fertilisation et la fertilité du sol en azote. Ainsi nous y retrouvons les paramètres des courbes permettant d'estimer la probabilité d'une espèce selon sa sensibilité à la fertilisation en azote en utilisant les indices d'Ellenberg et les valeurs de minéralisation annuelle d'un sol provenant de l'indicateur INDIGO ©. Le dernier onglet « Paramètres calcul Ph » regroupe l'ensemble des informations permettant le calcul de probabilité selon le pH du sol. D'autres paramètres des courbes permettent d'estimer la probabilité d'une espèce selon sa sensibilité au pH en utilisant les indices d'Ellenberg.

DISCUSSION GENERALE

L'objectif de ce travail de thèse était de créer un indicateur basé sur un modèle opérationnel afin d'évaluer les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité et plus précisément sur deux services rendus qui sont la pollinisation et la valeur patrimoniale de la flore. Il a abouti au développement d'un calculateur simple d'utilisation, demandant peu de variables d'entrée et permettant d'évaluer l'effet d'un itinéraire technique de la parcelle cultivée et du mode de gestion sur les deux services à étudier.

1 Les apports du travail réalisé

Nous avons développé deux indicateurs prédictifs permettant d'évaluer les effets des pratiques agricoles et du milieu sur des services rendus par la biodiversité qui sont la pollinisation et la valeur patrimoniale. Nous avons effectué cette évaluation en utilisant la diversité spécifique végétale des bords de champs.

Ces deux services liés à la diversité végétale sont évalués à l'aide d'un calculateur permettant de donner une probabilité de présence pour plus de 300 espèces végétales herbacées et à fleurs que l'on retrouve dans le paysage agricole. La simulation des effets des systèmes de culture sur un grand nombre d'espèces végétales nécessite de connaître les valeurs des paramètres pour chacune d'entre elles. La base de données utilisée est donc conséquente et a un taux de remplissage plutôt acceptable. Il est certain que la base pourrait être complétée par plus d'espèces. Cependant, ce nombre est supérieur à d'autres outils comme « FlorSys » (Gardarin et al., 2012; Munier-Jolain et al., 2013) développé par l'INRA-Dijon (UMR Agroécologie), qui compte actuellement 16 espèces et bientôt 7 supplémentaires (Colbach com. pers.). Butler et al. (2009) ont évalué l'effet des pratiques sur 190 espèces végétales concernant uniquement des dicotylédones. En revanche si « FloraPredict » (Pervanchon, 2004; Amiaud et al., 2005) présente une base contenant plus de 2900 espèces végétales, le taux de remplissage reste plutôt faible pour nombre d'entre elles.

Au-delà de proposer comme « FloraPredict » ou « FlorSys » un modèle permettant de simuler les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité, nous avons apporté une dimension supplémentaire à l'étude en intégrant un calculateur permettant d'évaluer un nouveau service qu'est la pollinisation. Il faut préciser que dans le cadre de ce travail d'évaluation, notre

indicateur rend compte d'un potentiel floristique, d'une qualité de bordure, disponible pour les insectes pollinisateurs. Ce potentiel est évalué en étudiant l'influence de différents critères floristiques (la taille et la forme de la fleur, la couleur, la composition du pollen etc.) dans l'attraction des espèces pollinisatrices. Il prend en compte les différents niveaux d'exigences variables qui subsistent entre les quatre groupes de pollinisateurs étudiés que sont les abeilles domestiques, les abeilles sauvages, les bourdons et les syrphes. Ces différentes espèces ne sont pas attirées par les mêmes fleurs. Les espèces à langues courtes comme les abeilles domestiques ou les syrphes auront tendance à butiner des espèces de fleurs à corolle peu profonde (Fontaine et al., 2006; Decourtye et al., 2007) en opposition aux bourdons dont la longue langue leur permet d'être plus généralistes (Pouvreau and Marilleau, 1980). Au sujet de la couleur, les abeilles et les bourdons qui ont globalement la même vision seront plus volontiers attirés par le bleu ou le violet (Lefebvre, 2004), alors que pour les syrphes il s'agira du jaune ou du blanc (Arnold et al., 2009). Ces différences nous ont amenés à structurer la construction de notre indicateur en trois parties correspondant aux trois facteurs entrant dans le processus de pollinisation que sont l'attraction visuelle, pour tester si l'insecte va détecter et être attiré par la fleur, l'accessibilité à la fleur, pour tester si l'insecte pourra entrer dans la fleur et la récompense florale, pour tester si les ressources offertes par la fleur sont intéressantes pour les pollinisateurs. Comme il existe des différences de choix entre les groupes d'insectes, nous avons construit trois indicateurs dont un indicateur « abeilles » (abeilles domestiques et sauvages), un indicateur « bourdons » et un indicateur « syrphes ». L'indicateur de référence est l'indicateur « abeilles » et à partir de celui-ci, les notes attribuées à la forme de la corolle diffèrent pour l'indicateur « bourdons » et celles attribuées à la couleur de la fleur diffèrent pour l'indicateur « syrphes » les autres critères étant supposés équivalents à ceux de l'indicateur « abeilles » par manque d'informations.

Cet indicateur de valeur pollinisatrice ne renseigne pas sur la réalisation réelle du service mais fournit une information permettant de savoir s'il est plus ou moins favorisé par la diversité spécifique présente au sein de la bordure étudiée. Cet indicateur de valeur pollinisatrice novateur peut être utilisé dans sa forme actuelle ou être couplé, en utilisant le calcul de la valeur pollinisatrice de chaque espèce, à d'autres modèles de prédiction. Cela a d'ailleurs été réalisé dans le cadre du développement du modèle « FlorSys » et des travaux de Mézière et al. (2014).

Bockstaller et al. (2011) ont réalisé un état des lieux sur l'existence des méthodes d'évaluation basées sur des modèles opérationnels. Sur une dizaine d'outils seulement trois traitent des pollinisateurs. Ainsi, Jeanneret et al. (2006) et Messéan et al. (2010) ont développé des indicateurs plus rudimentaires que le nôtre évaluant les effets des pratiques agricoles sur les pollinisateurs basés respectivement sur une somme de scores notant les pratiques et des arbres de décision totalement qualitatifs. Butler et al. (2009), dans le cadre du développement d'une méthode assignant des scores de risques à différents éléments du milieu, ont travaillé seulement sur leur capacité à répondre aux besoins des bourdons. Pour étudier ces besoins en sources de nourriture, ils ne distinguent que la présence ou l'absence de familles floristiques favorables. Nous avons quant à nous étudié les effets des pratiques agricoles sur un grand nombre d'espèces végétales, favorables ou non et via leur présence sur quatre groupes d'espèces que sont les abeilles domestiques, les abeilles sauvages, les syrphes ainsi que les bourdons afin d'être exhaustifs dans notre étude. Il existe d'ailleurs peu d'indicateurs prédictifs opérationnels de ce genre sur les plantes jusqu'à maintenant. Le modèle « FlorSys » est un modèle de simulation complexe et quantitatif avec un grand nombre de variables d'entrées simulant le stock semencier initial (densité de semences de chaque espèce dans le sol et leur répartition verticale), des facteurs pratiques (travail du sol, fertilisation...) et l'environnement pédoclimatique (température, pluviométrie...), et les effets sur la culture. Pour concevoir notre modèle de prédiction nous nous sommes appuyés sur celui de Pervanchon (2004) développé en milieu prairial avec une prédiction de probabilité de présence sans aller jusqu'à simuler la croissance et le devenir comme dans « Florsys ».

Dans ses travaux, Franck Pervanchon distinguait les effets des facteurs pratiques des effets des facteurs concernant le milieu. Nous avons revu cette méthodologie. On ne peut séparer l'effet d'une pratique et l'effet d'un facteur du milieu surtout lorsque l'un et l'autre opèrent en interaction. C'est l'une des innovations que nous avons apportées en procédant à l'intégration de l'effet croisé de facteurs concernant les pratiques et des facteurs concernant le milieu lorsque ceux-ci ont un lien avéré au regard de la littérature. Par exemple, la fertilisation en azote entraîne un enrichissement du sol en azote. Ce même sol met à disposition pour les espèces végétales une quantité d'azote fournie par le biais de la minéralisation et ses mécanismes biologiques. Ces deux concentrations cumulées aboutissent à une quantité globale d'azote disponible pour la végétation. C'est cette quantité globale que nous avons estimée en croisant et en intégrant l'effet de la pratique et du milieu pour effectuer notre

calcul de la probabilité. De la même manière, la fauche et l'exportation des foins ont un effet sur l'appauvrissement ou l'enrichissement d'un sol en azote. Nous avons là encore procédé à une estimation de ces effets en croisant ces deux facteurs différents. D'autres interactions existent, comme l'influence des amendements calcaires ou même de la fertilisation sur l'acidification d'un sol et donc de son pH. Néanmoins, pour rester dans le cadre du développement d'un outil simple d'utilisation et de construction, il nous a semblé raisonnable quand cela se justifiait de ne pas complexifier ce travail en intégrant trop d'interactions entre les modules de calcul.

Ce travail a été réalisé à l'échelle de la bordure de champ, élément faisant partie intégrante du paysage agricole. La proximité de cette structure végétalisée vis-à-vis de la parcelle cultivée la rend sensible aux pratiques qui y sont appliquées (Le Coeur et al., 1997). Nous avons donc ajouté de nouvelles pratiques et développé de nouvelles approches pour estimer leurs effets. Ainsi en bordure comme nous l'avons vu, les espèces sont sujettes à la dérive des intrants qu'il nous a fallu modéliser. Ce module « Dérive » est une nouveauté et de par sa construction simple peut être sujet à des évolutions au regard du développement des techniques d'épandages. Nous prenons par ailleurs en compte différentes substances et outils. Nous avons à ce sujet ajouté un module permettant d'estimer l'effet de la dérive des herbicides et de leurs actions sur les espèces des bordures. La dérive de ces substances et leurs effets ont été très étudiés et la quantité de travaux présents dans la littérature au sujet de la modélisation de la dérive ou des effets des substances le montre (de Snoo and van der Poll, 1999; Schippers and Joenje, 2002; Brown et al., 2004). Les bordures de champs peuvent être de différents types (Baudry et al., 1998), soit préexistantes (implantées depuis de nombreuses années) soit récemment implantées comme peuvent l'être les bandes fleuries par exemple. Nous avons intégré là encore un nouveau module inhérent aux conditions d'implantations de la flore dans un calculateur dédié à ce type de bordures.

Notre indicateur prédictif permet donc de tester des ITK (itinéraires techniques) différents (jusqu'à 40 simulations indépendantes) appliqués sur la parcelle cultivée et sur la bordure pour estimer leurs effets sur la diversité spécifique des bordures de champs et deux de leurs services en aboutissant à des indicateurs lisibles. Le modèle de calcul derrière ces indicateurs est opérationnel dans le sens où les données d'entrée pour le faire fonctionner sont faciles à renseigner. Cependant il est nécessaire d'avoir une connaissance du sol et de ces

caractéristiques. Pour certains paramètres comme le pH ou la fertilité d'un sol, l'agriculteur effectue ces mesures au centre de la parcelle et non en bordure. Ceci oblige à poser l'hypothèse que les conditions de sol de bordure sont similaires à celles du sol de la parcelle cultivée. Pour les variables pédologiques de base comme le taux d'argile cela peut être acceptable. Pour des variables plus dépendantes des pratiques (taux de MO, d'azote, de phosphore, etc.) cela peut se discuter en raison de la précision des épandages et des quantités moindres en bord de parcelle.

2 Discussion sur la méthode

2.1 Modèle de prédiction de probabilité de présence des espèces végétale

2.1.1 Construction du modèle

Pour construire notre modèle nous avons procédé à la sélection de facteurs concernant les pratiques et le milieu par analyse bibliographique et à dire d'expert. Ce choix est cornélien car il est difficile en tant qu'écologue de chercher à prédire la présence d'espèces végétales à partir d'un faible nombre de facteurs, choisis pour leurs effets certes mais aussi pour leur simplicité de modélisation. A cela s'ajoute que ce type de construction est tributaire de la disponibilité des informations au sujet des pratiques agricoles et des différents facteurs du milieu ayant une influence réelle ou relative sur la diversité floristique.

Il existe une alternative qui nécessite la constitution ou l'accès à des bases de données conséquentes pour pouvoir pratiquer de manière statistique une sélection de tels facteurs. C'est la fouille de données, ou « Data Mining », utilisée par Clergué (2008) et dans le cadre d'un travail de thèse en cours au sein de notre équipe effectué par Rouabah Abdelhak pour le projet Casdar Entomophage. On reste donc tributaire de l'existence et de l'accessibilité des données qui ne permettent pas non plus de balayer tous les champs du possible. Bien que la recherche sur les effets de l'agriculture sur la biodiversité ait effectué de grands progrès depuis ces dernières décennies, certains effets complexes sont encore peu renseignés ou les données existantes ne sont pas accessibles.

2.1.2 Evaluation du modèle

Du point de vue méthodologique, un tel travail de conception de modèle se doit d'être suivi par une phase d'évaluation (Bockstaller et al., 2008b). Pour cela on effectue tout d'abord une

analyse de sensibilité pour vérifier que la construction du modèle le rend sensible à différentes données d'entrée. C'est ce que nous avons réalisé en simulant dans notre modèle trois itinéraires techniques différents correspondant à trois niveaux d'intensification. Chaque module a donc été renseigné en conséquence avec des informations correspondant à des pratiques plutôt extensives dans le cadre du scénario « Favorable » et très intensives dans le cadre du scénario « Défavorable », le « moyen-Favorable » correspondant à une moyenne entre les deux. Les résultats obtenus ont montré que la majorité des modules étaient sensibles à l'entrée de différentes données correspondant à des itinéraires techniques basiques représentatifs de ces trois niveaux d'intensification. Le scénario « Favorable » permet d'aboutir à un plus grand nombre d'espèces, les probabilités de présence étant souvent élevées, face au scénario « Défavorable » qui par ses paramètres entraînait une forte chute des probabilités de présence et donc du nombre d'espèces présentes. Néanmoins, nous avons constaté que l'un des modules les plus innovants concernant l'effet de la dérive d'herbicide n'était pas très performant. Cette étude de sensibilité a été réalisée en évaluant avant tout la capacité du modèle à être représentatif au point de vue de la richesse spécifique (quantitatif), même si nous avons poussé l'étude jusqu'à une analyse qualitative pour certains traits, il sera intéressant de l'approfondir à ce sujet.

Ensuite et c'est une étape importante, on évalue la qualité prédictive du modèle par la validation en confrontant ses sorties à des données réelles observées sur le terrain. L'évaluation d'un modèle est une étape bien peu souvent réalisée dans ce type de travaux, ce qui implique que malgré un travail de construction intéressant, le fonctionnement du modèle et sa pertinence au point de vue prédictif ne sont pas toujours démontrés et justifiés ce qui peut entraîner une réticence quant à son utilisation. Nous avons procédé à deux types d'approches pour effectuer cette analyse, toutes deux basées sur une comparaison du nombre d'espèces au-dessus d'un seuil de probabilité à une réponse présence/absence. Vu le jeu de données, nous ne pouvions pas faire plus. Il aurait fallu un jeu de données plus grand pour obtenir des fréquences d'observation. Une première descriptive s'est basée sur le calcul d'un taux de vraisemblance (Bockstaller and Girardin, 2003; Bockstaller et al., 2008c) afin d'étudier la cohérence entre les résultats simulés et observés. La seconde est statistique en calculant l'ASC (aire sous la courbe) de la méthode ROC (*Receiver Operating Characteristic*) (Swets, 1988; Makowski and Monod, 2011). Les résultats de nos tests restent dans l'ensemble très moyens et insatisfaisants pour le seuil de probabilité de 0,5.

Néanmoins ceux correspondant à l'étude en micro-parcelles, qui se basent surtout sur le fonctionnement du calculateur concernant l'entretien des bordures, atteignent jusqu'à 70% de vraisemblance dans certains cas ce qui est encourageant quant au développement de ce module. Les résultats de la statistique avec la méthode ROC ont été décevants pour la plupart des cas. Cependant, les résultats de validation du modèle de Pervanchon (2004), n'ont pas été très bons, notamment pour les dicotylédones à fleur sur lesquelles porte notre modèle. Il en est de même pour les travaux de Butler (2009) dont les résultats sur les dicotylédones ne sont pas excellents. Enfin avec d'autres auteurs qui n'ont pas réalisé de validation il est difficile d'étayer la comparaison.

Ces résultats moyens peuvent s'expliquer par différentes raisons liées à la conception (choix des variables), à l'intégration des connaissances et aux données disponibles sur les variables.

Au sujet du choix des variables, nous n'avons en effet pas pris en compte l'ensemble des facteurs connus pour avoir un effet sur la diversité spécifique. Ceux-ci sont nombreux et correspondent pour certains à des processus ayant des effets à des échelles plus ou moins grandes que simplement spécifiques au sein de la bordure. Par exemple, il y a l'ensemble des processus inhérents à la sphère racinaire et à l'acquisition des ressources nutritives, ou les conditions géographiques et météorologiques, les processus de compétition ou de facilitation (espèce favorisant le développement d'une autre espèce) entre espèces et de colonisation, comme pris en compte dans le modèle VEGPOP 2 de Schippers and Joenje (2002). Ce sont des facteurs connus qui ne correspondent pas au cahier des charges du développement d'un indicateur prédictif basé sur un modèle opérationnel de par la difficulté que peut entraîner leur acquisition ou leur modélisation.

L'intégration des connaissances sur les effets des facteurs et des processus dans les algorithmes peut aussi être à l'origine de ces résultats. A ce sujet nous avons repris l'approche utilisant des arbres de décision basée sur la logique floue de Pervanchon (2004). La logique floue est un outil mathématique basé sur le concept de la vérité partielle. Elle permet l'existence de valeurs intermédiaires entre complètement vrai et complètement faux (Keichinger, 2001), cf. Partie 3, Figure 1. La logique floue est donc bien adaptée dans le cadre de développement d'outils d'évaluation lorsque les données quantitatives manquent et où de nombreux critères interagissent. Elle permet d'augmenter la sensibilité d'un indicateur. La

méthode à dire d'expert associée à la logique floue permet d'agrèger l'information de plusieurs critères afin d'obtenir une seule information globale qui tient compte simultanément de chaque critère (Pervanchon, 2004). Quand les données sont insuffisantes et qu'il faut à la fois combiner des informations quantitatives et qualitatives, l'indicateur peut être construit à l'aide d'arbres de décision. La construction de ces arbres permet d'apporter plus de nuances au calcul qu'un produit. Cependant, cette méthodologie a des limites car elle impose l'utilisation d'un nombre de variables limité car sinon il est difficile d'attribuer une note à l'indicateur et celui-ci perd en précision lors de son agrégation (Bockstaller et al., 2008b).

L'interprétation et l'intégration des effets d'une pratique sont réalisées selon la « sensibilité » du scientifique à partir de la littérature et peuvent donc être entachées d'une certaine subjectivité (Aurousseau, 2003). Ici l'exemple le plus probant concerne le développement du module herbicides qui lors de l'analyse de sensibilité n'a pas montré de résultats pertinents. En effet, quels que soient le type d'herbicide et sa dose, seul un faible nombre d'espèces a montré des différences liées à leur sensibilité vis-à-vis de ce facteur, ce qui dénote avec les connaissances existantes au sujet de la dérive de ces substances (de Snoo and van der Poll, 1999). Ce problème peut être dû au choix d'utiliser une efficacité moyenne par espèces en fonction des traits de vie sélectionnés (classification botanique et typologie de Raunkiær). L'efficacité d'un herbicide est souvent évaluée sur des espèces étant à un stade de développement le plus propice. Il y a aussi le fait qu'ici il est question d'une dérive et donc d'une proportion de la quantité initialement épanchée de l'herbicide et non d'une application directe. Pourtant, dans des travaux traitant de ce phénomène, cette dérive d'herbicide a des effets délétères sur la flore malgré des faibles quantités arrivant sur les bordures (Kleijn and Snoeijs, 1997). Il a été également montré que l'effet d'un herbicide sur une espèce pouvait être influencé par la présence d'un couvert végétatif apportant une protection lorsque celle-ci se retrouve au sein d'une communauté d'espèces différentes (Riemens et al., 2009).

Le choix des traits peut être aussi discuté. Dans ce travail, nous avons utilisé principalement la classification botanique et la typologie de Raunkiær, les périodes de pollinisation, ainsi que la taille des graines. Pour le module fauche, nous n'avons pas eu recours à un trait courant qu'est la taille, en considérant que ce trait était trop variable en fonction des conditions du milieu. Le modèle de compétition de Grime (1979) aurait pu être utilisé. Mais dans la pratique, les auteurs sont arrivés à de nombreux cas intermédiaires qui compliquent son utilisation. Gaba et

al (2014) proposent comme nouvelle approche fonctionnelle, au sujet de l'impact des systèmes de culture sur l'environnement, de séparer leurs effets en deux catégories qui concernent, d'une part les perturbations (pratiques ayant des effets physiques et/ou chimiques) définies par leur date d'application et leur fréquence, et d'autre part la disponibilité des ressources vue par l'étude des traits de la culture et de son développement.

Enfin pour expliquer ces résultats, il peut être question de la disponibilité des données sur les variables utilisés. Même si notre base de données possède un taux de remplissage appréciable, certaines données manquent. Par exemple au sujet des indices écologiques d'Ellenberg et al. (1991), il est apparu qu'il manquait des informations pour beaucoup d'espèces. C'est pourquoi nous avons procédé à une analyse comparative entre ces indices et ceux développés par Julve (1998). La comparaison a apporté des résultats acceptables qui ce nous incita à remplir les données manquantes à l'aide de ces indices. Ce procédé reste risqué car même si Julve (1998) s'est inspiré de la méthodologie élaborée par Ellenberg et al. (1991) pour développer ses indices de valence écologique, il se peut que dans l'interprétation de l'effet de certains facteurs il y ait des différences qui entraînent des calculs erronés par la suite.

Au sujet des indices d'Ellenberg et al. (1991), dans l'optique d'élargir l'utilisation de notre modèle à d'autres régions, il faut ajouter qu'ils ont été développés pour des espèces dans un contexte biogéographique qui peut comporter des différences avec des milieux océaniques ou méditerranéens, ce qui pourrait induire des informations erronées sur la réaction d'espèces dans des contextes différents (Amiaud com pers.). Les espèces sont douées d'une plasticité qui fait que dans certaines conditions une espèce qui est classée comme eutrophe au sujet de la sensibilité à l'enrichissement du milieu pourrait être présente sur un sol moins riche. Cela reste une note et il ne faut pas oublier que les espèces ont des capacités d'adaptation, ce qui fait qu'une espèce classée 7 pour un facteur peut éventuellement se comporter comme une 4 ou 10 dans des conditions particulières.

2.1.3 Agrégation et choix de la probabilité minimale

Comme Pervanchon (2004) nous avons fait le choix d'utiliser la probabilité de présence calculée la plus faible selon la théorie des facteurs limitants. Ce choix, bien qu'écologiquement viable et dont le bienfondé a été démontré, entraîne l'absence d'espèces qui vont avoir des bonnes probabilités pour l'ensemble des pratiques sauf pour une. C'est le

concept même de cette théorie mais elle amène à se demander si ce choix se justifie réellement lorsque l'on s'interroge sur les capacités d'adaptations des espèces.

Comme nous l'exposons dans le paragraphe précédent, les espèces sont capables de plasticité et on peut penser que dans le contexte agricole, même si un facteur vient à être défavorable de manière ponctuelle, peut-il entraîner une réelle disparition de l'espèce ? Sur le long terme ceci peut être différent mais dans le cadre du développement de ce modèle, qui simule à l'année l'effet des pratiques et du milieu, nous pouvons nous poser la question.

2.1.4 Evaluation des services – Transformation des sorties

Pour évaluer l'impact des pratiques agricoles et du milieu sur la biodiversité et ses services nous avons procédé à la transformation des sorties du modèle pour que notre indicateur permette une lecture lisible et compréhensible de ses résultats.

Au sujet du service valeur patrimoniale, nous avons fait le choix de travailler sur les espèces messicoles. La régression de la flore messicole est un phénomène qui a commencé avec l'homogénéisation du paysage et les possibilités de mettre en valeur des terres à faible potentiel au début du siècle dernier. Ces facteurs ont contribué de manière importante à la disparition de ces espèces très liées à des milieux particuliers comme le milieu agricole (Meerts, 1993). Les habitats semi-naturels en bordure de parcelle, comme les bords de champs ou les haies, sont des outils importants pour le maintien de la biodiversité de la flore (Moonen and Marshall, 2001) mais aussi pour la conservation des espèces aujourd'hui devenues rares comme les espèces messicoles. Ces espèces sont inféodées au milieu agricole et représentantes d'une biodiversité à forte valeur patrimoniale. La diversité des plantes messicoles, qui sont en générale des espèces à belles fleurs sauvages, est ressentie positivement par le grand public pour leur côté esthétique au sein du paysage agricole et l'engouement actuel autour de leur conservation, s'est traduit par une relance du Plan d'Action National avec la mobilisation des conservatoires botaniques. L'information à leur sujet existe donc à l'échelle nationale et est disponible ce qui nous a poussés à les prendre en compte. Nous n'avons pas entrepris d'intégrer l'information à l'échelle régionale, car la présence de ces espèces varie ainsi que leur classement. Dans l'objectif de procéder à l'utilisation de ce modèle dans des régions différentes, il sera intéressant d'implémenter et d'approfondir la liste d'espèces et donc la base de données à ce sujet. Nous pourrions aboutir à des notes variables pour un même itinéraire technique en fonction des régions où il est

appliqué. Nous pourrions également intégrer l'information concernant la liste rouge nationale des espèces menacées de l'UICN pour 513 espèces en France.

2.2 Indicateur de valeur pollinisatrice

Au sujet de l'autre service étudié qui concerne la pollinisation, l'indicateur actuel se base sur le calcul de la valeur pollinisatrice des espèces à l'aide de l'indicateur abeille. Cet indicateur est différent des deux autres (bourdon et syrphe) en fonction des choix de ces insectes pour la flore qu'elles butinent. Nous avons également précisé précédemment que l'évaluation de ce service dans la forme actuelle de ce modèle ne nous permet pas d'obtenir une information sur le fait que le service est réellement rendu au sens où on l'entend, c'est-à-dire que la fleur est vraiment butinée par l'insecte. On ne peut que fournir une information sur le fait que la bordure en question présente un potentiel floristique intéressant pour les espèces pollinisatrices. Cet indicateur ne prend également pas en compte l'ensemble des facteurs influençant la pollinisation. Pour certains groupes comme les abeilles domestiques, la prédiction n'est pas parfaite. Ceci peut s'expliquer par le manque d'informations dans la littérature au sujet de certains critères que nous avons utilisés. En effet certains facteurs sont connus pour avoir une influence sur la pollinisation, mais leur rôle et leur mécanisme sont peu ou mal compris. Par exemple, la teneur en lipides des pollens, l'odeur et la texture de la fleur ont une influence sur le comportement des pollinisateurs (Cook et al., 2005) mais le manque de disponibilité de ces informations ne permet pas leur intégration dans l'indicateur. Il est également difficile d'évaluer la quantité et la qualité de nectar et de pollen produits de manière fiable car l'environnement et la génétique ont une influence sur leurs compositions (Decourtye et al., 2007). Le pollen d'une même espèce peut être différent d'un site à l'autre (Somerville, 2001).

La pollinisation est donc un phénomène qui dépend de nombreux facteurs et elle ne peut être réduite à la simple présence/absence des espèces et de leurs caractéristiques. Ainsi d'autres effets pourraient être intégrés comme ceux inhérents à la composition du paysage et aux espèces cultivées adjacentes (Concepción et al., 2012).

3 Amélioration et évolution à suivre

3.1 Adaptation du modèle au champ cultivé

Notre indicateur dans sa forme actuelle évalue les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité à l'échelle de la bordure de champs. De par sa conception et les facteurs sélectionnés, notre modèle est spécialisé au contexte agricole ce qui pourra nous permettre de l'adapter à la parcelle cultivée comme outil opérationnel d'évaluation à la différence de « FlorSys ». Pour aboutir à cet objectif il sera nécessaire d'ajouter des modules et d'en modifier certains déjà existants. Au sujet des modifications, la première et la plus simple à mettre en œuvre sera d'éliminer la dérive puisqu'elle n'a plus lieu. En effet l'épandage des intrants se fait directement sur les espèces. Il est probable alors que les résultats soient plus concluants pour le module herbicide.

En premier lieu, la parcelle agricole à la différence de la bordure est soumise à un travail du sol qui influence fortement la composition et le développement des espèces d'adventices au sein de la parcelle cultivée (Chauvel et al., 2001). Il en existe d'ailleurs différents types en fonction de la profondeur et de l'effet de l'outil sur la structure du sol. Ces différences devront être prises en compte. A une autre échelle, il a été montré que le type de rotation culturale avait un effet sur la composition des communautés végétales (Barberi and Lo Cascio, 2001; Thenail et al., 2009). Enfin avec le développement des systèmes de culture innovants, il sera intéressant d'intégrer l'effet des nouvelles pratiques qui y incombent tel que le semis direct sous couvert par exemple.

3.2 Les effets du paysage et du changement d'échelle

Notre indicateur évalue les services au niveau de la bordure du champ cultivé, donc à l'échelle parcellaire. Or la biodiversité s'appréhende pour une majorité de ses composantes à des échelles supérieures du paysage ou de la région naturelle. L'écologie du paysage a ainsi apporté des nouveaux concepts concernant les processus et leurs échelles d'application influençant la biodiversité et la diversité spécifique des espèces végétales.

La composition et la structure de la mosaïque paysagère au sein du territoire agricole a une influence sur la diversité végétale (Weibull and Ostman, 2003; Weibull et al., 2003). Cette influence pourrait avoir lieu à courte distance dans un rayon de 200 m sur les espèces végétales (Ozinga et al., 2004). Ainsi les autres bandes enherbées, les types de cultures, les

autres occupations du sol comme les terres arables et les friches, les prairies, les zones humides, ou la quantité de haies aux alentours seraient des variables importantes à prendre en compte par les possibilité de dispersion qu'elles peuvent permettre aux nouvelles espèces dans la bordure de champ et la parcelle cultivée (Hovd and Skogen, 2005).

Les bandes enherbées ou fleuries sont des habitats récents et la végétation s'y développant n'a pas encore atteint son équilibre, elle est dynamique (Marshall et al., 2002). Ce jeune habitat est donc ouvert aux espèces colonisatrices. La colonisation se fait par dispersion d'espèces de la bordure préexistante dans la bordure implantée par exemple et le développement de la végétation au sein de celle-ci en termes de richesse est corrélé à celui de la bordure pérenne (Kleijn et al., 1998). Chaque bordure a une histoire et un environnement propre composé de structures végétales différentes qui peuvent influencer la banque de graines par dispersion. Cette banque de graines résulterait de la gestion, de l'histoire de la parcelle et du contexte paysager (Kleijn et al., 1998). Ces structures jouent un rôle de « source » d'espèces pour enrichir une bande enherbée ou fleurie nouvellement créée. Or le développement d'une diversité spécifique pourrait être également inhibé par le manque de source et la faible capacité de dispersion des espèces pérennes (Van Dorp et al., 1997). La gestion passée de ces structures pourrait également avoir un impact sur la composition de la banque de graines et donc sur le développement de la végétation (Critchley et al., 2005).

Les espèces pollinisatrices vivant au sein de cet environnement sont donc dépendantes de cette diversité spécifique végétale mais pas seulement. Elles sont également influencées par le contexte paysager (Concepción et al., 2012). Bailey et al. (2014) ont montré par exemple, que l'abondance et la richesse spécifique des abeilles au sein des parcelles cultivées de colza étaient négativement influencées par la distance à la lisière forestière. Cette lisière forestière, la présence d'ilots forestiers et d'habitats semi-naturels agissent comme un réservoir d'espèces pollinisatrices qui est directement bénéfique à la diversité spécifique végétale aux alentours des champs cultivés en leur apportant refuge et ressources nutritives.

L'ensemble de ces facteurs paysagers devra être intégré pour participer à l'évaluation de l'effet des pratiques agricoles sur la biodiversité et ses services écosystémiques.

CONCLUSIONS

Au départ de ce travail, nous avons posé l'hypothèse qu'il était possible de développer une méthode permettant d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité et ses services en prenant en considération un nombre réduit de variables d'entrée facilement accessibles.

Nous avons ainsi développé un modèle prédictif permettant d'estimer la probabilité de présence d'espèces végétales en bordure de champ. A également été développé un indicateur permettant d'estimer la valeur pollinisatrice de bordure de champ en utilisant les traits floraux de 338 espèces. Cet indicateur peut être utilisé à partir de relevés floristiques effectués sur le terrain. Nous avons couplé ce modèle et cet indicateur pour en faire un indicateur prédictif de l'effet des pratiques agricoles sur la valeur pollinisatrice d'une bande fleurie. A cet indicateur, nous avons ajouté au modèle prédictif un autre indicateur permettant d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur la valeur patrimoniale en se basant sur une liste nationale regroupant l'ensemble des espèces messicoles menacées. Un tel travail serait à régionaliser pour permettre d'étudier les effets de ces pratiques dans différents contextes agricoles et de classification des risques.

Les résultats de l'évaluation de la qualité prédictive de ce modèle ont montré des résultats moyens mais qui peuvent s'expliquer par les simplifications opérées. Des pistes d'amélioration ont été identifiées dans la construction, comme la prise en compte du contexte paysager et de l'extension de la base de données.

Dans tous les cas, ces indicateurs reposent sur un faible nombre de variables d'entrées concernant les pratiques de gestion de la bordure (fauche et exportation des foins), du champ cultivé (fertilisation et épandage d'herbicide) et du milieu (fertilité du sol et son pH). Ils permettront aux agronomes de tester l'impact de gestions existantes ou innovantes sur un service écosystémique potentiel.

ANNEXE 1 : Etude préliminaire au paramétrage du module « Dérive »

1 Objectif :

L'objectif de cette étude est d'estimer la quantité de substance fertilisante projetée hors de la parcelle cultivée lors d'un épandage classique sur une culture afin de déterminer les paramètres du module permettant de calculer la dérive. Nous avons supposé que les résultats présentés dans l'article de Tsiouris et Marshall (1998) au sujet des substances fertilisantes pouvaient être supérieures à des données réelles actuelles vue leur ancienneté et à l'évolution technique du matériel utilisé aujourd'hui.

2 Matériel et méthode :

Nous avons suivi l'épandage de granulés d'azote (concentrée à 27%) sur 3 parcelles de blés à l'aide d'un distributeur à disque.

Pour récolter les granulés dans la bordure nous utilisons des barquettes en plastique de 34*53 (l* L) : 1802 cm² avec un bord haut de 2 cm. Pour chaque barquette nous avons recouvert le fond de papier absorbant afin d'amortir et de diminuer au maximum le rebond des grains hors de celle-ci.

En ce qui concerne le protocole d'échantillonnage, sur la bordure nous avons disposé les barquettes de la manière suivante (Figure 49) :

Transect 1 : 7 barquettes espacées de 10 m disposées sur la bande au plus proche de la culture (interface)

Transect 2 : 7 barquettes espacées de 10 m disposées au milieu de la bande

Transect 3 : 3 barquettes espacées de 10 m alignées sur la bordure séparant la culture et le chemin

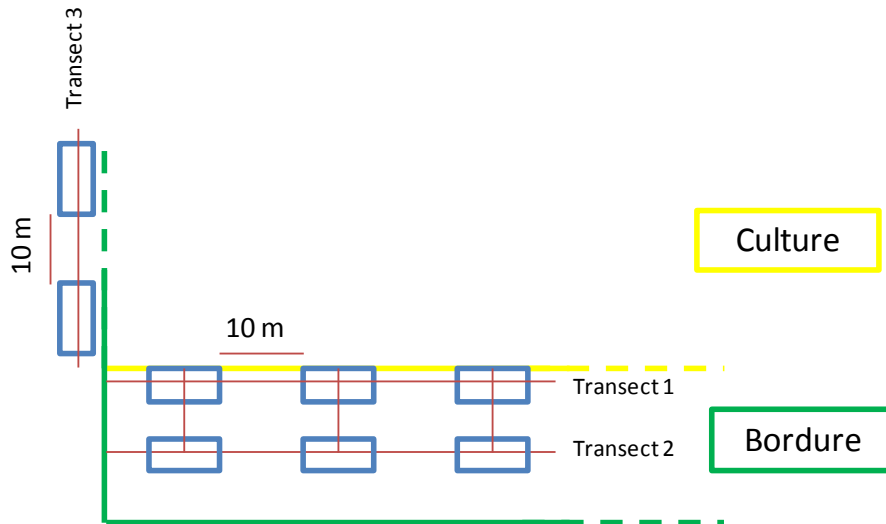


Figure 49 : Schéma simplifié du protocole d'échantillonnage des granulés d'azote lors de l'épandage sur la parcelle cultivée

L'épandage a été effectué sur 3 parcelles de blé et pour chacune des parcelles l'épandage s'est déroulé ainsi :

Parcelle 1 – départ au plus proche de la bordure, seul le disque coté culture était en fonctionnement

Parcelle 2 – départ à distance hidoine du réglage des disques soit 11 m pour un réglage de 21 m

Parcelle 3 – départ à distance hidoine du réglage des disques soit 11 m pour un réglage de 21 m

Lors du premier épandage, nous avons récolté la quantité totale ramassée par transect en séparant les relevés par parcelle. Nous disposions donc :

- 1 sachet regroupant la quantité récoltée à l'interface (transect 1) sur une surface de $1802 \times 7 = 12614 \text{ cm}^2$

- 1 sachet regroupant la quantité récoltée au centre de la bande (transect 2) sur une surface de $1802 \times 7 = 12614 \text{ cm}^2$

- 1 sachet regroupant la quantité récoltée en bordure de chemin (transect 3) sur une surface de $1802 \times 3 = 5406 \text{ cm}^2$

Lors du second épandage, à la différence du premier, le contenu de chaque barquette a été pesé afin d'observer la distribution des granulés le long de chacun des transects.

Enfin au sujet des caractéristiques des bandes elles font pour 6 m de large :

1A – 225 m de long soit une surface de 1350 m²

2A – 242 m de long soit une surface de 1452 m²

3A – 242 m de long soit une surface de 1452 m²

Ces bandes ont été créées dans le cadre d'une étude sur l'évolution et le suivi du développement de la végétation en bordure de champ en fonction du semis. Pour les bandes 1A et 2A il a été semé un mélange enherbé dit « Vert » et pour la 3A un mélange « Fleuri ».

3 Caractéristiques des épandages :

Epandage 1 :

Date : 09/03/11

Météo : beau temps, sans vent

Réglage : 21 m

Quantité épandue réglée : 190 kg/ha

Hauteur d'épandage (optionnel) : N/A

Epandage 2 :

Date : 08/04/11

Météo : beau temps, sans vent

Son réglage : 21 m

Quantité épandue réglée : 260 Kg / ha (70 UT)

Hauteur d'épandage (optionnel) : N/A

4 Résultats :

4.1 Epandage 1 :

Ci-dessous, le Tableau 44 regroupe les quantités totales récoltées en grammes pour chacun des transects dans chaque parcelle :

Tableau 44 : Quantité totale en gramme d'azote récoltée lors de l'épandage 1 en bordure des différentes parcelles (T1 : Transect 1 ; T2 : Transect 2 ; T3 : Transect 3)

	Parcelle 1	Parcelle 2	Parcelle 3
	1A	2A	3A
Interface (T1)	2,71	2,68	4,74
Centre (T2)	0,36	1,08	3,12
Chemin (T3)	1,83	2,1	2,05

Soit des quantités (en g) d'azote totale récoltée par sachet sur une surface totale :

- Pour T1 et T2 : 12614 cm²
- Pour T3 : 5406 cm²

Ces mêmes quantités rapporté en g / m² dans le Tableau 45 et la Figure 50:

Tableau 45 : Quantité totale en gramme d'azote par m² récoltée lors de l'épandage 1 en bordure des différentes parcelles (T1 : Transect 1 ; T2 : Transect 2 ; T3 : Transect 3).

	Parcelle 1	Parcelle 2	Parcelle 3
	1A	2A	3A
Interface (T1)	2,15	2,12	3,76
Centre (T2)	0,29	0,86	2,47
Chemin (T3)	3,39	3,88	3,79

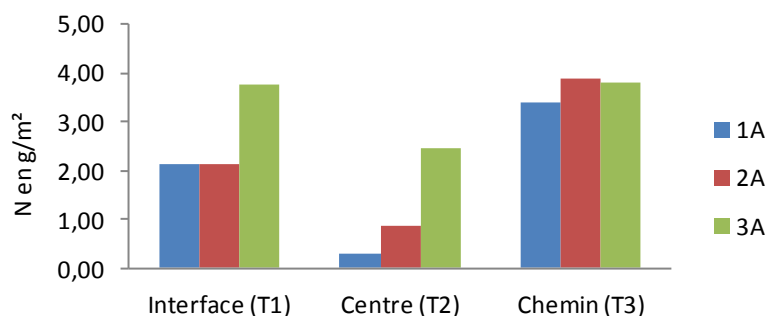


Figure 50 : Quantité d'azote en g/m² récoltée sur chacun des transects pour les bordures des 3 parcelles étudiée lors de l'épandage 1.

On observe que les quantités épandues sur le chemin sont sensiblement identiques pour chacun des épandages et correspondent aux quantités qui dérivent les plus élevées.

- Hypothèse - Ceci est due à la situation de cette bordure le long du chemin, zone où est effectuée les demi-tours du tracteur entraînant des superpositions des doses épandues.

En ce qui concerne les valeurs pour l'interface et le centre :

Les données pour l'interface des bordures 1A et 2A sont sensiblement similaires ainsi que pour les données au centre. Les quantités récoltées lors de l'épandage en parcelle 3A sont quant à elles plus élevées.

Nous avons observés sur le terrain que cette bordure présentait une végétation moins développée que les deux autres. Les parcelles 1A et 2A présentaient un couvert haut de 10 cm en moyenne alors que sur la parcelle 3A la végétation était assez rase et atteignait difficilement 5 cm.

Nous avons également noté que la surface de cette bordure était à la même hauteur que celle de la culture. *A contrario* en 1A, une différence de 15 cm de haut séparait le sol de la culture et celui de la bordure et en 2A cette différence était de 5 cm en moyenne.

- Hypothèse - Au regard de ces observations nous pouvons supposer que les quantités supérieures relevées en 3A ont été dues à la plus grande facilité pour les grains de dériver sur la bordure. Les bordures 1A et 2A ont quant à elles été moins susceptibles à la dérive car les grains d'azote étaient confrontés à différentes barrières naturelles.

Le réglage du distributeur est de 190 Kg / ha. Avec ces résultats ramenés en Kg/ ha nous obtenons une dérive observée en % de la dose totale présentée dans le Tableau 46.

Tableau 46 : Dérive observée en % de la dose épanchée lors de l'épandage 1 sur la parcelle réglée à 190 Kg/ha pour les transects 1 et 2 dans les bordures étudiées.

	Parcelle 1	Parcelle 2	Parcelle 3
	1A	2A	3A
Interface (T1)	21,48	21,25	37,58
Centre (T2)	2,85	8,56	24,73

Le Tableau 47 présente la dérive en % observée sur les 190 Kg / ha en fonction de la distance à la culture en mètre en considérant que le transect T1 se situe à 0.15 m de la culture et le T2 à 3 m.

Tableau 47 : Dérive observée en % par rapport à la quantité épanchée lors de l'épandage 1 sur les parcelles réglées à 190 Kg/ha en fonction de la distance à la culture pour les transects 1 et 2 dans les trois bordures étudiées.

	Parcelle 1	Parcelle 2	Parcelle 3
	1A	2A	3A
0,15 m (T1)	11,31	11,18	19,78
3 m (T2)	1,50	4,51	13,02

4.2 Epandage 2 :

Ci-dessous, le Tableau 48 regroupe les quantités totales récoltées en grammes pour chacun des transects dans chacune des bordures étudiées.

Tableau 48 : Quantité totale en gramme d'azote récoltée lors de l'épandage 2 en bordure des différentes parcelles (T1 : Transect 1 ; T2 : Transect 2 ; T3 : Transect 3).

	Parcelle 1	Parcelle 2	Parcelle 3
	1A	2A	3A
Interface (T1)	1,86	2,52	2,77
Centre (T2)	1,5	1,8	1,67
Chemin (T3)	2,7	1,1	1,01

Soit des quantités (en g) d'azote totale récoltée par sachet sur une surface totale :

- Pour T1 et T2 : 12614 cm²

- Pour T3 : 5406 cm²

Ces mêmes quantités rapporté en g / m² sont présentées dans le Tableau 49 et la Figure 51.

Tableau 49 : Quantité totale en gramme d'azote par m² récoltée lors de l'épandage 2 en bordure des différentes parcelles (T1 : Transect 1 ; T2 : Transect 2 ; T3 : Transect 3).

	Parcelle 1	Parcelle 2	Parcelle 3
	1A	2A	3A
Interface (T1)	1,47	2,00	2,20
Centre (T2)	1,19	1,43	1,32
Chemin (T3)	4,99	2,03	1,87

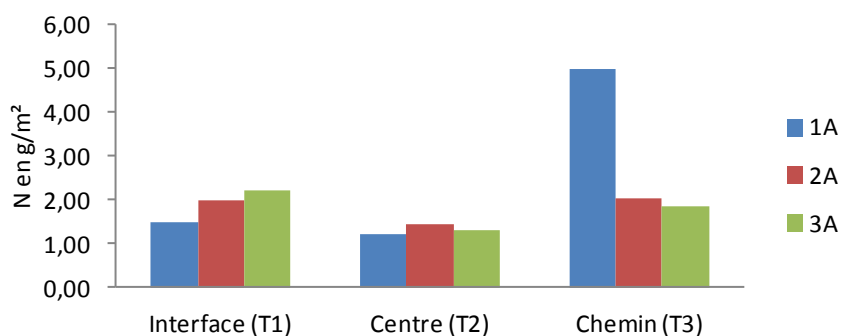


Figure 51 : Quantité d'azote en g/m² récoltée sur chacun des transects pour les bordures des 3 parcelles étudiée lors de l'épandage 2.

On observe que dans l'ensemble, les quantités qui dérivent sont assez similaires entre les différentes parcelles et zones. On note juste une quantité assez élevée et supérieurs sur le T3 de la bordure 1A.

Hypothèse - Cette quantité plus élevée est sûrement due au demi-tour du tracteur qui ne faisait pas le même départ qu'en 2A & 3A (partant à distance idoine du réglage du distributeur).

Le réglage du distributeur est de 260 Kg / ha. Avec ces résultats ramenés en Kg/ ha nous obtenons une dérive observée en % de la dose totale présentée dans le Tableau 50.

Tableau 50 : Dérive observée en % de la dose épandue lors de l'épandage 2 sur la parcelle réglée à 260 Kg/ha pour les transects 1 et 2 dans les bordures étudiées.

	Parcelle 1	Parcelle 2	Parcelle 3
	1A	2A	3A
Interface (T1)	14,75	32,35	21,96
Centre (T2)	11,89	14,27	13,24

Le Tableau 47 présente la dérive en % observée sur les 260 Kg / ha en fonction de la distance à la culture en mètres en considérant que le transect T1 se situe à 0.15 m de la culture et le T2 à 3 m.

Tableau 51 : Dérive observée en % par rapport à la quantité épandue lors de l'épandage 2 sur les parcelles réglées à 260 Kg/ha en fonction de la distance à la culture pour les transects 1 et 2 dans les trois bordures étudiées.

	Parcelle 1	Parcelle 2	Parcelle 3
	1A	2A	3A
0,15 m (T1)	5,67	12,44	8,45
3 m (T2)	4,57	5,49	5,09

5 Conclusions :

Les résultats nous montrent que d'une parcelle à l'autre la dérive d'un épandage d'azote sur une bordure peut être variable en fonction des conditions observées sur le terrain et selon la manière dont le technicien réalise son épandage. Même en cherchant à minimiser la dérive sur les bordures, celle-ci reste inévitable avec un distributeur à disques.

La dérive observée dans notre étude lors des deux épandages reste plus faible que celle présentée dans l'article de Tsiouris et al. (1998) qui pouvait atteindre les 30 à 40 % de la quantité épandue sur la parcelle. Ceci peut être dû à l'évolution du matériel et/ou aux conditions différentes dans lesquelles ont été réalisées les études.

D'un épandage à l'autre, il s'est écoulé environ 1 mois pendant lequel la végétation des bordures s'est développée. Nous constatons que la dérive observée en % est plus faible que lors de l'épandage 1, malgré une quantité d'azote épandue plus grande lors de l'épandage 2

(260 Kg/ha vs 190 Kg/ha). L'hypothèse selon laquelle la végétation de la bordure, par sa hauteur, pourrait faire office de barrière naturelle aux grains d'azote en les empêchant d'atteindre le centre de celle-ci ou une bordure préexistante située après la bordure implantée, se confirmerait. Il a été montré qu'une bordure implantée faisait office de tampon pour diminuer, voire stopper la dérive sur une bordure préexistante. Néanmoins les raisons n'ont jamais été clairement identifiées.

Aussi dans le cadre du développement du module « Dérive » de manière opérationnelle, il est impossible d'intégrer dans le cadre de son paramétrage une donnée inhérente à la hauteur de la végétation de la bordure pour l'estimer ni des différences de hauteur pouvant séparer la surface de la culture et celle de la bordure.

Pour conclure, nous avons décidé de conserver comme dérive maximale, pour un distributeur à disque, au plus proche de la culture une valeur de 15 % pour le paramétrage de notre module « Dérive ».

ANNEXE 2 : Paramètres utilisés pour le calcul de probabilité en fonction du pH du sol.

Tableau 52 : Bornes fixées pour la détermination des courbes mettant en relation la probabilité de présence des espèces et le pH. Ces bornes servent de paramètres pour les équations présentées dans le Tableau 53.

Valeur de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH	Seuils de sensibilité au pH				Seuil des probabilités		
	Seuil pH Minimal S0	Seuil pH intermédiaire 1 S1	Seuil pH intermédiaire 2 S2	Seuil pH Maximal S3	initial P0	int.2 P1	final P2
0	/	/	/	/	0,67	/	/
1	0	/	/	3	1,00	/	0,00
2	0	/	/	4	1,00	/	0,00
3	0	3	/	6	0,67	1,00	0,00
4	0	3	/	6	0,33	0,67	0,00
5	0	5	/	9,5	0,33	0,67	0,00
6	0	4	6	8	0,00	0,67	0,33
7	0	4	7	9,5	0,00	0,33	0,67
8	0	6	/	8,5	0,00	/	1,00
9	0	5	/	9	0,00	/	1,00

Tableau 53 : Détails des équations des fonctions entre la probabilité de présence des espèces et le pH du sol selon les différentes valeurs de l'indice écologique spécifique de sensibilité au pH (Ellenberg et al., 1991). Les paramètres des équations font référence au Tableau 52. Avec : P_{pH} , la probabilité de présence de l'espèce en fonction du pH.

Indice	Equations
1	SI (pH<S3) ALORS $P_{pH} = (P0) * (0,5 + 0,5 * \text{COS}(\Gamma * ((pH - S0) / (S3 - S0))))$ SINON $P_{pH} = P2$
2	SI (pH<S3) ALORS $P_{pH} = (P0) * (0,5 + 0,5 * \text{COS}(\Gamma * ((pH - S0) / (S3 - S0))))$ SINON $P_{pH} = P2$
3	SI (pH<S1) ALORS $P_{pH} = P0 + (0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5))) * (P1 - (P0))$ SINON (SI (pH<S3) ALORS $P_{pH} = (P1) * (0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5)))$) SINON $P_{pH} = P2$)
4	SI (pH<S1) ALORS $P_{pH} = P0 + (0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5))) * (P1)$ SINON (SI (pH<S3) ALORS $P_{pH} = (0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5)))$) SINON $P_{pH} = P2$)
5	SI (pH<S1) ALORS $P_{pH} = P0 + (0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5))) * (P1)$ SINON (SI (pH<S3) ALORS $P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S0) / (S1 - S0) - 0,5)))$) SINON $P_{pH} = P2$)
6	SI (pH<S1) ALORS $P_{pH} = P0$ SINON (SI (pH<S2) ALORS $P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S1) / (S2 - S1) - 0,5))$) SINON (SI (pH<S3) ALORS $P_{pH} = (P2) + (0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S1) / (S2 - S1) - 0,5))) * (P1)$) SINON $P_{pH} = P2$)
7	SI (pH<S1) ALORS $P_{pH} = P0$ SINON (SI (pH<S2) ALORS $P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S1) / (S2 - S1) - 0,5))$) SINON (SI (pH<S3) ALORS $P_{pH} = (P2) + (0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S1) / (S2 - S1) - 0,5))) * (P1)$) SINON $P_{pH} = P2$)
8	SI (pH<S1) ALORS $P_{pH} = P0$ SINON (SI (pH<S3) ALORS $P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S1) / (S3 - S1) - 0,5))$) SINON $P_{pH} = P2$)
9	SI (pH<S1) ALORS $P_{pH} = P0$ SINON (SI (pH<S3) ALORS $P_{pH} = 0,5 + 0,5 * \text{SIN}(\Gamma * ((pH - S1) / (S3 - S1) - 0,5))$) ; SINON $P_{pH} = P2$)

ANNEXE 3 : Résultats de l'approche descriptive (Validation) avec calcul du taux de vraisemblance pour des bordures implantées de 3 m de large

Tableau 54 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donnée $I_s = 0,1$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Vert" 2010 & 2012							
	1A		2A		3B		4B	
Décisions	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$
Présent sur la bordure	9	51	9	46	8	48	11	56
Absent de la bordure	4	31	4	36	5	34	2	26
Taux de vraisemblance (T_V)	58%		53%		56%		61%	

Tableau 55 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donnée $I_s = 0,25$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Vert" 2010 & 2012							
	1A		2A		3B		4B	
Décisions	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$
Présent sur la bordure	11	49	11	44	10	46	16	51
Absent de la bordure	7	28	7	33	8	31	2	26
Taux de vraisemblance (T_V)	59%		54%		57%		56%	

Tableau 56 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donnée $I_s = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Vert" 2010 & 2012							
	1A		2A		3B		4B	
Décisions	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	58	2	52	3	53	3	63	4
Absent de la bordure	30	5	36	4	35	4	25	3
Taux de vraisemblance (T_V)	34%		41%		40%		31%	

Tableau 57 : Synthèse des résultats des calculs concernant l'ensemble des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Vert » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 pour chacun des 3 seuils donnés $I_s = 0,1$, $I_s = 0,25$, $I_s = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Vert" 2010 & 2012					
	$I < 0,1$		$I \geq 0,1$		$I < 0,5$	
Décisions	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	37	201	48	190	226	12
Absent de la bordure	15	127	24	118	126	16
Taux de vraisemblance (T_V)	57%		56%		36%	

Tableau 58 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donnée $I_s = 0,1$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Fleuri" 2010 & 2012							
	1B		2B		3A		4A	
Décisions	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$
Présent sur la bordure	11	47	9	48	9	58	12	51
Absent de la bordure	3	24	5	23	5	13	2	20
Taux de vraisemblance (T_V)	59%		62%		74%		62%	

Tableau 59 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donnée $I_s = 0,25$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Fleuri" 2010 & 2012							
	1B		2B		3A		4A	
Décisions	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$
Présent sur la bordure	13	45	11	46	13	54	15	48
Absent de la bordure	5	22	7	21	5	13	3	19
Taux de vraisemblance (T_V)	59%		62%		69%		60%	

Tableau 60 : Résultats des calculs pour chacune des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 en fonction du seuil donnée $I_s = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Fleuri" 2010 & 2012							
	1B		2B		3A		4A	
Décisions	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	55	3	54	3	63	4	61	2
Absent de la bordure	25	2	26	2	17	1	19	3
Taux de vraisemblance (T_V)	33%		34%		25%		25%	

Tableau 61 : Synthèse des résultats des calculs concernant l'ensemble des 4 grandes bordures semées avec un mélange « Fleuri » regroupés pour les deux années 2010 et 2012 pour chacun des 3 seuils donnés $I_s = 0,1$, $I_s = 0,25$, $I_s = 0,5$ ainsi que du calcul du taux de vraisemblance (T_V).

	Effectifs pour les grandes bandes au mélange "Fleuri" 2010 & 2012					
	$I < 0,1$		$I \geq 0,1$		$I < 0,5$	
Décisions	$I < 0,1$	$I \geq 0,1$	$I < 0,25$	$I \geq 0,25$	$I < 0,5$	$I \geq 0,5$
Présent sur la bordure	41	204	52	193	233	12
Absent de la bordure	15	80	20	75	87	8
Taux de vraisemblance (T_V)	64%		63%		29%	

ANNEXE 4 : Listes d'espèces utilisées dans le cadre du développement de l'indicateur valeur patrimoniale.

Liste nationale des taxons messicoles, hiérarchisés en fonction de leur rareté et de leur régression depuis 1970 d'après Aboucaya & al., 2000	Statut	Liste utilisée dans le cadre du développement de l'indicateur "Valeur Patrimoniale"	Statut
<i>Adonis aestivalis</i> L.	Précaire	<i>Adonis aestivalis</i> L.	Précaire
<i>Adonis annua</i> L.	Précaire	<i>Adonis annua</i> L.	Précaire
<i>Adonis flammea</i> Jacq.	Précaire	<i>Adonis flammea</i> Jacq.	Précaire
<i>Adonis microcarpa</i> DC.	Précaire	<i>Adonis microcarpa</i> DC.	Précaire
<i>Agrostemma githago</i> L.	Précaire	<i>Agrostemma githago</i> L.	Précaire
<i>Ajuga chamaepitys</i> (L.) Schreb.	À surveiller	<i>Ajuga chamaepitys</i> (L.) Schreb. subsp. <i>chamaepitys</i>	À surveiller
<i>Allium rotundum</i> L.	À surveiller	<i>Allium rotundum</i> L. subsp. <i>rotundum</i> (L.) Stearn	À surveiller
<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	Encore abondant	<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	Encore abondant
<i>Anchusa arvensis</i> (L.) M. Bieb.	À surveiller	<i>Anchusa arvensis</i> (L.) M. Bieb.	À surveiller
<i>Androsace maxima</i> L.	Précaire	<i>Androsace maxima</i> L.	Précaire
<i>Anthemis altissima</i> L.	À surveiller	<i>Anthemis altissima</i> L.	À surveiller
<i>Apera spica-venti</i> (L.) P. Beauv.	Encore abondant	<i>Apera spica-venti</i> (L.) P. Beauv. subsp. <i>spica-venti</i>	Encore abondant
<i>Aphanes arvensis</i> L.	Encore abondant	<i>Aphanes arvensis</i> L.	Encore abondant
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. & C. Presl subsp. <i>bulbosum</i> (Willd.) Schubler & G. Martens	Encore abondant	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl subsp. <i>bulbosum</i> (Willd.)	Encore abondant
<i>Asperula arvensis</i> L.	Précaire	<i>Asperula arvensis</i> L.	Précaire
<i>Avena fatua</i> L.	Encore abondant	<i>Avena fatua</i> L. [1753]	Encore abondant
<i>Bifora radians</i> M. Bieb.	Précaire	<i>Bifora radians</i> M. Bieb.	Précaire
<i>Bifora testiculata</i> (L.) Spreng.	Précaire	<i>Bifora testiculata</i> (L.) Spreng.	Précaire
<i>Bromus arvensis</i> L.	À surveiller	<i>Bromus arvensis</i> L. subsp. <i>arvensis</i>	À surveiller
<i>Bromus secalinus</i> L.	Précaire	<i>Bromus secalinus</i> L.	Précaire
<i>Bunium bulbocastanum</i> L.	À surveiller	<i>Bunium pachypodium</i> P.W. Ball	Précaire
<i>Bunium pachypodium</i> P.W. Ball	Précaire	<i>Bupleurum rotundifolium</i> L.	Précaire
<i>Bupleurum rotundifolium</i> L.	Précaire	<i>Bupleurum subovatum</i> Link ex Sprengel	Précaire
<i>Bupleurum subovatum</i> Link ex Spreng.	Précaire	<i>Calepina irregularis</i> (Asso) Thell.	À surveiller
<i>Calepina irregularis</i> (Asso) Thell.	À surveiller	<i>Camelina alyssum</i> (Miller) Thell.	Précaire
<i>Camelina alyssum</i> (Mill.) Thell.	Précaire	<i>Camelina microcarpa</i> Andr.	Précaire
<i>Camelina microcarpa</i> Andr. ex DC.	Précaire	<i>Camelina sativa</i> (L.) Crantz	Précaire
<i>Camelina rumelica</i> Velen.	Précaire	<i>Caucalis platycarpus</i> L. [1759]	À surveiller
<i>Camelina sativa</i> (L.) Crantz	Précaire	<i>Centaurea cyanus</i> L.	À surveiller
<i>Caucalis platycarpus</i> L. [1753]	À surveiller	<i>Cephalaria syriaca</i> (L.) Roemer & Schultes	Disparu
<i>Centaurea cyanus</i> L.	À surveiller	<i>Ceratocephalus falcatus</i> (L.) Pers.	Précaire
<i>Cephalaria syriaca</i> (L.) Schrad. ex Roem. & Schult.	Disparu	<i>Cnicus benedictus</i> L.	À surveiller
<i>Ceratocephalus falcatus</i> (L.) Pers.	Précaire	<i>Conringia orientalis</i> (L.) Dumort.	Précaire
<i>Cnicus benedictus</i> L.	À surveiller	<i>Consolida ajacis</i> (L.) Schur	Précaire
<i>Conringia orientalis</i> (L.) Dumort.	Précaire	<i>Consolida hispanica</i> (Costa) Greuter & Burdet	Précaire
<i>Consolida ajacis</i> (L.) Schur	Précaire	<i>Consolida pubescens</i> (DC.) Soó	Précaire
<i>Consolida hispanica</i> (Costa) Greuter & Burdet	Précaire	<i>Consolida regalis</i> Gray subsp. <i>regalis</i>	À surveiller
<i>Consolida pubescens</i> (DC.) Soó	Précaire	<i>Cuscuta epilinum</i> Weihe	Disparu
<i>Consolida regalis</i> Gray	À surveiller	<i>Delphinium halteratum</i> Sibth. & Sm.	Disparu
<i>Cuscuta epilinum</i> Weihe	Disparu	<i>Delphinium verdunense</i> Balbis	Précaire
<i>Delphinium halteratum</i> Sm.	Disparu	<i>Euphorbia falcata</i> L.	À surveiller
<i>Delphinium verdunense</i> Balb.	Précaire	<i>Gagea villosa</i> (M. Bieb.) Sweet	À surveiller
<i>Euphorbia falcata</i> L.	À surveiller	<i>Galium spurium</i> L.	Précaire
<i>Gagea villosa</i> (M. Bieb.) Sweet	À surveiller	<i>Galium tricornutum</i> Dandy	À surveiller
<i>Galium spurium</i> L.	Précaire	<i>Garidella nigellastrum</i> L.	Précaire
<i>Galium tricornutum</i> Dandy	À surveiller	<i>Gladiolus italicus</i> Mill.	À surveiller
<i>Garidella nigellastrum</i> L.	Précaire	<i>Glaucium corniculatum</i> (L.) J.H. Rudolph	Précaire

Liste nationale des taxons messicoles, hiérarchisés en fonction de leur rareté et de leur régression depuis 1970 d'après Aboucaya & al., 2000	Statut	Liste utilisée dans le cadre du développement de l'indicateur "Valeur Patrimoniale"	Statut
<i>Gladiolus italicus</i> Mill.	À surveiller	<i>Hypecoum imberbe</i> Sm.	Précaire
<i>Glaucium corniculatum</i> (L.) Rudolph	Précaire	<i>Hypecoum pendulum</i> L.	Précaire
<i>Glebionis segetum</i> (L.) Fourr.	Non évaluée	<i>Iberis pinnata</i> L.	À surveiller
<i>Hypecoum imberbe</i> Sm.	Précaire	<i>Legousia hybrida</i> (L.) Delarbre	À surveiller
<i>Hypecoum pendulum</i> L.	Précaire	<i>Legousia speculum-veneris</i> (L.) Chaix	À surveiller
<i>Iberis pinnata</i> L.	À surveiller	<i>Lithospermum arvense</i> L.	Encore abondant
<i>Legousia hybrida</i> (L.) Delarbre	À surveiller	<i>Lolium temulentum</i> L.	Précaire
<i>Legousia speculum-veneris</i> (L.) Chaix	À surveiller	<i>Myagrum perfoliatum</i> L.	Précaire
<i>Lithospermum arvense</i> L.	Encore abondant	<i>Neslia paniculata</i> (L.) Desv.	Précaire
<i>Lolium remotum</i> Schrank	Disparu	<i>Nigella arvensis</i> L.	Précaire
<i>Lolium temulentum</i> L.	Précaire	<i>Nigella gallica</i> Jordan	Précaire
<i>Myagrum perfoliatum</i> L.	Précaire	<i>Orlaya grandiflora</i> (L.) Hoffm.	Précaire
<i>Neslia paniculata</i> (L.) Desv. subsp. <i>Thracica</i> (Velen.) Bor	Précaire	<i>Ornithogalum nutans</i> L.	Précaire
<i>Nigella arvensis</i> L.	Précaire	<i>Papaver argemone</i> L.	À surveiller
<i>Nigella gallica</i> Jord.	Précaire	<i>Papaver hybridum</i> L.	À surveiller
<i>Orlaya grandiflora</i> (L.) Hoffm.	Précaire	<i>Papaver rhoeas</i> L.	Encore abondant
<i>Ornithogalum nutans</i> L.	Précaire	<i>Polycnemum arvense</i> L.	Précaire
<i>Papaver argemone</i> L.	À surveiller	<i>Polycnemum majus</i> A. Braun	Précaire
<i>Papaver hybridum</i> L.	À surveiller	<i>Polygonum bellardii</i> All.	Précaire
<i>Papaver rhoeas</i> L.	Encore abondant	<i>Ranunculus arvensis</i> L.	À surveiller
<i>Polycnemum arvense</i> L.	Précaire	<i>Ridolfia segetum</i> Moris	Précaire
<i>Polycnemum majus</i> A. Braun	Précaire	<i>Roemeria hybrida</i> (L.) DC.	Précaire
<i>Polygonum bellardii</i> All.	Précaire	<i>Scandix pecten-veneris</i> L.	Encore abondant
<i>Ranunculus arvensis</i> L.	À surveiller	<i>Scleranthus annuus</i> L.	Encore abondant
<i>Ridolfia segetum</i> Moris	Précaire	<i>Silene conoidea</i> L.	Précaire
<i>Roemeria hybrida</i> (L.) DC.	Précaire	<i>Silene cretica</i> L.	Disparu
<i>Scandix pecten-veneris</i> L.	Encore abondant	<i>Silene linicola</i> C.C. Gmelin	Disparu
<i>Scleranthus annuus</i> L.	Encore abondant	<i>Silene muscipula</i> L.	Précaire
<i>Silene conoidea</i> L.	Précaire	<i>Sinapis alba</i> L.	Encore abondant
<i>Silene cretica</i> L.	Disparu	<i>Spergula arvensis</i> L.	Encore abondant
<i>Silene linicola</i> C.C. Gmel.	Disparu	<i>Spergularia segetalis</i> (L.) G. Don fil.	Précaire
<i>Silene muscipula</i> L.	Précaire	<i>Stachys annua</i> (L.) L.	À surveiller
<i>Sinapis alba</i> L.	Encore abondant	<i>Thlaspi arvense</i> L.	À surveiller
<i>Spergula arvensis</i> L.	Encore abondant	<i>Thymelaea passerina</i> (L.) Coss. & Germ.	Précaire
<i>Spergularia segetalis</i> (L.) G. Don	Précaire	<i>Torilis leptophylla</i> (L.) Rchb.f.	À surveiller
<i>Stachys annua</i> (L.) L.	À surveiller	<i>Tulipa agenensis</i> DC.	Précaire
<i>Thlaspi arvense</i> L.	À surveiller	<i>Tulipa clusiana</i> DC.	Précaire
<i>Thymelaea passerina</i> (L.) Coss. & Germ.	Précaire	<i>Tulipa gesneriana</i> L.	Précaire
<i>Torilis leptophylla</i> (L.) Rchb.f.	À surveiller	<i>Tulipa raddii</i> Reboul	Précaire
<i>Tulipa agenensis</i> DC.	Précaire	<i>Tulipa sylvestris</i> L. subsp. <i>sylvestris</i>	Précaire
<i>Tulipa clusiana</i> DC.	Précaire	<i>Turgenia latifolia</i> (L.) Hoffm.	Précaire
<i>Tulipa gesneriana</i> L.	Précaire	<i>Vaccaria hispanica</i> (Miller) Rauschert	Précaire
<i>Tulipa lortetii</i> Jord.	Précaire	<i>Valerianella coronata</i> (L.) DC.	À surveiller
<i>Tulipa raddii</i> Reboul	Précaire	<i>Valerianella dentata</i> (L.) Pollich	À surveiller
<i>Tulipa sylvestris</i> L. subsp. <i>Sylvestris</i>	Précaire	<i>Valerianella echinata</i> (L.) DC.	Précaire
<i>Turgenia latifolia</i> (L.) Hoffm.	Précaire	<i>Valerianella rimosa</i> Bast.	À surveiller
<i>Vaccaria hispanica</i> (Mill.) Rauschert	Précaire	<i>Vicia articulata</i> Hornem.	Disparu
<i>Valerianella coronata</i> (L.) DC.	À surveiller	<i>Vicia villosa</i> Roth subsp. <i>varia</i> (Host) Corb.	À surveiller
<i>Valerianella dentata</i> (L.) Pollich	À surveiller	<i>Viola tricolor</i> L.	Encore abondant
<i>Valerianella echinata</i> (L.) DC.	Précaire		
<i>Valerianella rimosa</i> Bastard	À surveiller		
<i>Vicia articulata</i> Hornem.	Disparu		
<i>Vicia pannonica</i> Crantz subsp. <i>striata</i> (M.Bieb.) Nyman	Encore abondant		
<i>Vicia villosa</i> Roth	À surveiller		
<i>Viola arvensis</i> Murray	Encore abondant		

Bibliographie

Aboucaya, A., Jauzein, P., Vinciguerra, L., Virevaire, M. 2000. Plan national d'action pour la conservation des plantes messicoles : rapport final. 46 p.

Allen-Wardell, G., Bernhardt, P., Bitner, R., Burquez, A., Buchmann, S., Cane, J., Cox, P.A., Dalton, V., Feinsinger, P., Ingram, M., Inouye, D., Jones, C.E., Kennedy, K., Kevan, P., Koopowitz, H., Medellin, R., Medellin-Morales, S., Nabhan, G.P., Pavlik, B., Tepedino, V., Torchio, P., Walker, S. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology*, 12(1): 8-17.

Altieri, M.A. 1989. Agroecology-a new research and development paradigm for world agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 27: 37-46.

Altieri, M.A. 1995. *Agroecology: The Science of Sustainable Agriculture*. Westview Press, Boulder, CO. 448 p.

Altieri, M.A. 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93(1-3): 1-24.

Amiaud, B., Pervanchon, F., Plantureux, S. 2005. An expert model for predicting species richness in grasslands: Flora-predict. 13th International Occasional Symposium of the European-Grassland-Federation. Tartu (Estonia). Aug 29-31.

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.

Arnold, S., Le Comber, S.C., Chittka, L. 2009. Flower color phenology in European grassland and woodland habitats, through the eyes of pollinators. *Israel Journal of Plant Sciences*, 57(3): 221-230.

Asteraki, E.J., Hart, B.J., Ings, T.C., Manley, W.J. 2004. Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 102(2): 219-231.

Aurousseau, P. 2003. Agrégation des paramètres et bases mathématiques de combinatoire de facteurs de risque. In: E. Barriuso , Estimation des risques environnementaux des pesticides (p. 57-74). Un Point sur... FRA : INRA Editions.

Avery, M.I., Evans, A.D., Campbell, L.H. 2004. Can pesticides cause reductions in bird populations ? In *Insect and bird interactions*. H. F. van Emden and M. Rothschild. Intercept, Andover, Hampshire, UK: 109-120.

Aviron, S., Burel, F., Baudry, J., Schermann, N. 2005. Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 108(3): 205-217.

Bailey, S., Requier, F., Nusillard, B., Roberts, S.P.M., Potts, S.G., Bouget, C. 2014. Distance from forest edge affects bee pollinators in oilseed rape fields. *Ecology and Evolution*, 4(4): 370-380.

Banaszrak, J. 1992. Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 40: 176-192.

Barberi, P., Lo Cascio, B. 2001. Long-term tillage and crop rotation effects on weed seedbank size and composition. *Weed Research*, 41(4): 325-340.

- Barriuso, E., Benoit, P., Dubus, I.G. 2008. Formation of pesticide nonextractable (bound) residues in soil: Magnitude, controlling factors and reversibility. *Environmental Science AND Technology*, 42(6): 1845-1854.
- Baudry, J., Jouin, A., Thenail, C. 1998. La diversité des bordures de champs dans les exploitations agricoles de pays de bocage. *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 31: 117-134.
- Bedos, C., Cellier, P., Calvet, R., Barriuso, E. 2002. Occurrence of pesticides in the atmosphere in France. *Agronomie*, 22: 35-49.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4): 182-188.
- Billetter, 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., Diekotter, 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(1): 141-150.
- Boatman, N., Ed. 1994. *Field margins: Integrating agriculture and conservation*. BCPC Monograph. Farnham (UK), The British Crop Protection Council.
- Bockstaller, C., Cariolle, M., Galan, M.B., Guichard, L., Leclercq, C., Morin, A., Sureleau-Chambenoit, C. 2013. Evaluation agri-environnementale et choix des indicateurs : acquis, enjeux et pistes. *Innovations Agronomiques*, 31: 1-14.
- Bockstaller, C., Galan, M.B., Capitaine, M., Colomb, B., Mousset, J., Viaux, P. 2008a. Comment évaluer la durabilité des systèmes en production végétale ? Systèmes de culture innovants et durables: quelles méthodes pour les mettre au point et les évaluer. R. Reau and T. Doré. Dijon (France), *Educagri*: 29-51.
- Bockstaller, C., Girardin, P. 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76(2): 639-653.
- Bockstaller, C., Girardin, P. 2006. Evaluation agri-environnementale des systèmes de culture : la méthode INDIGO®. *Oléoscope*, n°85: 4-6.
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S. 2008b. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28(1): 139-149.
- Bockstaller, C., Lassere-Joulin, F., Slezack-Deschaumes, S., 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(3): 137-144.
- Bockstaller, C., Wohlfahrt, J., Huber, A., Hennebert, P., Zahm, F., Vernier, F., Keichinger, O., Girardin, P. 2008c. Les indicateurs de risque de transfert de produits phytosanitaires et leur validation: exemple de l'indicateur I-PHY. *Ingénieries*, n°86: 103-114.

- Braband, D., Geier, U., Kopke, U. 2003. Bio-resource evaluation within agri-environmental assessment tools in different European countries. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98(1-3): 423-434.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., DevienneBarret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M., Delecolle, R. 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18(5-6): 311-346.
- Brown, R.B., Carter, M.H., Stephenson, G.R. 2004. Buffer zone and windbreak effects on spray drift deposition in a simulated wetland. *Pest Management Science*, 60(11): 1085-1090.
- Broyer, J., Lauranson-Broyer, J. 1996. Etude de la reproduction sexuée des végétaux dans les prairies de fauche inondables du Val de Saône (Ain). *Acta Botanica Gallica: Botany Letters*, 143(4-5): 353-365.
- Brun, L.A., Maillet, J., Richarte, J., Herrmann, P., Remy, J.C. 1998. Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environmental Pollution*, 102(2-3): 151-161.
- Büchs, W. 2003a. Biodiversity and agri-environmental indicators - general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 98(1-3): 35-78.
- Büchs, W. 2003b. Biotic indicators for biodiversity and sustainable agriculture - introduction and background. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98(1/3): 1-16.
- Buczko, U., Kuchenbuch, R.O. 2007. Phosphorus indices as risk-assessment tools in the USA and Europe - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 170(4): 445-460.
- Burel, F. 1989. Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology*, 2(4): 215-226.
- 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. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry et al., Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France): 1-139.*
- 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(6): 1154-1162.
- Cambecèdes, J., Largier, G., Lombard, A. 2012. Plan national d'actions en faveur des plantes messicoles. Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées – Fédération des Conservatoires botaniques nationaux. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. 242 p.
- Cassman, K.G. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96(11): 5952-5959.

CBD. 1992. Convention on Biological Diversity: Convention Text. Rio de Janeiro, Secretary of CBD, UNEP.

Chauvel, B., Guillemain, J.P., Colbach, N., Gasquez, J. 2001. Evaluation of cropping systems for management of herbicide-resistant populations of blackgrass (*Alopecurus myosuroides* Huds.). *Crop Protection*, 20(2): 127-137.

Chevassus au Louis, B., Griffon, M. 2008. La nouvelle modernité: une agriculture productive à haute valeur écologique. *Déméter: Économie et Stratégies Agricoles*, 14: 7-48.

Clément, J.C., Aquilina, L., Bour, O., Plaine, K., Burt, T.P., Pinay, G. 2003. Hydrological flowpaths and nitrate removal rates within a riparian floodplain along a fourth order stream in Brittany (France). *Hydrological Processes*, 17: 1177-1195.

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 ». Thèse, INPL, Nancy. 178 p.

Clergue, 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): 1-15.

Collins, K.L., Boatman, N.D., Wilcox, A.W., Holland, J.M. 2003. Effects of different grass treatments used to create overwintering habitat for predatory arthropods on arable farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 96: 59-67.

Concepción, E.D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E.J.P., Tschamntke, T., Verhulst, J. 2012. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology*, 49(3): 695-705.

Cook, S.M., Sandoz, J.C., Martin, A.P., Murray, D.A., Poppy, G.M., Williams, I.H. 2005. Could learning of pollen odours by honey bees (*Apis mellifera*) play a role in their foraging behaviour? *Physiological Entomology*, 30(2): 164-174.

Coppenet, M., Golven, J., Simon, J.C., Lecorre, L., Leroy, M. 1993. Évolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie*, 13: 77-83.

Costanza, R., Arge, R., Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.

Critchley, C.N.R., Fowbert, J.A. 2000. Development of vegetation on set-aside land for up to nine years from a national perspective. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 79: 159-174.

Critchley, C.N.R., Fowbert, J.A., Sherwood, A.J. 2005. The effects of annual cultivation on plant community composition of uncropped arable field boundary strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 113: 196-205.

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): 1-11.

- Cuenca Perez, J. 2008. Elaboration d'un indicateur permettant d'évaluer la valeur d'une prairie permanente en termes de production de pollen et de nectar. Rapport de stage, INPL, Nancy. 88 p.
- 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 & Environment*, 109(1-2): 87-96.
- De Cauwer, B., Reheul, D., D'Hooghe, K., Nijs, I., Milbau, A. 2006a. Disturbance effects on early succession of field margins along the shaded and unshaded side of a tree lane. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112(1): 78-86.
- De Cauwer, B., Reheul, D., Nijs, I., Milbau, A. 2006b. Effect of margin strips on soil mineral nitrogen and plant biodiversity. *Agronomy for Sustainable Development*, 26(2): 117-126.
- de Snoo, G.R. 1997. Arable flora in sprayed and unsprayed crop edges. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 66(3): 223-230.
- de Snoo, G.R. 1999. Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Planning*, 46(1-3): 151-160.
- de Snoo, G.R., de Wit, P.J. 1998. Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41(1): 112-118.
- de Snoo, G.R., van der Poll, R.J. 1999. Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 73(1): 1-6.
- Decourtye, A., Lecompte, P., Pierre, J., Chauzat, M.P., Thiebeau, P. 2007. 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.
- Dennis, P., Arndorfer, M., Balázs, K., Bailey, D., Boller, B., Bunce, R.G.H., Centeri, C., Corporaal, A., Cuming, D., Deconchat, M., Dramstad, W., Elyakime, B., Falusi, E., Fjellstad, W., Fraser, M.D., Freyer, B., Friedel, J.K., Geijzendorffer, I., Jongman, R., Kainz, M., Marcos, G.M., Gomiero, T., Grausgruber-Gröger, S., Herzog, F., Hofer, G., Jeanneret, P., Kelemen, E., Kölliker, R., Moakes, S.R., Nicholas, P., Paoletti, M.G., Podmaniczky, L., Pointereau, P., Sarthou, J.-P., Siebrecht, N., Sommaggio, D., Stoyanova, S.D., Teufelbauer, N., Viaggi, D., Vialatte, A., Walter, T., Widmer, F., Wolfrum, S. 2009. Conceptual foundations for biodiversity indicator selection for organic and low-input farming systems, BIOBIO , EU 7th Framework Programme them KBBE-2008-1-2-01, contract no. 227161, <http://www.biobio-indicator.wur.nl/UK/>: 184.
- Diaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S., Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology*, 4(8): 1300-1305.
- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology*, 4: 493–506.
- 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(4): 197-210.
- Dover, J., Sparks, T. 2000. A review of the ecology of butterflies in British hedgerows. *Journal of Environmental Management*, 60: 51-63.
- Duelli, P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 62(2-3): 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 & Environment*, 98(1/3): 87-98.
- Dzwonko, Z. 2001. Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology*, 38(5): 942-951.
- Eggenschwiler, L., Jacot, K. 2001. Influence of mowing and seed mixture on the vegetation of fallows. *Agrarforschung*, 8(8): 306-311.
- Eggenschwiler, L., Jacot, K.A., Edwards, P.J. 2009. Vegetation development and nitrogen dynamics of sown and spontaneous set-aside on arable land. *Ecological Engineering*, 35(5): 890-897.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18: 1-258.
- Enea, M., Salemi, G. 2001. Fuzzy approach o the environmental impact evaluation. *Ecological Modelling*, 135: 131-147.
- Ferron, P., Deguine, J.P. 2005. Crop protection, biological control, habitat management and integrated farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 25(1): 17-24.
- Firbank, L. 2005. Striking the balance between agricultural production and biodiversity. *Annals of Applied Biology*, 146: 163-175.
- Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L.W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti, P., Liira, J., Morales, M.B., Onate, J.J., Part, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Thies, C., Tschardtke, T. 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecological Applications*, 21(5): 1772-1781.
- 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(1): 129-135.
- Freemark, K.E., Boutin, C., Keddy, C.J. 2002. Importance of farmland habitat for conservation of plant species. *Conservation Biology*, 16: 399-412.
- French, D.D., Cummins, R.P. 2001. Classification, composition, richness and diversity of British hedgerows. *Applied Vegetation Science*, 4: 213-228.
- Fried, G. 2007. Variations spatiales et temporelles des communautés adventices des cultures annuelles en France. Thèse, Université de Bourgogne, Dijon. 357 p.
- Fried, G., Reboud, X., Gasquez, J., Delos, M. 2007. «Biovigilance flore», a long-term french weed survey 20ème conférence du COLUMA Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. Dijon. 11 et 12 Décembre 2007.
- Gaba, S., Fried, G., Kazakou, E., Chauvel, B., Navas, M.L. 2014. Agroecological weed control using a functional approach: a review of cropping systems diversity. *Agronomy for Sustainable Development*, 34: 103-119.

- Gainel, C. 2003. Caractérisation de la notion de valeur patrimoniale au sein des Parcs Naturels Régionaux et quantification à l'aide d'un indicateur. Rapport d'IUP Agriculture Durable (ENSGSI Strasbourg). ENSAIA, Nancy, France. 43 p.
- 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(3): 810-821.
- Gardarin, A., Durr, C., Colbach, N. 2012. Modeling the dynamics and emergence of a multispecies weed seed bank with species traits. *Ecological Modelling*, 240: 123-138.
- Gardarin, A., Dürr, C., Colbach, N. 2009. Effects of seed depth and soil aggregates on the emergence of weeds with contrasting seed traits. *Weed Research*, 50(2): 91-101.
- 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(2): 365-399.
- Gaujour, E. 2010. Evaluation des sources d'espèces et des déterminants de la diversité végétales des parcelles agricoles. Thèse, INPL, Nancy. 415 p.
- Girardin, P., Bockstaller, C., Werf, H.v.d. 1999. Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 13(4): 5-21.
- Gosling, P., Shepherd, M. 2005. Long-term changes in soil fertility in organic arable farming systems in England, with particular reference to phosphorus and potassium. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105(1-2): 425-432.
- Gove, B., Power, S.A., Buckley, G.P., Ghazoul, J. 2007. Effects of herbicide spray drift and fertilizer overspread on selected species of woodland ground flora: comparison between short-term and long-term impact assessments and field surveys. *Journal of Applied Ecology*, 44(2): 374-384.
- Gras, R., Benoit, M., Deffontaines, 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.
- Griffon, M. 2006. *Nourrir la planète*. Odile Jacob, Paris. 464 p.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, New York, USA. 456 p.
- Guillou, M., Guyomard, H., Huyghe, C., Peyraud, J.-L. 2013. Vers des agricultures doublement performantes pour concilier compétitivité et respect de l'environnement. Propositions pour le Ministre, Agreenium, INRA. 163 p.
- Hinsley, S.A., Bellamy, P.E. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, 60: 33-49.
- Hovd, H., Skogen, A. 2005. Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 110: 257-265.
- Janssens, F. 1998. *Restauration des couverts herbacés riches en espèces*. Thèse, Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve. 135 p.

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.

Julve, P. 1998. Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la Flore de France. Version 28/09/2010. Programme Catminat. <http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>.

Kaennel, M. 1998. Biodiversity: a diversity in definition. In: Bachmann, P., Köhl, M., Päivinen, R. (Eds.), Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

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. Thèse, INPL, Nancy. 163 p.

Kleijn, D., Joenje, W., Coeur, D.I., Marshall, E.J.P. 1998. Similarities in vegetation development of newly established herbaceous strips along contrasting European field boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 68(1/2): 13-26.

Kleijn, D., Snoeiijing, G.I.J. 1997. Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology*, 34(6): 1413-1425.

Kleijn, D., van Langevelde, F. 2006. Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 7(3): 201-214.

Kleijn, D., Verbeek, M. 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 37(2): 256-266.

Klein, A.M., Vaissière, B., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London Series B Biological Sciences*, 274(1608): 303-313.

Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., Van Groenendael, J.M., Klimes, L., Klimesová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilman, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B. 2008. The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology*, 96: 1266-1274.

Le Bris, C. 2009. Création d'un indicateur de qualité écologique des bords de champs en plaines céréalières. Mémoire de Stage de fin d'études d'ingénieur agronome de l'Agrocampus à Rennes spécialisation Génie de l'Environnement. 62 p.

Le Coeur, D., Baudry, J., Burel, F. 1997. Field margins plant assemblages: Variation partitioning between local and landscape factors. *Landscape and Urban Planning*, 37(1-2): 57-71.

Le Feon, V., Schermann-Legionnet, A., Delette, Y., Aviron, S., Billeter, R., Bugter, R., Hendrickx, F., Burel, F. 2010. Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 137(1-2): 143-150.

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).

Lefebvre, D. 2004. Approvisionnement en pollen et en nectar des colonies de bourdons *B. terrestris*. Ecologie comportementale et modélisation. Implication pour la pollinisation des fleurs de tomate en serre. Thèse, Université de Rennes 1, Rennes. 288 p.

Lemaire, G., Nicolardot, B. 1997. La maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA, Paris, Reims (France). 334 p.

Levrel, H. 2007. Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité. Paris, Institut français de la biodiversité. 94 p.

Lindenmayer, D.B., Likens, G.E. 2011. Direct Measurement Versus Surrogate Indicator Species for Evaluating Environmental Change and Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 14(1): 47-59.

Machet, J.M., Laurent, F., Chapot, J.Y., Dore, T., Dulout, A. 1997. Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. G. Lemaire and B. Nicolardot. Versailles, Paris, INRA: 271-288.

Madakadze, I.C., Stewart, K.A., Peterson, P.R., Coulman, B.E., Smith, D.L. 1999. Cutting frequency and nitrogen fertilization effects on yield and nitrogen concentration of switchgrass in a short season area. *Crop Science*, 39(2): 552-557.

Magda, D., Jarry, M. 2000. Prediction of cutting effects on a population of *Chaerophyllum aureum* - a demographic approach. *Journal of Vegetation Science*, 11(4): 485-492.

Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science, Oxford (UK). 264 p.

Makowski, D., Monod, H. 2011. Analyse statistique des risques agro-environnementaux : Etudes de cas. Springer. 164 p.

Marrs, R.H., Frost, A.J., Plant, R.A., Lunnis, P. 1993. Determination of Buffer Zones to Protect Seedlings of Nontarget Plants from the Effects of Glyphosate Spray Drift. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 45(3-4): 283-293.

Marshall, E.J.P. 1989. Distribution patterns of plants associated with arable field edges. *Journal of Applied Ecology*, 26: 247-257.

Marshall, E.J.P. 2001. Biodiversity, herbicides and non-target plants. Bcpc Conference - Weeds 2001, Vols 1 and 2: 855-862.

Marshall, E.J.P., Baudry, J., Burel, F., Joenje, W., Gerowitt, B., Paoletti, M., Thomas, G., Kleijn, D., Le Coeur, D., Moonen, A.C. 2002. Field Boundary Habitats for Wildlife Crop, and Environmental Protection, in *Landscape Ecology in Agroecosystems Management*. L. Ryszkowski (eds.), CRC Press, USA. 9: 219-247.

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 & Environment*, 113(1-4): 36-44.

Marshall, E.J.R., Moonen, A.C. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 89(1-2): 5-21.

- Meerts, P. 1993. La régression des plantes messicoles en Belgique, Faut-il sauver les mauvaises herbes ? Gap (France), Conservatoire Botanique de Gap-Charance: 49-55.
- Meiss, H., Munier-Jolain, N., Henriot, F., Caneill, J. 2008. Effects of biomass, age and functional traits on regrowth of arable weeds after cutting. *Journal of Plant Diseases and Protection*: 493-499.
- 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.
- 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(1-3): 529-539.
- Meyer, S., Krause, B., Wesche, K., Leuschner, C. 2010. Changes in central german arable weed communities over the last 50 years - a semi-quantitative study. 15th European Weed Research Society Symposium. EWRS, Kaposvár (Hungary).
- Mézière, D., Petit, S., Granger, S., Biju-Duval, L., Colbach, N. 2014. Developing a set of simulation-based indicators to assess harmfulness and contribution to biodiversity of weed communities in cropping systems (in revision).
- Millennium Ecosystems Assessment 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington D.C. (USA). 137 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.
- Moonen, A.C., Marshall, E.J.P. 2001. The influence of sown margin strips, management and boundary structure on herbaceous field margin vegetation in two neighbouring farms in southern England. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 86(2): 187-202.
- Munier-Jolain, N.M., Guyot, S.H.M., Colbach, N. 2013. A 3D model for light interception in heterogeneous crop:weed canopies: Model structure and evaluation. *Ecological Modelling*, 250: 101-110.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4): 355-364.
- Ouin, A., Paillat, G., Butet, A., Burel, F. 2000. Spatial dynamics of wood mouse (*apodemus sylvaticus*) in agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay (France). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78: 159-165.
- Ozinga, W.A., Bekker, R.M., Schaminee, J.H.J., Van Groenendael, J.M. 2004. Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *Journal of Ecology*, 92(5): 767-777.
- 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): 1-19.
- Peeters, A., Maljean, 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.

- 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. Thèse, INPL, Nancy. 383 p.
- Petit, S., Burel, F. 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 69(3): 243-252.
- Plantureux, S., Amiaud, B. 2010. e-FLORA-sys, a website tool to evaluate the agronomical and environmental value of grasslands, 23th General Meeting of the European Grassland Federation. 23th General Meeting of the European Grassland Federation. Kiel(Allemagne). August 29-September 2, 2010.
- 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. Prospective agriculture et biodiversité, INRA Département Environnement et Agronomie: 308.
- Plantureux, S., Oberlé, S., Guckert, A., Bonischot, R. 1985. Influence du drainage sur la composition floristique et la physionomie des prairies permanentes. Conditions et effets des excès d'eau en agriculture. Versailles, France. INRA, Ed: 439-448.
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P. 2003. Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology*, 84: 2628-2642.
- Pouvreau, A., Marilleau, R. 1980. L'élevage des bourdons. Leur utilisation pour la pollinisation des plantes. La Minière, Office pour les insectes et leur environnement, INRA. 19 p.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Roy, D.B., Warman, L.I.Z., Walker, K.J., Rothery, P. 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology*, 40(1): 65-77.
- 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(2): 192-206.
- Raunkiær, C. 1934. The life forms of plants and statistical plant geography (collected translated papers of C.Raunkiær). Oxford University Press, Oxford (UK). 632 p.
- Ricketts, T.H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S.S.K., A.M., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., Ochieng, A., Potts, S.G., Viana, B.F. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, 11(5): 499-515.
- Ricou, C., Schneller, C., Amiaud, B., Plantureux, S., Bockstaller, C. 2014. A new indicator to assess the pollination value of field margin flora. *Ecological Indicators*, 45: 320-331.
- Riemens, M.M., Dueck, T., Kempenaar, C. 2008. Predicting sublethal effects of herbicides on terrestrial non-crop plant species in the field from greenhouse data. *Environmental Pollution*, 155(1): 141-149.
- Riemens, M.M., Dueck, T., Kempenaar, C., Lotz, L.A.P., Kropff, M.J.J. 2009. Sublethal effects of herbicides on the biomass and seed production of terrestrial non-crop plant species, influenced by environment, development stage and assessment date. *Environmental Pollution*, 157(8-9): 2306-2313.

- Riley, J. 2001. The indicator explosion: local needs and international challenges. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 87(2): 119-120.
- Robinson, R.A., Sutherland, W.J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39(1): 157-176.
- Rollet, S. 2008. Développement et évaluation d'indicateurs de biodiversité pour évaluer les fonctions écosystémiques des prairies permanentes. Rapport de stage, INPL, Nancy. 33 p.
- Roquel, J. 2008. Quels sont les indicateurs disponibles pour gérer la biodiversité à l'échelle de l'exploitation d'élevage Mémoire de Stage de fin d'études d'ingénieur agronome de l'ENSAIA spécialisation DEFI (Développement durable des filières agricoles). 39 p.
- Rosnoblet, J., Girardin, P., Weinzaepflen, E., Bockstaller, C. 2006. Analysis of 15 years of agriculture sustainability evaluation methods. 9th ESA Congress. Warsaw, Poland. September 4-6, 2006.
- Sadok, W., Angevin, F., Bergez, J.E., Bockstaller, C., Colomb, B., Guichard, L., Reau, R., Messean, A., Dore, T. 2009. MASC, a qualitative multi-attribute decision model for ex ante assessment of the sustainability of cropping systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 29(3): 447-461.
- 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(1): 49-61.
- Schaffers, A.P., Sykora, K.V. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science*, 11(2): 225-244.
- Schärlig, A. 1990. Décider sur plusieurs critères : panorama de l'aide à la décision multicritère. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Montreux, Suisse. 304 p.
- Schiavon, M., Perranganier, C., Portal, J.M. 1995. La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. *Agronomie*, 15(3-4): 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 & Environment*, 93(1-3): 351-365.
- Schneller, C. 2011. Développement et validation d'un indicateur de la valeur pollinisatrice des bordures de champs en grandes cultures. Rapport de stage, INPL, Nancy. 32 p.
- Shannon, C.E., Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communities. University of Illinois, Urbana, Illinois (1949) ISBN 0252725484. 144 p.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- 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(1): 107-111.
- Somerville, D.C. 2001. Nutritional Value of Bee Collected Pollens: A report for the Rural Industries Research and Development Corporation. RIRDC Publication No. 01/047, Rural Industries Research and Development Corporation, Barton Act, Australia. 166 p.

- Stewart, J. 2002. La modélisation en biologie. In : Enquête sur le concept de modèle. Nouvel, P. Paris, France, Presses Universitaires de France: 43-66.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R., Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4): 337-365.
- Swets, J. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240: 1285-1293.
- 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(1): 113-134.
- Thenail, C., Joannon, A., Capitaine, M., Souchere, V., Mignolet, C., Schermann, N., Di Pietro, F., Pons, Y., Gaucherel, C., Viaud, V., Baudry, J. 2009. The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 131(3-4): 207-219.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898): 671-677.
- Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., Lehman, C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294(843-845).
- 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(8): 857-874.
- Tsiouris, S., Marshall, E.J.P. 1998. Observations on patterns of granular fertiliser deposition beside hedges and its likely effects on the botanical composition of field margins. *Annals of Applied Biology*, 132(1): 115-127.
- Van Dorp, D., Schippers, P., Van Groenendael, J.M. 1997. Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. *Landscape Ecology*, 12: 39-50.
- 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(3-4): 187-197.
- Vanschepdael, M. 2010. Valeur des prairies permanentes pour les insectes pollinisateurs. Rapport de stage, INPL, Nancy. 16 p.
- Viaux, P. 1999. Une 3e voie en Grande Culture - Environnement, Qualité, Rentabilité. *Agridécisions*, Paris. 211 p.
- Weibull, A.C., Ostman, O. 2003. Species composition in agroecosystems: the effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology*, 4: 349-361.
- Weibull, A.C., Ostman, O., Granqvist, A. 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity Conservation*, 12: 1335-1355.
- Westbury, D.B., Woodcock, B.A., Harris, S.J., Brown, V.K., Potts, S.G. 2008. The effects of seed mix and management on the abundance of desirable and pernicious unsown species in arable buffer strip communities. *Weed Research*, 48(2): 113-123.

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(4): 503-515.

Wezel, A., Casagrande, M., Celette, F., Vian, J.-F., Ferrer, A., Peigné, J. 2014. Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34: 1-20.

Williams, D.W., Jackson, L.L., Smith, D.D. 2007. Effects of frequent mowing on survival and persistence of forbs seeded into a species-poor grassland. *Restoration Ecology*, 15(1): 24-33.

Wingerden, W., Kreveld, A., Bongéré, W. 1992. Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. *Journal of Applied Entomology*, 113: 138-152.

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64(2): 253-260.

Conception d'un indicateur prédictif évaluant les effets des pratiques agricoles sur la diversité floristique et ses services en grandes cultures à l'échelle de la bordure de champ

Résumé

Développer des systèmes de culture respectant voire favorisant la biodiversité est un enjeu important pour les agronomes dans le contexte sociétal actuel. Pour ce faire, ceux-ci ont besoin de méthodes prédictives d'évaluation des effets des pratiques agricoles sur la biodiversité pour caractériser et évaluer les systèmes étudiés. Les écologues reconnaissent la nécessité d'aborder la biodiversité non seulement comme la richesse spécifique mais aussi par le biais des services écosystémiques qu'elle peut rendre à l'homme. Il existe de nombreuses propositions d'indicateurs de biodiversité mais ceux-ci reposent, soit sur des mesures de diversité au sein de groupes taxonomiques, soit sur des variables de pratiques et ne sont pas prédictifs. L'objectif de la thèse a été de concevoir un indicateur prédictif des effets des pratiques agricoles sur la biodiversité et ses services. Pour effectuer ce travail, nous avons choisi de nous baser sur la diversité floristique en bordure de champ et sur les services qui lui sont liés : la valeur patrimoniale, enjeu sociétal et la pollinisation, enjeu majeur pour l'agriculture.

Nous avons structuré ce travail en trois étapes. En premier lieu, nous avons sélectionné les pratiques agricoles connues pour leurs effets combinés sur la biodiversité et ses services, identifié leurs natures et estimé l'ampleur de leurs effets à l'échelle de la bordure de champ. Dans une seconde étape, nous avons intégré par expertise la connaissance sur ces effets dans un modèle opérationnel.

A la suite de ce travail de conception, nous avons évalué la sensibilité, et la qualité prédictive du modèle en le confrontant à un jeu de données mesurées sur le terrain dans le cadre de la thèse ou acquises dans le cadre d'autres travaux. Enfin, nous avons transformé les sorties du modèle (probabilité de présence pour 338 espèces) en un indicateur en les agrégeant en une valeur synthétique. Nous avons positionné ensuite celle-ci par rapport à des références que nous avons sélectionnées, et sur une échelle de notation lisible.

Le développement de cet indicateur prédictif opérationnel permettra aux agronomes d'évaluer les effets positifs et négatifs des pratiques agricoles, et d'identifier des pratiques innovantes respectueuses de la biodiversité et de ses services. L'indicateur pourra être utilisé avec d'autres indicateurs environnementaux, économiques et sociaux dans la perspective de l'étude de la durabilité des exploitations agricoles en grandes cultures.

Mots Clefs : Logique floue, Habitat semi-naturel, Pollinisation, Valeur Patrimoniale

Design of a predictive indicator to assess the effect of agricultural practices on plant diversity in field margins and its ecosystemic services

Abstract

Developing cropping systems supporting biodiversity is an important goal for agronomists in the current context of society. To achieve this goal, they need predictive methods assessing the effect of cropping practices on biodiversity to characterize and evaluate cropping systems. Among ecologists, a growing agreement exists to address biodiversity not only as species richness but also as ecosystemic services. There are numerous proposals of biodiversity indicators but those are based on diversity measurement within taxonomic groups or on management variables, and are not predictive. The objective of the thesis is to design a predictive indicator to assess the effects of cropping practices on biodiversity and its services. To achieve this, we decided to address plant diversity and its associated services, conservation value, a stake for society, and pollination, important stake for agriculture.

We structured the thesis in three steps. First we selected cropping practices having combined effects on biodiversity and its services, identified their nature and assess the range of their effects at the field margin scale. In a second step, we integrated by expertise, this knowledge in an operational model.

Following the design, we evaluate the sensitivity and the predictive quality of the model by comparing model outputs with field measurements carried out during the thesis or outside. Last we transformed outputs of the model (in form of presence probability for 338 species) into an indicator by aggregating them into synthetic value. Then, this was calibrated to selected references values on a scale between 0 (unfavorable) and 10 (favorable) easy to understand.

The development of this operational predictive indicator will enable agronomists to assess positive and negative effects of cropping practices and to identify innovative practices supporting biodiversity and its services. The indicator can be used with other environmental, economic, and social indicators to assess sustainability of arable farming systems.

Key words: Fuzzy logic, Semi-natural habitat, Pollination, Conservation value