HAL
open science

Évaluation de l'impact des pratiques agricoles d'exploitation de grandes cultures sur la valeur cynégétique à l'aide d'indicateurs agro-écologiques

Olivier Keichinger

To cite this version:

Olivier Keichinger. Évaluation de l'impact des pratiques agricoles d'exploitation de grandes cultures sur la valeur cynégétique à l'aide d'indicateurs agro-écologiques. Sciences agricoles. Institut National Polytechnique de Lorraine, 2001. Français. NNT : 2001INPL053N . tel-01749807

HAL Id: tel-01749807

https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01749807v1

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.

UNIVERSITÉ DE LORRAINE

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

1360311588 01INPL050N

Institut National
Polytechnique de Lorraine

Institut National de la Recherche
Agronomique

Equipe Agriculture Durable

[M] 2001 KEICHINGER, G.

THESE

présentée à l'Institut National de la Recherche Agronomique de Colmar
pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE L'I.N.P.L.

Spécialité : Sciences Agronomiques

par

Olivier KEICHINGER

Service Commun de la Documentation
INPL
Nancy-Brabois

Evaluation de l'impact des pratiques agricoles d'exploitations de grandes cultures sur la valeur cynégétique à l'aide d'indicateurs agro-écologiques

Soutenue publiquement le 22 juin 2001 devant la commission d'examen :

Membres du jury

A. Guckert : Professeur à l'ENSAIA (Nancy)	**Président**
J. Baudry : Directeur de recherche à l'INRA (Rennes)	**Rapporteur**
B. Frochot : Professeur à l'Université de Bourgogne (Dijon)	**Rapporteur**
P. Girardin : Directeur de recherche à l'INRA (Colmar)	**Directeur de thèse**
P. Havet : Directeur de la prospective et de l'évaluation à l'ONCFS	**Examinateur**
A. Schärlig : Professeur à l'Université de Lausanne (Suisse)	**Examinateur**
P. Caussade : Vice-Président de la FDC 67 (Strasbourg)	**Membre invité**

A Corinne...

Remerciements

Je tiens à remercier tout particulièrement Monsieur Philippe Girardin pour m'avoir accueilli dans son équipe et encadré durant toutes ces années. Pour sa patience, son soutien et tout le temps qu'il m'a consacré, mais aussi pour la liberté d'action qu'il m'a laissée, je l'assure de ma profonde reconnaissance.

Je remercie vivement le Professeur Sylvain Plantureux pour l'honneur qu'il me fait en présidant le jury de cette thèse.

Je remercie aussi MM Jacques Baudry et Bernard Frochot, pour avoir accepté de juger ce travail et MM Paul Havet et Alain Schärlig pour leur rigueur et les nombreux conseils qu'ils m'ont prodigués.

Mes remerciements s'adressent également au Président Gilbert de Turkheim, Gilbert Titeux ainsi qu'à toute l'équipe de la Fédération Départementale des Chasseurs du Bas-Rhin pour leur gentillesse, leur disponibilité et les connaissances qu'ils m'ont apportées.

Je tiens à remercier aussi les exploitants agricoles et les locataires de chasse pour leur disponibilité et leur bonne humeur lors des soirées comptages.

Je remercie également la Région Alsace et le Conseil Régional de la Chasse pour avoir financé ce travail de recherche.

Enfin, je ne saurais terminer cette liste de remerciements sans évoquer les techniciens et les secrétaires de la station d'agronomie pour leur bonne humeur et les pauses café quelquefois politiques, cybernétiques ou culturelles mais toujours humoristiques.

Table des matières

Introduction générale 6

PARTIE 1

Quelles sont les pratiques susceptibles d'avoir un impact sur le petit gibier et comment les évaluer?

1. Détermination des pratiques agricoles susceptibles d'avoir un impact sur les espèces gibier 8

1.1. Le faisan 8

1.2. La perdrix grise 13

1.3. Le lièvre 17

1.4. Conclusion 21

2. Quelles méthodologies d'évaluation? 22

2.1. La mesure directe 22

2.2. Le modèle 22

2.3. Les indicateurs 23

3. Méthodologie d'évaluation par des indicateurs agro-écologiques 24

3.1. Démarche générale d'élaboration des indicateurs 24

3.2. Elaboration des indicateurs agro-écologiques 26

4. Conclusion 27

PARTIE 2

Mode d'évaluation des six pratiques agricoles ayant une influence sur la faune

L'indicateur "Couverture du sol"

1. Introduction **29**

2. Les oiseaux nicheurs : perdrix grise et faisan **30**

2.1. Les besoins des espèces 30

2.2. Caractérisation des différents types de couvert 31

2.3. Méthode d'évaluation de l'indicateur couverture du sol 33

3. Le lièvre **41**

3.1. Les besoins de l'espèce 41

3.2. Méthode d'évaluation de l'indicateur couverture du sol 42

4. Test de sensibilité **45**

4.1. Les variables testées 45

4.2. Résultats 46

L'indicateur "Assolement"

1. Introduction **48**

2. Intérêt pour le petit gibier **48**

3. Construction de l'indicateur assolement **49**

3.1. La diversité 49

3.2. La répartition 49

3.3. Passage à l'indicateur 51

3.4. Méthode de calcul simplifiée 54

4. Le test de sensibilité **55**

4.1. Variables testées 55

4.2. Résultats 56

L'indicateur "Structures non productives"

1. Introduction **57**

2. Théories écologiques **58**

2.1. De la théorie de la biogéographie insulaire au "mosaic concept" 58

2.2. Les écotones ou effet lisière 58

2.3. La connectivité 59

2.4. Conclusions 59

3. La construction de l'indicateur 59

3.1. La quantité 59

3.2. La qualité des SNP 60

3.3. Les associations de SNP 77

3.4. La connectivité 80

3.5. L'agrégation 81

3.6. Le passage à l'indicateur 82

4. Test de sensibilité 83

4.1. Les variables testées 83

4.2. Résultats 84

5. La validation 86

L'indicateur "Machinisme"

1. Introduction 87

2. Les travaux à risques 87

2.1. Le travail du sol 88

2.2. Les traitements 89

2.3. La récolte 90

2.4. Divers 91

3. Elaboration de l'indicateur 92

3.1. Le lièvre 93

3.2. La perdrix et le faisan 96

L'indicateur "Irrigation"

1. Introduction 99

2. Le matériel 100

2.1. Le canon 100

2.2. Le pivot et la rampe frontale 100

2.3. La couverture intégrale 101

3. La méthode de calcul 101

3.1. Le type de matériel utilisé 101
3.2. La fréquentation 101
3.3. L'indicateur 102
3.4. Exemples 103

L'indicateur "Pesticides"

1. Introduction 105

2. Les problèmes posés par les pesticides 105
2.1. Simplification de l'habitat 105
2.2. Risques d'intoxication par les matières actives 106

3. Le mode d'évaluation 107
3.1. Simplification de l'habitat 107
3.2. Risques d'intoxication par les matières actives 108
3.3. L'indicateur pesticides 112
3.4. Exemples 113

4. Test de sensibilité 114

PARTIE 3

Evaluation de la valeur cynégétique et application à des exploitations agricoles et à des territoires de chasse

---

Evaluation de l'indicateur "cynégétique" : agrégation des six modules d'évaluation

1. Introduction 116

2. Importance de chaque pratique sur les trois espèces gibier 116
2.1. Le faisan 117
2.2. La perdrix 117
2.3. Le lièvre 118

3. Le système expert associé à la logique floue 119
3.1. La simplification 119

3.2. L'agrégation 119

4. Le multicritère 120

4.1. Une philosophie 120

4.2. La démarche 121

4.3. L'agrégation 121

5. La comparaison des deux méthodes : système expert et Electre III 125

5.1. Les méthodes 125

5.2. La comparaison 125

6. Test de sensibilité 127

6.1. Le faisan 127

6.2. La perdrix 127

6.3. Le lièvre 128

Résultats et discussion

1. Introduction 129

2. Application de notre méthode à des territoires et exploitations agricoles 129

2.1. Indicateurs de qualité de l'habitat (territoires) 130

2.2. Indicateurs pesticides et machinisme (territoires) 135

2.3. Les indicateurs calculés sur les exploitations agricoles 137

2.4. La valeur cynégétique 140

2.5. Le suivi des populations. 142

3. Discussion 144

3.1. Avantages et inconvénients des indicateurs et de leur construction 144

3.2. Outil d'évaluation et de diagnostic 146

3.3. Outil d'aide à la décision 147

3.4. La validation 149

Conclusions générales 151

Bibliographie 153

Introduction générale

Le but historique de l'agriculture a toujours été de produire afin de subvenir aux besoins nutritionnels de la population. Par sa modernisation et par l'intégration de progrès techniques, elle a pu, en France, atteindre cet objectif. Mais, cette intensification d'après guerre n'a pas été sans conséquences et se trouve à l'origine de problèmes environnementaux tels que la pollution des eaux souterraines, la destruction des habitats ou encore la dégradation du paysage. Sous l'impulsion convergente de la conférence de Rio et de la réforme de la PAC (Politique Agricole Commune), l'agriculture s'est donc vu attribuer d'autres missions comme le respect de l'environnement, auquel on n'attribuait que peu d'importance tant que l'objectif principal était la production (Vilain, 1999). Il en est ressorti un concept nouveau, celui "d'agriculture durable" inclus dans le concept plus général de "développement durable" qui est "*un mode de développement censé satisfaire les besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs*" (Conférence de Rio, 1992). L'agriculture durable, au niveau parcellaire, se traduit par la mise en œuvre de systèmes dits "intégrés". Ce concept peut se définir de la façon suivante : "*un système intégré correspond à une approche globale de l'utilisation du sol pour la production agricole, qui cherche à réduire l'utilisation d'intrants extérieurs à l'exploitation (énergie, produits chimiques), en valorisant au mieux les ressources naturelles et en mettant à profit des processus naturels de régulation*" (Viaux, 1999).

L'agriculture durable, nous venons de le voir, passe par des pratiques agricoles nouvelles ou différentes que peuvent susciter des politiques agri-environnementales. Mais ce type d'agriculture doit nécessairement être évalué par rapport justement à sa durabilité. Il est donc impératif de disposer d'outils qui permettront de "*juger de l'efficience (degré d'atteinte des objectifs) et de l'efficacité (coûts / résultats) des pratiques préconisées*" (Girardin et al., 1996). L'évaluation de la durabilité comprend, entre autres, l'évaluation de l'impact sur l'environnement. Mais la réalité est bien souvent trop complexe pour être appréhendée par des mesures directes ou des modèles et il est alors judicieux d'avoir recours à des indicateurs. Ceux-ci permettent de "*simplifier l'information pour rendre cette réalité accessible aux utilisateurs*" et "*correspondent à un compromis entre la connaissance scientifique du moment, les exigences de concision et de simplicité d'emploi des utilisateurs et la disponibilité des données*" (Girardin et al., 1999).

En se fixant des objectifs nouveaux, les agriculteurs redeviennent des gestionnaires de l'espace et non plus de simples utilisateurs, et cela au même titre que peuvent l'être d'autres acteurs du monde rural comme les chasseurs. En effet, ces derniers, de moins en moins nombreux du fait, en particulier, de la raréfaction du petit gibier de plaine et d'une évolution culturelle globale de la société, ont eux aussi développé une chasse "intensive" ou "hors-sol" à partir de lâchers (Floquet, 1998). De même que pour l'agriculture, le monde cynégétique doit instaurer une chasse "durable" qui permettra sa transmission aux générations futures et surtout son acceptabilité par la société. Les chasseurs s'ils se prévalent du titre de gestionnaires des milieux, doivent coopérer avec le monde agricole pour la prise en compte des espèces gibier et de la biodiversité en général.

Si plusieurs facteurs interviennent dans l'abondance du gibier (prédation, dérangement, chasse,...), c'est l'agriculture et ses techniques de production intensive qui jouent un rôle

majeur (Biadi, 1998; Lartiges et Mallet, 1983; Soyez, 1978). La mauvaise gestion des milieux a conduit à la rupture de l'équilibre agro-cynégétique qui a fait qu'en 30 ans par exemple, l'Alsace est passée d'un paradis à un désert cynégétique. Cependant, on peut penser que cette situation n'est pas irréversible et qu'il n'est pas utopique d'envisager un avenir plus souriant pour la petite faune de plaine. La sensibilité croissante de l'opinion publique et des décideurs, la mise en place de mesures agri-environnementales, l'évolution des mentalités et des pratiques des agriculteurs ainsi que l'ouverture d'esprit du monde de la chasse rendent la recherche d'un nouvel équilibre agro-cynégétique crédible.

Dans la mesure où les chasseurs souhaiteraient promouvoir et éventuellement financer des exploitants dont les pratiques seraient favorables à la faune, ils auront besoin nécessairement d'une méthode d'évaluation de celles-ci. C'est dans ce contexte qu'a été lancé ce travail de recherche avec pour objectif principal l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la valeur cynégétique du milieu. Ce terme de cynégétique regroupe tout ce qui concerne la chasse. Parmi les espèces de gibier, ce sont surtout les populations de petit gibier de plaine qui sont en déclin. C'est pourquoi, trois espèces qui étaient, il y a encore trente ans, à des niveaux de populations très élevés, ont été retenues pour l'étude : le lièvre, espèce patrimoniale par excellence de l'Alsace, la perdrix grise dont certaines populations subsistent encore et le faisan, qui est encore une espèce très chassée mais uniquement grâce à de nombreux lâchers. Donc, une fois la valeur cynégétique définie, le point important de l'étude en sera l'évaluation. En effet, les chasseurs veulent disposer d'un outil de diagnostic rapide sans recours à des mesures de terrains lourdes et coûteuses. Cet outil devra en outre être facilement compréhensible par tous les intéressés (chasseurs et agriculteurs). pour servir, par la suite, au classement des exploitations agricoles en fonction de leur valeur cynégétique.

<u>Première partie</u> :

Quelles sont les pratiques susceptibles d'avoir un impact sur le petit gibier et comment les évaluer?

L'avenir des espèces animales sauvages est conditionné par l'évolution des habitats, qui dans le cas des espaces ouverts, dépend des systèmes et pratiques culturales influençant les capacités d'accueil (Havet, 1998). La nécessité de conservation passe par la connaissance de la biologie des espèces, mais surtout par la maîtrise des impacts des systèmes de culture sur ces espèces. Parmi toutes ces espèces, on retrouve notre petit gibier de plaine (faisan, lièvre et perdrix) que l'on peut considérer comme espèces indicatrices de la santé de l'environnement dans les milieux agricoles (Biadi, 1998). C'est pourquoi, dans un premier temps, nous avons réalisé une synthèse des connaissances sur la biologie de nos trois espèces, afin de recenser et de mieux appréhender le mode d'action des pratiques agricoles. Puis, nous détaillerons la méthode que nous utiliserons pour évaluer l'impact de ces pratiques agricoles sur les espèces considérées.

1. Détermination des pratiques agricoles susceptibles d'avoir un impact sur les espèces gibier

Dans cette partie, nous décrirons la biologie, le comportement et l'habitat des espèces étudiées (faisan, perdrix et lièvre) afin de mieux cerner leurs besoins. Cela nous permettra de mieux connaître les pratiques agricoles qui auront une influence sur ces espèces mais surtout de savoir dans quelle mesure elles agissent en faveur ou en défaveur d'un maintien de ces populations.

1.1. Le faisan

1.1.1. Généralités

Le faisan commun (*Phasianus colchicus*) appartient à l'ordre des Galliformes, à la famille des Phasianidés et au genre Phasianus. Du fait de la complexité de la classification, nous n'irons pas plus avant, car Delacour reconnaît 16 genres, 49 espèces et 124 sous espèces (Biadi et Mayot, 1990).

Il est originaire très probablement de Chine. Son arrivée en Europe et plus précisément en Grèce est controversée. Elle serait due soit à son extension naturelle, soit aux Argonautes qui l'auraient capturé au bord du fleuve Phase en Colchide (actuellement l'Arménie et le Caucase). Ce qui est plus sûr, c'est que ce sont ensuite les Romains qui l'ont dispersé dans toute l'Europe. Actuellement, on le trouve en Europe (de l'Espagne à la Finlande) ainsi qu'en Amérique et en Océanie. En France, comme dans d'autres pays, il est resté pendant longtemps un oiseau de volière et ce n'est qu'à la fin du XVIe siècle qu'il peupla forêts et plaines. Au début du XXe siècle, le nombre de populations naturelles avait déjà fortement diminué, sauf dans quelques régions (Sologne,...), pour tomber à moins d'une centaine aujourd'hui sur le territoire français. Paradoxalement, le faisan qui s'acclimate à des milieux très divers ne persiste que sous forme de populations mixtes ou semi naturelles qui doivent être renforcées par des lâchers et par une bonne gestion du territoire (Biadi et Mayot, 1990).

Le mâle mesure 76 à 89 cm de longueur, son plumage est multicolore et sa queue pointue et longue. La tête est vert foncé ou bleu brillant et quelquefois, un anneau blanc entoure le cou. Autour des yeux et de ses courtes "oreilles", le faisan a la peau écarlate. La femelle ne mesure que 55 à 64 cm, sa queue est beaucoup plus courte et son plumage moins coloré que celui du mâle (marron à marron jaunâtre, tacheté ou rayé de noir).

Le régime alimentaire des adultes est très éclectique puisqu'ils consomment une grande variété de graines (cultivées ou non), d'insectes, de mollusques, de petits rongeurs et de reptiles. Ils se nourrissent également de baies et de bourgeons en se perchant sur les buissons et les arbustes. Les quantités ingérées de chaque aliment ne sont pas connues car elles varient avec les milieux et sont fonction de leur richesse relative, de leur éloignement et de leur appétence. Les poussins ne consomment quasiment que de la nourriture d'origine animale durant le premier mois de leur vie (90, 60, 50 et 20% durant respectivement les 1ere, 2nde, 3ème et 4ème semaine après éclosion) (Biadi et Mayot, 1990).

1.1.2. Biologie

1.1.2.1. Au printemps

Le faisan est un oiseau territorial, sédentaire et polygyne (qui peut avoir plusieurs femelles). Certains mâles vont délimiter un territoire (entre 2 et 10 hectares en fonction de la qualité du milieu) qu'ils défendent contre les autres coqs et sur lequel ils attirent une ou plusieurs femelles. Les autres mâles dits non territoriaux ont un espace vital beaucoup plus étendu car ils sont non fixés.

La poule, dès qu'elle est intégrée dans un groupe reproducteur, commence à rechercher un emplacement pour le nid. Quelques jours avant la ponte, elle s'accouple (cochage), puis aménage son nid d'abord dans une simple excavation du sol, puis, progressivement avec la couvaison, elle le tapisse de végétaux divers. Le nid qui contient en moyenne entre 10 et 15 œufs (Biadi et Mayot, 1990; Hill et Robertson, 1988) est confectionné dans des couverts susceptibles de le camoufler à la vue des prédateurs. Les premières pontes qui ont lieu à partir de la mi-mars, se trouvent surtout dans les ronces, orties, fourrés, herbes sèches et céréales précoces, là où la végétation est déjà bien développée au sortir de l'hiver. Les nids plus tardifs ou de remplacement (recoquetage) après destruction ou abandon des premiers nids, sont installés dans des milieux plus variés comme les prairies et les céréales. Par contre, rares sont les nids trouvés dans le maïs, le colza, la betterave ou le tournesol. La ponte, qui dure environ trois semaines (à raison de deux œufs tous les trois jours) est suivie, mais pas immédiatement, de la couvaison (Biadi et Mayot, 1990). Elle est conduite entièrement par la femelle (Hill et Robertson, 1988) et ne débute généralement qu'après le 15 mai (la durée de l'incubation varie entre 23 et 24 jours) (Biadi et Mayot, 1990). Le pic d'éclosion se situe durant la première quinzaine de juin. Habituellement, neuf à dix poussins éclosent en moyenne par nid de première ponte.

1.1.2.2. En été

Les coqs vont demeurer territoriaux aussi longtemps que leurs poules sont susceptibles d'être fécondes (jusqu'en juin et parfois jusqu'au mois d'août pour les pontes de remplacement). Ensuite, ils peuvent demeurer au même endroit, mais sans comportement territorial.

C'est à cette période que la poule va commencer l'élevage des jeunes à peine éclos. Les poussins, qui naissent tous en même temps, demeurent quelques heures sous la mère. Puis, grâce à leur duvet protecteur, ils peuvent quitter le nid et se déplacer à la recherche de nourriture : on dit qu'ils sont nidifuges. Conduits par leur mère, les poussins vont prélever eux mêmes leur nourriture qui se compose essentiellement d'insectes et de quelques débris de végétaux. Les premiers jours toutefois, ils ne s'éloignent pas trop de leur mère sous laquelle ils retournent fréquemment pour se réchauffer, car ils n'ont pas encore la capacité de maintenir seuls leur température corporelle. Les plus faibles risquent donc rapidement de mourir et ce d'autant plus vite que les conditions climatiques sont défavorables.

A partir de deux semaines, les faisandeaux commencent à voler et ils deviennent beaucoup plus indépendants entre la troisième et la quatrième semaine tout en restant "à portée de voix". Ce n'est qu'après dix à douze semaines que la compagnie se disloque.

1.1.2.3. En automne et en hiver

Dès le début de l'automne, on observe des regroupements plus ou moins importants sur des domaines de plusieurs dizaines d'hectares alors qu'une partie des jeunes part explorer de nouveaux horizons. Au cours de l'hiver, les faisans restreignent encore leur espace vital si les ressources sont suffisantes en utilisant en alternance les sites d'alimentation (gagnage) et de repos.

1.1.3. L'habitat

S'il est difficile de caractériser l'habitat idéal, on peut tout de même, à partir des milieux où les densités sont les plus élevées, dire que le faisan s'adapte à de nombreux paysages du moment que secteurs cultivés et non cultivés s'imbriquent (Mayot et al., 1988). Comme pour de nombreuses autres espèces de petit gibier, l'action de l'homme est favorable. Il faut qu'il y ait au minimum 15 à 20% de la surface en culture et conserver au moins 10 à 20% du territoire en zones non cultivées (Biadi et Mayot, 1990; Robertson, 1992). Quand le milieu a tendance à se refermer après abandon des terres, le faisan se fait rare car c'est une espèce de lisière et il fréquente peu l'intérieur des bois. Cette diversité offerte par les zones cultivées et non cultivées permet au faisan de trouver ce dont il a besoin tout au long de l'année. L'utilisation des différents éléments qui composent le paysage varie en fonction du cycle biologique de l'espèce. Un bon territoire devra donc comprendre une bonne qualité de l'habitat aux différentes périodes de l'année.

1.1.3.1. En automne et en hiver

Le faisan fréquente principalement les bois et les parcelles cultivées. Durant cette période difficile, l'activité principale sera la recherche de nourriture dans les chaumes de maïs, ou de céréales d'hiver, dans les prairies ou les bois (fruits), sans oublier les cultures à gibier qui sont très prisées en ces périodes difficiles. Mais il devra aussi se protéger contre les intempéries et les prédateurs. Pour cela, les zones boisées (haies, bosquets, bois) où le sous-couvert est dense, sont très utiles, même en faible quantité, car les individus se regroupent (Hill et Robertson, 1988; Robertson, 1996). Les coqs aiment aussi se percher sur les arbres, ce qui leur permet d'échapper aux prédateurs.

1.1.3.2. Au printemps et en été

L'accès à la nourriture est facilité et le développement du couvert permet une bonne protection contre les prédateurs. Durant les périodes de pluie, les animaux évitent les couverts herbacés denses et se cantonnent dans les haies et les buissons hauts et larges ainsi que sur les chemins afin de se sécher.

La reproduction va changer le comportement des individus et donc leur utilisation du milieu. Les mâles vont rechercher des territoires sur lesquels ils pourront attirer des femelles. La qualité de ces territoires passe par la présence simultanée de lisières boisées ou de couverts résiduels (roseaux, herbes hautes) et de zones de cultures ou de prairies (Robertson, 1992; Robertson, 1996).

C'est la qualité du couvert qui sera à l'origine du choix du territoire comme lieu de nidification (Vandel et Linder, 1981). Les nids sont disposés dans des couverts qui permettent une bonne dissimulation. Ces derniers vont changer au cours de la période de reproduction. Au début de saison, les nids se situent plutôt dans les éléments fixes du paysage (toutes les lisières boisées, fossés non entretenus), là où les herbes sèches et les orties offrent très tôt un abri. Puis avec le développement de la végétation, les nids plus tardifs ou de recoquetage, vont se retrouver plus fréquemment dans les prairies puis les céréales (Hill et Robertson, 1988; Mayot et al., 1988). Les nids en zones agricoles, sont généralement en bordure de parcelle et pas trop éloignés d'une structure non productive (haies, fossés,...) (Mayot et al., 1988).

Les besoins en couvert restent constants lors de l'élevage des jeunes afin de leur offrir une protection contre les prédateurs. Les compagnies séjournent le plus souvent dans une zone qui comprend une céréale ou une prairie avec éventuellement un élément boisé à proximité (Biadi et Mayot, 1990).

1.1.4. Dynamique des populations

Ce terme regroupe l'ensemble des fluctuations de l'effectif et de la structure d'une population. Les fluctuations sont dues aux "entrées" (natalité et immigration) et aux "sorties" (mortalité et émigration) et les événements qui ont un impact sur les unes ou les autres sont appelés des facteurs.

1.1.4.1. Les entrées

La principale entrée provient des naissances et donc de la réussite de la reproduction, elle même dépendante de la nidification et de l'élevage des jeunes.

- La nidification

Quand une poule fait un nid, elle va être confrontée à deux problèmes, trouver le milieu idéal où le construire et ensuite le préserver jusqu'à éclosion ; ces deux considérations étant bien souvent liées. Mais avant de choisir son site de nidification, le faisan se fixe sur un territoire après l'avoir choisi pour sa qualité en terme d'habitat. On voit bien que la reproduction dans une zone dépend en premier lieu de la fixation et donc de la qualité du couvert à cette période. De même, pour que la poule installe son nid, il faudra qu'à ce moment là, elle dispose d'un couvert de qualité (différent de celui de fixation). Il est donc nécessaire si l'on veut une bonne reproduction que l'habitat soit favorable à la fois à la fixation et à la

nidification de l'espèce. La seconde difficulté que va rencontrer la poule sera de mener le nid jusqu'à l'éclosion. Parmi l'ensemble des nids construits par les poules, environ un tiers seulement seront menés à terme (Biadi et Mayot, 1990). Trois facteurs sont généralement la cause de ces échecs. Tout d'abord, ce sont les conditions climatiques extrêmes (orage, gel) qui peuvent entraîner l'abandon du nid après qu'il a été noyé ou enseveli sous la végétation couchée. La seconde cause de destruction est la prédation. Concernant l'impact de celle-ci, les chiffres varient entre 10 (Mayot et al., 1988) et 50 % (Erlinge et al., 1984). Il est donc difficile de connaître exactement l'effet des prédateurs, car il dépend du type de milieu, de la qualité du couvert ainsi que de la pression que peuvent exercer les chasseurs à leur encontre.

Enfin, l'intervention de l'homme est aussi un facteur de destruction des nids. Les travaux de récolte entraînent souvent les plus grosses pertes. Avec l'intensification, les fauches sont plus fréquentes et surtout plus précoces, ce qui laisse peu de chance aux nids d'arriver à éclosion. Il est donc fréquent que 75 (Mayot et al., 1988) à 90% (Biadi et Mayot, 1990) des couvées n'arrivent pas à terme dans les prairies intensives et autres luzernes, alors que ce chiffre tombe à 50 et 60% respectivement pour les céréales et les zones non cultivées (Biadi et Mayot, 1990). D'autres interventions humaines peuvent être la cause de la destruction directe du nid, comme l'entretien trop précoce des structures non productives ou bien indirecte comme l'irrigation qui est responsables de l'abandon de nids après que ces derniers ont été noyés sous l'intensité de l'arrosage. Il est donc important d'avoir une grande diversité de cultures et de zones non cultivées afin d'être à l'abri de la disparition du seul couvert qui serait favorable au faisan à un moment ou à un autre de son cycle biologique.

- L'élevage des jeunes

Avec la nidification, c'est l'autre période clé dans la réussite de la reproduction. Durant les premières semaines de leur vie, les poussins sont très vulnérables du fait qu'ils se déplacent lentement et qu'ils ne régulent pas encore leur température corporelle.

Les mauvaises conditions climatiques ont des effets directs comme l'augmentation du temps passé sous la poule pour se réchauffer, ce qui laisse moins de temps pour la recherche de nourriture, ou l'engluement des poussins dans les sols qui ressuient mal (Biadi et Mayot, 1990). Un effet indirect important consiste en la diminution des quantités d'insectes due au froid. La prédation est un autre facteur capable de diminuer fortement le taux de survie des poussins, et peut représenter jusqu'à 85% de la mortalité totale durant le premier mois de leur vie (Riley et al., 1998). Enfin, l'activité humaine intervient, mais indirectement, en réduisant, par la récolte, la protection offerte par les couverts (zones à forte proportion de céréales, par exemple) et en réduisant, par les traitements à action insecticide, les quantités d'insectes disponibles pour les poussins.

1.1.4.2. Les sorties

Ce qui a été dit auparavant sur l'élevage des jeunes a aussi sa place dans ce paragraphe car la baisse des entrées due à une mortalité des poussins peut être considérée comme une augmentation de la mortalité. On rajoutera à cette mortalité celle des adultes qui est variable au cours de l'année et différente selon le sexe.

En général, les conditions climatiques hivernales entraînent peu de mortalité, car le faisan est adapté au froid et à la disette (Hill et Robertson, 1988), et seul un hiver particulièrement rude peut être préjudiciable à la population. Mais c'est la période de reproduction qui enregistre les pertes les plus importantes et principalement pour les

couveuses. En effet, elles deviennent très sensibles à la prédation, mais surtout à l'activité agricole. Les fauches, les récoltes ou les broyages peuvent engendrer jusqu'à 30% de perte chez les femelles présentes dans ces parcelles (Biadi et Mayot, 1990).

1.2. La perdrix grise

1.2.1. Généralités

La perdrix grise (*Perdix perdix*) appartient à l'ordre des Galliformes, à la famille des Phasianidés et au genre *Perdix*. On connaît trois espèces du genre *Perdix* : la perdrix grise (*Perdix perdix*), la perdrix barbue (*Perdix dauuricae*) et la perdrix du Tibet (*Perdix hodgsoniae*) et huit sous espèces. La perdrix est originaire de l'Europe occidentale où elle vivait déjà il y a plus de 7 millions d'années. Elle est présente en Eurasie (de l'Irlande à la Sibérie et du cercle polaire à l'Iran), en Amérique du nord et isolément en Océanie, partout où il existe de grandes plaines agricoles ou de vastes steppes. En France, on ne la trouve qu'épisodiquement au sud du parallèle qui passe par Bordeaux et dans la quasi totalité des régions au nord de celui-ci. Cette répartition est due, en France comme dans le reste du monde, aux conditions climatiques, avec au sud, des températures trop élevées et des précipitations trop faibles alors qu'elle se plaît dans un climat tempéré comme le Bassin parisien.

Le coq comme la poule sont très colorés et à deux ou trois détails près, il est très difficile de les distinguer. Nous ne nous étendrons pas plus sur leur aspect car le plumage des adultes en reproduction comporte une quinzaine de couleurs réparties sur une vingtaine de parties du corps.

Le régime alimentaire est varié et variable selon les saisons en fonction de la disponibilité de la nourriture. Mais, en général, la perdrix consomme toutes sortes de graines (adventices et cultivées), de nourriture verte (feuilles de céréales, de trèfle ou de luzerne) et enfin d'insectes. Quant aux poussins, ils consomment, comme les faisandeaux, uniquement des insectes durant le premier mois de leur vie.

1.2.2. Biologie

1.2.2.1. Au printemps

Dès la fin janvier, on constate les premiers éclatements de compagnies. Les individus partent à la recherche de partenaires pour former des couples reproducteurs (la perdrix est monogyne). Cette période qui va de l'éclatement à la fixation définitive sur un territoire peut se décomposer en trois phases (Birkan et Jacob, 1988; Birkan et Serre, 1988). La première est l'isolation du couple nouvellement formé sur une zone afin de consolider les liens. Puis, il va partir à la recherche d'un territoire en explorant dans toutes les directions, pour enfin se fixer sur un domaine d'une surface moyenne de 4 hectares. La perdrix peut être considérée comme un oiseau territorial, et ce n'est plus uniquement le mâle qui défendra le territoire mais le couple et il est fréquent de voir des combats entre femelles, combats qui restent généralement sans gravité. Certains coqs, appelés bourdons, ne forment pas de couples, mais il arrive qu'ils s'intègrent, un peu plus tard dans la saison, dans un couple.

La poule, après la parade nuptiale du coq, suivie de la copulation, construit un nid fait de végétaux secs à l'abri des regards. Elle va y pondre une quinzaine d'œufs à un rythme d'environ 1,4 par jour. Les nids de remplacement contiennent généralement moins de12 œufs, voir seulement 7 pour une quatrième ponte. Le début des premières pontes se situe généralement vers la mi-avril avec un pic début mai. Les deuxièmes et troisièmes pontes ont leur pic respectivement début juin et début juillet. La couvaison est effectuée uniquement par la poule et dure en moyenne 24 jours.

1.2.2.2. En été

Cette période sera surtout consacrée à l'élevage des poussins éclos. Le pic d'éclosion a lieu généralement, pour les premières pontes, autour du 22 juin (à la mi-juillet pour les deuxièmes pontes). Comme pour le faisan, les poussins sont nidifuges et vont quitter le nid après avoir passer quelques heures sous la mère pour se sécher. Ensuite, aidés par leur deux parents, qui grattent le sol, ils recherchent leur nourriture qui est uniquement à base d'insectes, durant les deux premières semaines de leur vie (ils ne sont pas encore capables de digérer les graines). Puis, leur alimentation change, pour n'être quasiment plus que végétale après un mois.

Les premiers jours, ils ne s'éloignent pas trop de leur mère sous laquelle ils retournent fréquemment pour se réchauffer, car ils n'auront la capacité de maintenir eux mêmes leur température corporelle qu'à partir de 9 jours, s'ils sont bien nourris, et presque quatre semaines dans le cas contraire. Les plus faibles risquent donc rapidement de mourir et d'autant plus vite que les conditions climatiques sont défavorables. En effet, les périodes de pluie accompagnées d'une baisse des températures augmentent, comme pour les faisandeaux, le temps passé à se réchauffer sous la poule et réduisent d'autant le temps de recherche de la nourriture. A partir de deux semaines, les perdreaux commencent à voler, ce qui les rendra moins vulnérables face aux prédateurs.

1.2.2.3. En automne et en hiver

Pour la mauvaise saison, les compagnies ne se dispersent pas mais vont plutôt se regrouper, et il est fréquent de rencontrer des groupes d'une vingtaine d'oiseaux ou plus. Cela va leur permettre d'avoir en permanence plusieurs guetteurs qui inspectent les environs, ce qui en fera une proie moins facile pour les prédateurs. La vie en communauté leur permet aussi de se protéger du froid en se serrant les uns contre les autres afin de réduire les pertes de chaleur. Durant cette période, les perdrix sont à couvert le jour pour se protéger des prédateurs volants et se nourrissent la nuit bien à découvert pour voir arriver les mammifères carnivores. Hormis les prédateurs, leur autre problème reste la recherche de nourriture. Elles se nourrissent quasi exclusivement de végétaux verts, dont elles picorent le bout du feuillage, d'où l'avantage des céréales d'hiver par rapport aux terres nues des labours, par exemple.

1.2.3. L'habitat

La perdrix grise est un animal typique de steppe et tout particulièrement des plaines céréalières ouvertes. L'utilisation des différents éléments qui composent ce paysage varie en fonction du cycle biologique de l'espèce.

1.2.3.1. En automne et en hiver

La perdrix fréquente deux types de végétation à cette époque. Elle aime avoir à disposition une culture (maïs, engrais vert) ou un élément du paysage (haies, bosquets bandes herbeuses) dans lesquels elle se réfugie pour dormir ou se protéger des prédateurs. Mais, il lui faut aussi des zones où elle trouve sa nourriture et surtout de jeunes pousses de végétaux verts comme les céréales d'hiver (Allen, 1984; Birkan et Jacob, 1988).

1.2.3.2. Au printemps et en été

L'accès à la nourriture est facilité et le développement du couvert permet une bonne protection contre les prédateurs. Durant les périodes de pluie, les animaux évitent les couverts herbacés denses et se retrouvent dans les haies et les buissons hauts et larges ainsi que sur les chemins afin de se sécher.

La reproduction va changer le comportement des individus et donc leur utilisation du milieu. Les couples, une fois formés, vont rechercher un territoire sur lequel ils pourront se reproduire. Ils se fixent généralement dans un secteur où la végétation est déjà un peu développée (15 à 30 cm) avec la présence par exemple d'une bande ou d'un chemin enherbé (Birkan et Serre, 1988). L'avantage d'avoir une proportion importante de végétation bien développée est que celle-ci va dissimuler les couples de perdrix à la vue de leurs congénères, ce qui aura pour effet d'augmenter le nombre de couples aux 100 ha (Birkan, 1977; Gindre et al., 1977).

Les nids sont disposés dans des couverts qui permettent une bonne dissimulation avec en principe une hauteur de végétation de 30 cm (Birkan, 1977). Ils peuvent être placés dans des éléments fixes du paysage comme les bandes herbeuses ou les haies (Rands, 1986; Rands, 1982; Smith et al., 1982), à condition que ces dernières aient une végétation herbacée sèche (Sotherton et Rands, 1987). Dans les cultures, les nids se retrouvent principalement dans les céréales et toujours en bordure de parcelle (environ 90% des nids dans les 30 premiers mètres) (Birkan et Jacob, 1988). On voit bien ici l'avantage d'avoir un parcellaire qui ne soit pas trop grand, entrecoupé de structures non productives pour une bonne nidification de la perdrix.

Les besoins en couvert restent constants lors de l'élevage des jeunes afin de leur offrir une protection contre les prédateurs. Les compagnies séjournent le plus souvent dans une zone qui comprend une céréale avec une zone limitrophe non cultivée qui servira de réservoir d'insectes pour les poussins (Birkan et Jacob, 1988).

1.2.4. Dynamique des populations

Comme pour le faisan, nous tiendrons compte ici des facteurs qui agissent sur les fluctuations de l'effectif et donc, sur les "entrées" (natalité et immigration) et sur les "sorties" (mortalité et émigration).

1.2.4.1. Les entrées

La principale entrée provient des naissances et donc de la réussite de la reproduction, elle même dépendante de la nidification et de l'élevage des jeunes.

- La nidification

Comme pour le faisan, une bonne reproduction nécessitera d'avoir un habitat favorable à la fixation et à la nidification, mais aussi de mener la couvaison à terme. Pour la perdrix, on ne sait pas très bien quels sont les taux de perte des nids, car ceux-ci varient de 5 à 93 % (Birkan et Jacob, 1988). Il existe deux causes principales de ces échecs, la prédation et les interventions humaines dont la dominance varie en fonction du type d'habitat.

Les destructions dues aux interventions humaines et surtout agricoles proviennent principalement des récoltes et de l'irrigation. Les récoltes des fourrages et entre autre de la luzerne, peut entraîner jusqu'à 90 % de nids détruits (Birkan et Jacob, 1988; Scarlatescu et al., 1965). Cette pratique est très destructrice pour deux raisons ; la concordance de la date des travaux avec la présence des nids et la forte attractivité de ces couverts. L'autre pratique à risque est l'irrigation qui entraîne l'abandon du nid après l'arrosage intensif qui noie littéralement le nid (Floquet, 1998; Serre et al., 1989; Serre et al., 1995).

La seconde cause de destruction est la prédation. Elle peut représenter de 40 à 60 % des nids détruits en fonction du type de milieu. En effet, si les bandes d'herbe, les fossés ou les haies sont trop étroits, cela facilite la recherche des nids pour des prédateurs comme le renard (Birkan et Jacob, 1988; Rands et Sotherton, 1987). De même, la présence d'arbres dans les haies est défavorable à la perdrix car ils servent de perchoir à certains prédateurs comme les pies, les geais et les corneilles (Yahner et Wright, 1985).

Enfin, des conditions climatiques extrêmes comme un orage violent peuvent entraîner l'abandon du nid après qu'il a été noyé ou enseveli sous la végétation couchée.

- L'élevage des jeunes

Les facteurs influant sur l'élevage des jeunes perdreaux sont identiques à ceux du faisan, car comme eux, durant les premières semaines de leur vie, ils sont très vulnérables du fait qu'ils ont une nourriture spécifique (insectes) et qu'ils ne régulent pas leur température.

Les mauvaises conditions climatiques ont des effets directs comme l'augmentation du temps passé sous la poule pour se réchauffer, ce qui laisse moins de temps pour la recherche de nourriture, ou comme pour les faisandeaux, l'engluement des poussins dans les sols qui ressuient mal (Birkan et Jacob, 1988). Et là aussi un effet indirect important réside dans la diminution des quantités d'insectes, due au froid (Reitz et Berger, 1994). La prédation est un autre facteur capable d'affecter le taux de survie des poussins. Mais, elle reste faible car les poussins sont difficilement décelables dans les champs de céréales (Birkan et Jacob, 1988). L'activité humaine intervient surtout indirectement en réduisant, par la récolte, la protection offerte par les couverts (zones à forte proportion de céréales par exemple) et, par les traitements à action insecticide, les quantités d'insectes disponibles pour les poussins (Potts, 1986). Enfin, on peut ajouter à ces facteurs, les maladies qui peuvent exceptionnellement entraîner en cas d'infections importantes, jusqu'à 50 % de mortalité parmi les poussins. Mais, généralement dans la nature, les risques de transmission sont faibles et la mortalité ne dépasse pas quelques pourcents (Birkan et Jacob, 1988).

1.2.4.2. Les sorties

On ajoutera à la mortalité des poussins signalée plus haut, celle des adultes qui est variable au cours de l'année et différente selon le sexe.

Contrairement au faisan, les conditions climatiques hivernales entraînent une mortalité quelquefois importante puisque celle-ci varie entre 1/3 et 3/4 de la population, cependant il

faut relativiser ces chiffres car ils correspondent aux pertes réparties sur sept mois (de fin août à début avril) (Birkan et Jacob, 1988). Par exemple si le sol est recouvert d'une épaisse couche de neige, la nourriture peut venir à manquer car elle se trouve inaccessible.

La période de reproduction enregistre aussi des pertes importantes et principalement pour les couveuses. En effet, elles deviennent, de par leur longue immobilité, très sensibles à la prédation, mais surtout à l'activité agricole. Les fauches, les récoltes ou les broyages peuvent engendrer jusqu'à 30% de pertes chez les femelles présentes dans ces parcelles, avec une moyenne qui tourne généralement plutôt autour de 15% (Birkan et Jacob, 1988).

1.3. Le lièvre

1.3.1. Généralités

Le lièvre commun ou d'Europe (*Lepus europaeus* Pallas) appartient à l'ordre des Lagomorphes, à la famille des Léporidés et au genre Lepus. Les Léporidés sont connus depuis 40 millions d'années et le genre Lepus s'est différencié en Afrique il y a environ 8 millions d'années. Les espèces modernes de lièvre elles apparaissent vers 5 millions d'années en Europe entre autre. Actuellement, cette espèce a une aire de répartition qui couvre quasiment toute l'Europe au sud du 64e parallèle pour s'étendre jusqu'au lac Baïkal. Il a aussi été introduit avec succès en Amérique du Nord (à l'est des grands lacs) et au sud de l'Amérique du Sud, sur les côtes russes du Pacifique, en Australie, en Nouvelle-Zélande et diverses autres îles. En France, on le retrouve dans toutes les régions sans exception, mais à des densités différentes. Son abondance est liée à l'altitude et au taux de boisement et montre une similitude avec la carte de la proportion de céréales à paille dans la surface agricole utile (Peroux et Marboutin, 1995). En France (Alpes), on trouve aussi une autre espèce, le lièvre variable (*Lepus timidus*) qui vit plutôt en altitude et qui fréquente préférentiellement les zones boisées.

Le mâle (bouquin) et la femelle (hase) ont des aspects extérieurs identiques et la distinction du sexe n'est possible que par un examen approfondi des organes sexuels. La description qui suit sera donc valable pour les deux sexes. Le lièvre est plus longiligne que le lapin et mesure 60 à 70 cm de long pour 25 à 30 cm de hauteur au garrot. Son pelage à dominance brun–roux en été et plutôt gris-beige en hiver et mêlé de jaune-beige et de noir lui assure un très bon camouflage. Seuls la queue et le dessous du ventre sont blancs. Il est reconnaissable à ses longues oreilles claires aux extrémités noires qui sont très mobiles. Le fort développement de ses pattes postérieures lui donne une silhouette "bossue" mais qui lui permet des bonds prodigieux de sept mètres et une vitesse de pointe à 72 km/h, vitesse qu'il peut maintenir pendant 15 minutes. Il se déplace toujours par bonds même à allure lente et s'assoit sur ses tarses dès qu'il est à l'arrêt. Il a un poids moyen de 4 kg (la femelle étant plus lourde que le mâle) mais peut atteindre parfois 7 kg. Il a aussi un cœur très volumineux, un squelette léger et une ouverture nasale très large, développements qu'il a acquis dans les steppes et qui lui permettent d'être rapide et endurant afin d'échapper à ses prédateurs. Ses yeux, adaptés à une vision nocturne, sont en position latérale et donnent au lièvre une vision à 360 degrés, mais une mauvaise vue car non binoculaire. Enfin son odorat est très développé ce qui lui permet de suivre ses congénères à la trace olfactive qu'ils laissent derrière eux.

Le lièvre se nourrit avant tout de graminées et peut consommer d'autres plantes mais en plus faible quantité. Les céréales d'hiver et les prairies lui assureront l'essentiel de ses

ressources durant l'hiver. Quand les céréales d'hiver ne sont pas présentes ou que la neige les recouvre, il peut aussi se nourrir de fruits, de graines ainsi que de bourgeons et d'écorces d'arbrisseaux.

Il pratique comme tous les lagomorphes une double digestion, la caecotrophie, qui pourrait s'apparenter à la rumination (digestion de la cellulose par les bactéries). Dans l'énorme caecum du lièvre a lieu une fermentation bactérienne qui permet la digestion de la cellulose. Puis, il se forme des pelotes ou caecotrophes riches en vitamines et nutriments qui ne sont pas assimilées (car en aval des zones d'absorption), mais déféquées par l'animal et immédiatement réingérées. Cela lui permet, malgré la forte teneur en cellulose des aliments qu'il consomme, d'avoir un coefficient de digestibilité élevé (Peroux et Marboutin, 1995).

1.3.2. Biologie

Le lièvre mène une vie similaire tout au long de l'année mais qui varie quelque peu lors de la reproduction. C'est pourquoi nous séparerons l'année en deux périodes, pendant et hors période de reproduction.

1.3.2.1. Hors période de reproduction

Le lièvre est un animal nocturne et crépusculaire. Il passe ses journées dans un gîte qui est une simple dépression dans le sol et qu'il change chaque jour. Ce gîte se situe le plus souvent à découvert car le lièvre est difficilement détectable du fait de la forte homochromie de son pelage. Au gîte, le lièvre se met face au vent tout en ayant la vue dégagée pour percevoir le danger de loin et s'enfuir discrètement. Mais le plus souvent, il laisse passer les intrus près de lui sans bouger ou explose d'un bond puissant quand celui-ci est trop près.

Il quitte son gîte généralement à la tombée de la nuit, puis s'en éloigne avant de commencer à s'alimenter. La prise de nourriture qui s'étale tout au long de la nuit est entrecoupée de courts repos, de nombreuses séances de toilettes et de quelques activités sociales. En effet, le lièvre se retrouve le plus souvent en petits groupes hiérarchisés mais pas très stables où les individus doivent maintenir une distance de respect (environ un mètre) entre eux. Si ce n'est pas le cas, on assiste à un conflit qui se traduit par la prise d'une posture d'intimidation et par de brèves courses poursuites.

Enfin, peu avant le levé du jour, il va rechercher un nouveau gîte en effectuant des allers et retours sur ses traces ainsi que des bonds latéraux afin de faire perdre sa piste aux prédateurs (Peroux et Marboutin, 1995).

1.3.2.2. En période de reproduction

Tout ce que nous venons de dire dans le paragraphe précédent reste vrai et le fait de rentrer en phase de reproduction ne fera que créer de nouveaux comportements.

Les mâles ont un cycle de reproduction annuel qui passe par une phase de repos sexuel de fin août à début décembre pendant laquelle leurs testicules régressent (Pepin, 1981). La femelle est sexuellement réceptive 9 mois dans l'année, et ce sont les contacts réguliers avec les mâles et les jeux amoureux qui seront les stimuli nécessaires et indispensables pour déclencher l'ovulation (Peroux et Marboutin, 1995). Après une gestation de 41 jours, la hase met bas une portée de 1 à 3 levrauts (parfois plus) (Pepin, 1977; Peroux et Marboutin, 1995). La taille des portées est variable selon les pays (2.6 en France) et selon la période de l'année ; en début et en fin de saison de reproduction, les portées sont plus petites. Les mises bas

s'étalent généralement de fin janvier à mi septembre avec un maximum de mai à juillet. Une hase fait entre trois et cinq portées par an (exceptionnellement 7). Elle peut arriver à un nombre élevé de portées grâce à un phénomène biologique particulier appelé superfoetation. Le fait que son activité sexuelle et sa production ovarienne ne s'arrête pas, lui permet d'ovuler avant la mise bas et donc d'être fécondée. Elle peut donc porter durant 3 à 4 jours deux portées d'âge différent. Ce phénomène est possible car l'accouplement qui a eu lieu durant la gestation ne lui a permis que d'ovuler, et les spermatozoïdes qui vont féconder les ovules proviennent du mâle de la première gestation; ces spermatozoïdes ayant été conservés depuis, dans l'extrémité des cornes utérines (Peroux et Marboutin, 1995).

La hase met bas un à plusieurs levrauts dans un site simplement abrité d'un peu de végétation voir sur un terrain nu (labour). Ceux-ci naissent avec les yeux ouverts, leur pelage et une parfaite régulation thermique de leur corps et sont capables de se déplacer immédiatement (nidifuges). La hase les quitte aussitôt après la mise bas et les levrauts se dispersent de moins d'un mètre autour du lieu de naissance le premier jour et de quelques mètres les jours suivants (Broekhuizen et Maaskamp, 1980 ; Peroux et Marboutin, 1995). La femelle ne s'approche de ses petits qu'une fois par jour pour les allaiter. Chaque soir, les levrauts se rassemblent presque sur leur place de mise bas où leur mère les rejoint et ce une heure après le coucher du soleil. La tétée ne dure que 2 à 5 minutes durant lesquelles la hase fait le guet et avant de les quitter, leur lèche l'urine (Broekhuizen et Maaskamp, 1980; Peroux et Marboutin, 1995). Les levrauts ont une activité réduite durant les premiers jours de leur vie et se déplacent peu (moins de 10 m la première semaine à moins de 100 m au bout de 20 jours). Grâce au lait particulièrement riche de la hase et à la quantité pris par tétée (10% de leur poids), les levrauts ont une croissance rapide et atteignent le poids d'1 kg à leur sevrage (1 mois) (Peroux et Marboutin, 1995). Au bout de quelques jours, les levrauts commencent à consommer de l'herbe et si le lait est indispensable durant les deux premières semaines, il n'est plus qu'un complément par la suite. C'est la hase qui met fin à l'allaitement en ne venant plus sur le lieu de mise bas et cela généralement au bout d'un mois voire plus pour la dernière portée (plus de 50 jours) (Broekhuizen et Maaskamp, 1980).

1.3.3. L'habitat

Contrairement au faisan et à la perdrix, le lièvre varie peu ses besoins en terme d'habitat tout au long de l'année. C'est une espèce de paysage ouvert, mais il s'adapte à de nombreux autres milieux comme le vignoble, la garrigue, le bocage et même les zones boisées. Toutefois, les plus fortes densités sont rencontrées dans les grandes plaines céréalières où le climat est sec à tendance continentale comme dans le centre de la France.

Il a une préférence pour les espaces dégagés avec des zones à la végétation rase (prairies fauchées, céréales en croissance...) et évite les couverts hauts et denses (prairies avant fenaison...) (Peroux et Marboutin, 1995; Tapper et Barnes, 1986). Il apprécie aussi une certaine diversité spatiale des cultures afin de trouver à sa disposition tout ce dont il a besoin même si son espace vital peut être relativement étendu (230 ha sur une année mais seulement 30 ha sur un mois) (Peroux et Marboutin, 1995). C'est la nuit qu'il utilise le plus l'espace car son aire de gîtes est plus restreinte. Le lièvre adulte reste fidèle à son cantonnement. Les haies et plus particulièrement les buissons épars lui sont favorables. Si la présence de bois ne le gêne pas, ils peuvent même être utilisés durant l'hiver comme zone de gîtes (Tapper et Barnes, 1986), ceux-ci doivent rester de petite taille (boqueteaux) car pour un boisement supérieur à

20% de la surface, le lièvre voit sa densité de populations diminuer (Peroux et Marboutin, 1995).

1.3.4. Dynamique des populations

1.3.4.1. Les entrées

Les principales entrées proviennent des naissances et donc de la réussite de la reproduction. Nous avons vu pour la perdrix et le faisan que cette réussite dépend de la qualité de l'habitat en terme de couvert (fixation et nidification) pour mener à terme le nid et jusqu'à l'âge adulte les poussins. Concernant l'habitat du lièvre, la hase, pour mettre bas, n'a pas de préférence marquée et bien souvent un labour avec une ou deux cannes de maïs peut suffire à dissimuler les levrauts. C'est pourquoi, nous concentrerons notre attention sur le risque de mortalité des levrauts durant les premières semaines de leur vie. Il existe trois causes principales de mortalité chez les levrauts, les interventions humaines, la prédation et les maladies (Peroux et Marboutin, 1995).

En fonction de l'habitat et principalement des systèmes de cultures pratiqués, la première cause est le risque lié au machinisme agricole. En effet, les jeunes levrauts se protègent grâce à leur totale immobilité, et donc devant les engins agricoles, leur premier réflexe ne sera pas de fuir mais de se cacher. Ce comportement, associé à la largeur et à la vitesse d'avancement des outils agricoles, conduit à des mortalités non négligeables (Scarlatescu et al., 1965). Les pratiques les plus à risque sont les fauches de fourrages (25% des levrauts nés dans ce type de parcelle), et les reprises de labour au printemps (20%) (Pepin, 1981). Par exemple, à partir des tableaux de chasse, Pepin (1987) a remarqué, que dans des secteurs à forte proportion de cultures de printemps, très peu de lièvres naissent avant mai, du fait de la mortalité liée à la reprise des labours d'hiver. Toutefois, le fait que les mises bas s'étalent sur une longue période, permet au lièvre de ne pas exposer simultanément toute sa progéniture à une pratique agricole à risque.

En tête des causes de mortalité naturelle chez le levrauts se trouvent les maladies comme la coccidiose. Enfin, la prédation par les rapaces, les corneilles ou les mammifères carnivores, peut aussi entraîner une baisse de la réussite de la reproduction. En fait, ce n'est pas quand le levraut est jeune qu'il est le plus sensible, car il conserve une totale immobilité et avec la forte homochromie de son pelage et sa très faible odeur, il est très peu détectable. Mais c'est à la fin du sevrage qu'il devient vulnérable car il se déplace alors comme les adultes sans pour autant avoir leur réflexe de défense.

On peut encore ajouter les conditions climatiques qui lors de printemps doux et d'étés secs favorisent la reproduction en rendant moins propice le développement de maladies mais qui peuvent aussi allonger la période de reproduction.

1.3.4.2. Les sorties

Les sorties regroupent toutes les causes de mortalité des adultes qui sont très diverses, mais non réellement saisonnières. Le lièvre est toute l'année exposé aux maladies, à la prédation, à la circulation routière et aux travaux agricoles.

Parmi les principales causes, on trouve des maladies telles que la yersiniose (ou pseudotuberculose), les coccidioses, les pasteurelloses ou l'hépatite virale. Même si elles sont fréquentes, elles ne prennent que très rarement des proportions importantes.

Si l'impact du machinisme agricole se limite le plus souvent aux levrauts, ce n'est pas le cas des collisions routières qui sont souvent citées en tête de la mortalité par traumatisme (Peroux et Marboutin, 1995). On retrouve aussi quelquefois les intoxications par les produits phytosanitaires utilisés par l'agriculture. Dans ce cas, ils sont le fait de quelques rares produits comme les anticoagulants ou les molluscicides, liés de surcroît à un mauvais usage (surdosage, appâts non enterrés,...).

Enfin, nous terminerons par la prédation sur les adultes. Celle-ci reste faible car peu d'espèces sont capables de capturer un lièvre en bonne santé, si ce n'est par surprise et au gîte, ce qui limite d'autant l'impact. Par contre, certaines études sur le régime alimentaire du renard, ont montré l'importance du lièvre dans la quantité totale ingérée quand ce dernier se trouve en forte densité. Mais il faut peut être relativiser son impact car la prédation par le renard a peut-être pour effet de nous faire sous-estimer la fréquence des maladies ; maladies qui faciliteraient la capture du lièvre (Peroux et Marboutin, 1995).

1.4. Conclusion

Cette synthèse sur la biologie et les habitats du faisan, de la perdrix grise et du lièvre montre l'intérêt considérable du couvert, qu'il soit de protection contre les prédateurs ou les rudesses du climat, de nourriture ou de reproduction. Ces types de couvert sont apportés par les cultures mises en place par les agriculteurs (Ricci et Garrigues, 1986) ainsi que par les structures non productives (Biadi et Mayot, 1990; Hill et Robertson, 1988). En plus du couvert, on peut noter aussi l'importance de la diversité de cultures dans l'espace vital des individus (Tapper et Barnes, 1986), afin de leur fournir ce dont ils ont besoin tout au long de l'année. De plus, les oiseaux qui nidifient dans les cultures, le font principalement en bordure de parcelle (Freemark et Boutin, 1995) d'où la nécessité d'augmenter ces lisières pour augmenter la capacité d'accueil. Cette diversité de cultures permet aussi "*de ne pas mettre tous les œufs dans le même panier*" (Birkan et Jacob, 1988), ce qui dans le cas de travaux agricoles (récoltes,...) sur une culture permet d'épargner les nids ou les individus se trouvant dans les autres. Outre la qualité de l'habitat qui va dépendre de la gestion spatiale de l'agro-écosystème, la dynamique des populations par les "entrées" et les "sorties", nous montre qu'il existe des risques de mortalité directe liés au machinisme (Scarlatescu et al., 1965) et aux pesticides (de Snoo et al., 1999), ainsi qu'un effet sur la reproduction des oiseaux nidifiant au sol avec la noyade par irrigation de leurs nids (Serre et al., 1989).

Donc au total, nous avons recensé cinq pratiques ayant une influence sur le lièvre (couverture du sol, assolement, structures non productives, machinisme et pesticides) et six pour la perdrix et le faisan (les mêmes que pour le lièvre plus l'irrigation). Maintenant que nous connaissons les pratiques ayant un impact potentiel, il nous reste à les évaluer. Mais auparavant, il nous faut définir quelle méthode nous utiliserons dans l'évaluation de ces impacts.

20% de la surface, le lièvre voit sa densité de populations diminuer (Peroux et Marboutin, 1995).

1.3.4. Dynamique des populations

1.3.4.1. Les entrées

Les principales entrées proviennent des naissances et donc de la réussite de la reproduction. Nous avons vu pour la perdrix et le faisan que cette réussite dépend de la qualité de l'habitat en terme de couvert (fixation et nidification) pour mener à terme le nid et jusqu'à l'âge adulte les poussins. Concernant l'habitat du lièvre, la hase, pour mettre bas, n'a pas de préférence marquée et bien souvent un labour avec une ou deux cannes de maïs peut suffire à dissimuler les levrauts. C'est pourquoi, nous concentrerons notre attention sur le risque de mortalité des levrauts durant les premières semaines de leur vie. Il existe trois causes principales de mortalité chez les levrauts, les interventions humaines, la prédation et les maladies (Peroux et Marboutin, 1995).

En fonction de l'habitat et principalement des systèmes de cultures pratiqués, la première cause est le risque lié au machinisme agricole. En effet, les jeunes levrauts se protègent grâce à leur totale immobilité, et donc devant les engins agricoles, leur premier réflexe ne sera pas de fuir mais de se cacher. Ce comportement, associé à la largeur et à la vitesse d'avancement des outils agricoles, conduit à des mortalités non négligeables (Scarlatescu et al., 1965). Les pratiques les plus à risque sont les fauches de fourrages (25% des levrauts nés dans ce type de parcelle), et les reprises de labour au printemps (20%) (Pepin, 1981). Par exemple, à partir des tableaux de chasse, Pepin (1987) a remarqué, que dans des secteurs à forte proportion de cultures de printemps, très peu de lièvres naissent avant mai, du fait de la mortalité liée à la reprise des labours d'hiver. Toutefois, le fait que les mises bas s'étalent sur une longue période, permet au lièvre de ne pas exposer simultanément toute sa progéniture à une pratique agricole à risque.

En tête des causes de mortalité naturelle chez le levrauts se trouvent les maladies comme la coccidiose. Enfin, la prédation par les rapaces, les corneilles ou les mammifères carnivores, peut aussi entraîner une baisse de la réussite de la reproduction. En fait, ce n'est pas quand le levraut est jeune qu'il est le plus sensible, car il conserve une totale immobilité et avec la forte homochromie de son pelage et sa très faible odeur, il est très peu détectable. Mais c'est à la fin du sevrage qu'il devient vulnérable car il se déplace alors comme les adultes sans pour autant avoir leur réflexe de défense.

On peut encore ajouter les conditions climatiques qui lors de printemps doux et d'étés secs favorisent la reproduction en rendant moins propice le développement de maladies mais qui peuvent aussi allonger la période de reproduction.

1.3.4.2. Les sorties

Les sorties regroupent toutes les causes de mortalité des adultes qui sont très diverses, mais non réellement saisonnières. Le lièvre est toute l'année exposé aux maladies, à la prédation, à la circulation routière et aux travaux agricoles.

Parmi les principales causes, on trouve des maladies telles que la yersiniose (ou pseudotuberculose), les coccidioses, les pasteurelloses ou l'hépatite virale. Même si elles sont fréquentes, elles ne prennent que très rarement des proportions importantes.

2. Quelles méthodologies d'évaluation?

Il existe plusieurs méthodes qui permettraient d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur nos espèces gibier avec des niveaux de complexité et des espérances de résultats très différents.

2.1. La mesure directe

Cette première manière de procéder consiste à trouver un lien entre les densités de population mesurées sur le terrain et les pratiques agricoles. Mais aussitôt apparaît une première difficulté qu'est la multiplicité des facteurs, puisque nous avons recensé, en fonction des espèces, cinq ou six pratiques culturales qui ont un impact. Ceci signifie que pour évaluer statistiquement l'effet de chaque pratique il nous faudrait un grand nombre de territoires ainsi que des répétitions pour ne faire varier qu'un voire deux facteurs à la fois. Le second point important, pour trouver une relation directe entre densité et système de culture, est qu'il faut connaître ou maîtriser avec exactitude les autres facteurs ayant un effet sur les populations, à savoir les maladies, la prédation, le dérangement, etc.

De plus, montrer une interaction entre habitat et densité de population, à supposer que cette interaction existe (Van Horne, 1983) demande une expérimentation lourde et longue car il faut réunir deux conditions. Primo, la distribution spatiale des individus doit être idéale et secundo, l'environnement doit être stable suffisamment longtemps pour atteindre un équilibre entre ressources et populations, stabilité qui est nécessaire au recueil de l'information (Hobbs et Hanley, 1990). Or, ces conditions sont rarement remplies dans un agro-écosystème en perpétuel changement.

2.2. Les modèles

Si dans notre cas d'évaluation globale, la mesure directe est irréalisable, celle-ci a tout de même permis dans des études plus limitées de rassembler certaines connaissances sur les liens entre habitat et populations. A partir de ces connaissances, il est possible de construire un modèle. C'est ce qu'ont fait des équipes américaines (Allen, 1984) mais, ce modèle reste assez simple puisqu'il ne tient compte que de la surface minimale d'habitat nécessaire pour fournir couvert et nourriture à un couple de perdrix tout au long de l'année, même si cette "surface minimale" prend en compte la surface en culture, en pâture et en friche, le type d'herbe dans la friche (haute ou basse) et la répartition en mosaïque(Allen, 1984). Les anglais pour leur part tiennent compte du couvert de nidification, de la disponibilité en insectes pour les poussins et de la prédation sur la couveuse (Potts, 1986). Ces modèles restent relativement simples dans leur conception et ne prennent en compte qu'une partie du problème (Birkan et Jacob, 1988), ce qui est certainement la cause de leur non opérationnalité.

Généralement, les modèles sont de conception complexe, nécessitant un grand nombre de variables d'entrée qui ne sont pas toujours facilement accessibles et surtout, ils ne sont pas des outils très opérationnels et suffisamment synthétiques pour permettre le diagnostic et surtout l'aide à la décision.

2.3. Les indicateurs

Quand la réalité (relation habitat - populations,...) est trop complexe pour être appréhendée par des mesures directes ou simulée à l'aide de modèles on a souvent recours à des indicateurs. Ceux-ci sont utilisés, depuis longtemps, en économie ou en démographie et commencent à l'être en agronomie.

Si l'on rassemble les définitions données dans la bibliographie, on peut dire que *"les indicateurs fournissent des informations au sujet d'un système complexe, qu'il est difficile voire impossible d'évaluer directement, et ce en vue de le rendre compréhensible"* (Adriaanse, 1993; Mitchell et al., 1995). *"Ils facilitent l'interprétation et le jugement de ces systèmes relativement à un objectif et en relation à une norme, de sorte que les utilisateurs puissent prendre des décisions appropriées qui mènent à la réalisation de ces objectifs"* (Kerr, 1990). *"Ils ont une construction subjective car ils reflètent le choix de ceux qui les ont élaborés mais se doivent d'être scientifiquement fondés. Ils correspondent en fait à un compromis entre les connaissances scientifiques et le besoin de concision"* (Girardin et al., 1999).

Les indicateurs peuvent être construits soit à partir d'une variable (indicateur simple) soit de plusieurs variables (indicateur composite). Dans le premier cas, la variable dite indicatrice permettra d'évaluer le système uniquement à partir de cette donnée. Celle-ci pourra provenir d'une simple mesure, d'un modèle ou d'une estimation. Les bioindicateurs sont des exemples d'indicateurs simples. Les indicateurs composites sont obtenus par agrégation des variables indicatrices et fournissent une information synthétique et globale (Girardin et al., 1999).

Les indicateurs se caractérisent par une valeur qui n'a d'intérêt que comparée à une norme ou une référence (Kerr, 1990), afin d'évaluer l'écart par rapport à l'objectif. Ils peuvent aussi être utilisés comme outil de suivi sur une période plus ou moins longue. De même, ils ne permettent pas, de par leur construction, de fournir une vision globale de la réalité mais uniquement une partie du fonctionnement d'un système. Mais l'un des avantages les plus conséquents des indicateurs réside dans le fait qu'ils sont évolutifs ; ils peuvent donc intégrer des changements en fonction de l'évolution de l'objectif (nouvelles normes de potabilité,...) et/ou des connaissances scientifiques nouvelles. Enfin, ils doivent répondre aux attentes des utilisateurs qui veulent le plus souvent une évaluation facilement quantifiable à partir de données accessibles tout en étant sensible aux variations du système et en offrant un résultat compréhensible et lisible.

Les indicateurs ont deux utilisations possibles. La première consiste en un outil de diagnostic qui va mettre à jour des dysfonctionnements éventuels soit en prenant une "photographie" à un instant t de l'exploitation soit en faisant le suivi sur une période plus longue. L'autre utilisation est l'outil d'aide à la décision qui évaluera à posteriori le degré d'atteinte des objectifs ou à priori les effets potentiels d'un changement dans une pratique culturale.

3. Méthodologie d'évaluation par des indicateurs agro-écologiques

3.1. Démarche générale d'élaboration des indicateurs.

Girardin *et al* (1999) ont proposé une démarche d'élaboration en 6 étapes qui tient compte des caractéristiques des indicateurs et des attentes des utilisateurs (lisibilité, sensibilité aux variations du milieu, pertinence pour l'utilisateur et facilité des mesures).

3.1.1. Définition des objectifs

L'indicateur est élaboré en fonction de l'objectif que l'on s'est ou qui a été fixé. Si cet objectif n'est pas mesurable directement, il est nécessaire de le décomposer en sous-objectifs jusqu'à ce que ceux-ci soient quantifiables. Ces informations quantifiables seront ensuite soit agrégées pour fournir un indicateur synthétique qui réponde à l'objectif principal soit utilisées pour trouver, par une méthode multicritère, une solution acceptable.

3.1.2. Choix du type d'utilisateurs

Suivant le public cible (scientifiques, politiques, agriculteurs, chasseurs,...), la condensation des données et la simplification de l'information devront être plus ou moins importantes afin que la lisibilité de l'indicateur le rende attractif et utilisable.

3.1.3. Construction de l'indicateur

L'élaboration de l'indicateur est un compromis entre l'information disponible, la connaissance scientifique du moment et les exigences de simplicité des utilisateurs. Sa construction peut reprendre des parties de modèles ou être originale, peut se faire à partir d'une ou de plusieurs variables, qu'elles soient quantitatives, semi-quantitatives ou qualitatives. Une mise en classes des valeurs des variables quantitatives sera quelquefois nécessaire.

3.1.4. Détermination des normes et des seuils de veto

L'indicateur est bien souvent présenté sous forme d'indice sans unité. Si l'on veut l'utiliser comme outil de diagnostic, on va prendre en considération son écart par rapport à une mesure précédente ou par rapport à une norme ou à une référence. Le fait de placer la valeur d'indicateur sur une échelle normalisée peut faciliter le diagnostic par sa meilleure lisibilité. Quant à la fixation de la référence elle-même, elle résulte le plus souvent d'une négociation entre les acteurs avec, de ce fait, une part de subjectivité.

Quelquefois, il peut être important aussi de déterminer des seuils de veto, seuils minima sous lesquels l'objectif ne sera pas atteint. Cela aura comme conséquence lors de l'agrégation de plusieurs indicateurs de ne pouvoir atteindre l'objectif si l'un d'eux et uniquement l'un d'eux se retrouve en dessous du seuil et de limiter ainsi les compensations possibles entre indicateurs.

3.1.5. Test de sensibilité

Cette étape a pour but d'estimer le poids d'une variable (ou d'un paramètre) dans le calcul de l'indicateur en observant les conséquences sur la valeur finale de l'indicateur d'une variation simulée d'une variable d'entrée. Cet impact de la variation d'une variable ou d'un paramètre sur la valeur d'indicateur doit rester dans une gamme de variation réaliste.

3.1.6. Validations

Un indicateur est validé s'il atteint les objectifs qu'on lui a assigné au départ, à savoir s'il rend compte de l'état d'un système (outil de diagnostic) et s'il permet une prise de décision (outil d'aide à la décision). Au vu de la définition des indicateurs, trois types de validation sont possibles (Girardin et Bockstaller, 2000).

3.1.6.1. Validation de la construction de l'indicateur

C'est la première étape de validation des indicateurs (Girardin et Bockstaller, 2000). Elle consiste à soumettre la construction des indicateurs à un panel d'experts. Cette méthode a déjà été utilisée pour évaluer l'impact des pesticides sur l'eau (Van der Werf, 1997). Elle peut avoir une grande importance dans la validation des indicateurs et principalement quand aucune autre possibilité n'existe, du fait, par exemple, de l'impossibilité d'avoir des mesures de terrain fiables.

3.1.6.2. Validation des sorties de l'indicateur ou test de vraisemblance

Pour rendre compte de l'état du système, les valeurs de l'indicateur sont reliées à des valeurs mesurées de "terrain" ou estimées par modèles. Si cela n'est pas possible, elles sont comparées aux valeurs obtenues par d'autres indicateurs ou fournies par des experts. Pour comparer les valeurs d'indicateur à ces mesures de l'état du système, on met en œuvre ce que l'on appelle un test de vraisemblance. Ainsi, on pourrait essayer de relier les populations de gibier à l'indicateur cynégétique, mais il y a fort à parier que l'on n'ait pas une relation simple, d'autant plus que d'autres facteurs que les pratiques agricoles peuvent intervenir. On peut, cependant, définir une zone de vraisemblance (Figure 1). On imagine aisément que l'indicateur prenne des valeurs satisfaisantes alors même que les populations sont faibles et ce pour des raisons extérieures aux pratiques mises en œuvre par l'agriculteur (pression de chasse importante, prédation...). Par contre, on ne peut concevoir que l'indicateur soit mauvais alors que l'on aurait de fortes densités de gibier. Cette zone de vraisemblance est à délimiter par le concepteur de l'indicateur de la même façon que le modélisateur détermine le niveau de probabilité à partir duquel il estime que son modèle n'est pas valide.

3.1.6.3. Valeur d'usage

Pour vérifier le second point, à savoir si l'indicateur est réellement utilisé comme outil d'aide à la décision, on fait un test d'usage. La valeur d'usage sert donc à apprécier si l'objectif est atteint c'est à dire si l'indicateur est utilisé et s'il permet à l'utilisateur de prendre des décisions.

3.1.7. Conclusion

Les indicateurs rendent possibles l'évaluation de systèmes complexes que l'on ne peut pas encore réaliser à l'aide de modèles. La méthode par indicateurs s'expose tout de même à deux critiques, la simplification et la justification de sa valeur scientifique. Cette étape nécessaire de simplification qui consiste à condenser l'information à partir des données de base, doit, si on ne veut pas porter le flanc à la critique, être élaborée avec soin pour que la perte d'information ne "*déforme pas de façon significative la réponse à la question*" (Girardin et Bockstaller, 1996). La justification scientifique de l'élaboration d'un indicateur est induite par le consensus qui s'est fait entre chercheurs étant donné qu'il n'y a pas à proprement parlé de production nouvelle de connaissances, mais, une synthèse de celles-ci. Cette façon de procéder peut paraître subjective mais, la subjectivité peut faire partie, surtout dans le cas d'évaluation de systèmes complexes, de la démarche de recherche.

Nous venons de voir le mode d'élaboration des indicateurs en général, et nous allons nous atteler maintenant à détailler plus précisément l'élaboration des indicateurs agro-écologiques.

3.2. Elaboration des indicateurs agro-écologiques

Nous allons décrire maintenant la méthode proposée par Girardin *et al* (1996) concernant l'évaluation de l'impact de pratiques agricoles sur le milieu. Elle se décompose en deux parties, car avant d'évaluer les impacts, il importera de les identifier.

3.2.1. L'identification des impacts

Une des méthodes qui permet de caractériser l'impact d'un système de culture sur le milieu, consiste à établir une matrice d'évaluation à double entrée qui croise composantes environnementales et pratiques culturales (Tableau 1) (Girardin et al., 1996). Dans les pratiques agricoles, ont été retenus trois grands groupes : la gestion des intrants (pesticides, azote, eau,...), la gestion de l'espace (couverture du sol, assolement, structures non productives,...) et le machinisme. La préservation de l'environnement passe par la prise en compte des ressources abiotiques (faune, flore et paysage), des ressources renouvelables (eau, sol et air) et des ressources non renouvelables (matières premières).

Chaque case de la matrice, appelée aussi module d'évaluation, correspond donc à la relation entre une pratique culturale et une composante de l'environnement. Si une technique culturale n'a pas d'effet sur une cible environnementale donnée, la case correspondante dans la matrice d'évaluation reste vide. Si, au contraire, il a été estimé qu'il existe un impact potentiel de la technique culturale sur le milieu, une relation devra être établie.

Dans le cadre de notre étude sur l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la faune, nous avons recensé en conclusion dans le paragraphe 1.4, cinq pratiques pour le lièvre et six pour la perdrix et le faisan (Tableau 2).

3.2.2. L'évaluation

3.2.2.1. Les modules d'évaluation

A chaque fois que nécessaire, il faudra établir une relation entre la pratique agricole et la composante du milieu. Cette relation sera un compromis entre la synthèse des connaissances scientifiques et la simplification provenant de la condensation de l'information pour la rendre plus compréhensible. Elle peut être constituée par des variables d'entrée qui peuvent être qualitatives, quantitatives ou semi-quantitatives. Ces modules d'évaluation correspondent à un premier niveau d'agrégation de l'information de base, se rapportant à la description des pratiques agricoles. Le premier objectif de ce travail consistera donc à établir une relation pour chacun de ces six modules d'évaluation.

3.2.2.2. L'agrégation des modules d'évaluation

Pour obtenir une valeur synthétique sous forme d'indicateur, on agrège l'information des modules d'évaluation. Pour cela, on peut avoir recours à deux types de méthode d'agrégation : l'élaboration d'un indicateur de synthèse ou l'emploi d'une méthode multicritère qui permet de trier, classer ou sélectionner les exploitations agricoles en fonction de leur impact sur l'environnement.

L'élaboration d'un indicateur de synthèse passe par l'agrégation des modules de la matrice d'évaluation et l'on peut obtenir ainsi deux types d'indicateurs. Tout d'abord, on peut faire des indicateurs agri-environnementaux qui caractériseront l'impact d'une pratique agricole sur l'ensemble des composantes du milieu (agrégation dans le sens des lignes du tableau 1). Mais on peut aussi réaliser des indicateurs d'impacts environnementaux qui évaluent cette fois l'impact de l'ensemble des pratiques culturales sur une seule composante du milieu (agrégation dans le sens des colonnes du tableau 1).

Les méthodes multicritères permettent d'agréger un grand nombre de critères (12 à 15 (Girardin et al., 1996)). Elles agrègent les modules d'évaluation au moyen de relations de surclassement pour trier, classer ou sélectionner, dans notre cas, les territoires de chasse en fonction de leur valeur cynégétique.

4. Conclusion

La demande faite par les chasseurs est de leur fournir un outil capable d'évaluer l'impact de l'ensemble des pratiques agricoles d'un système de culture sur le petit gibier. Pour mener à bien cet objectif, il faut répondre préalablement à deux questions : quelles sont les pratiques susceptibles d'avoir un impact et par quelle méthode les évaluer ? Dans cette première partie nous pensons y avoir répondu car nous avons recensé six pratiques (couverture du sol, assolement, gestion des structures non productives, gestion des pesticides, machinisme pour le lièvre, auxquelles il faut rajouter l'irrigation pour la perdrix et le faisan) et décrit une méthode qui nous semble correspondre à l'attente des chasseurs. En effet, ces derniers désirent un outil de diagnostic qui leur permettrait de classer les exploitations agricoles afin de promouvoir les meilleures. Notre méthode permettra d'aller plus loin encore que leurs attentes, car c'est aussi un outil d'aide à la décision qui devrait leur servir lors de la

discussion nécessaire entre agriculteurs et chasseurs dans le cadre de l'amélioration de la valeur cynégétique du milieu. En ce qui concerne le second objectif, les indicateurs permettent de répondre à ce besoin de concertation par leur grande lisibilité. En effet, ceux-ci seront présentés sur une échelle allant de 0 (impact défavorable) à 10 (aucun impact ou impact favorable).

Nous venons dès à présent de développer les deux premières étapes de l'élaboration des indicateurs à savoir la définition des objectifs et le choix des utilisateurs. Dans la seconde partie de ce mémoire, nous allons nous intéresser aux quatre étapes suivantes de l'élaboration et tout particulièrement à la construction des six modules d'évaluation qui permettront dans la dernière partie l'évaluation en globalité d'exploitations agricoles et de territoires de chasse.

Deuxième partie

Mode d'évaluation des six pratiques agricoles ayant une influence sur la faune

Dans la première partie, nous avons vu quelle méthode et méthodologie nous emploierons pour évaluer les six pratiques agricoles susceptibles d'avoir un impact sur la faune. Nous allons, dans un premier temps, exposer le mode d'élaboration des six modules d'évaluation correspondant aux six pratiques agricoles notées dans la matrice (Tableau 2). Nous détaillerons la construction de chaque module et nous déterminerons les normes et seuils de veto nécessaires à l'évaluation. Enfin nous terminerons, quand cela est possible, par le test de sensibilité des variables et paramètres utilisés. Quant à la validation, elle sera traitée dans la troisième partie après que l'agrégation des six modules aura été réalisée.

Nous ferons juste une petite remarque au sujet de la terminologie employée. Nous remplacerons le terme module d'évaluation par indicateur, alors que ce dernier ne devrait être utilisé que pour évaluer la valeur cynégétique qui résulte de l'agrégation des six modules d'évaluation (agrégation sur la colonne du tableau 2).

L'indicateur "Couverture du sol"

1. Introduction

Lorsque l'on regarde l'ensemble des études qui portent sur la biologie et les habitats utilisés par les espèces de petit gibier, on se rend compte de l'importance qui est donnée au couvert. Il faut dire qu'il offre l'essentiel et l'indispensable : protection et nourriture. Dans tous les modèles de fonctionnement des populations (américains, anglais ou français), la variable principale est le couvert (qu'il soit de fixation ou de nidification, de protection contre les prédateurs ou contre la rudesse des conditions climatiques) (Allen, 1984; Birkan et Jacob, 1988; Potts, 1986). Nous retiendrons uniquement dans l'évaluation de la couverture du sol, le couvert apporté par les cultures (y compris les jachères et les vergers). Le couvert provenant des haies ou autres bandes herbeuses, entrera dans la composition du module "Structures non productives".

Le couvert sert surtout de zone refuge contre toutes sortes d'agressions de la part des prédateurs (Reitz, 1997; Rizzotto et Focardi, 1997) ou lors des conditions climatiques difficiles (Johnson et Beck, 1988). Il est indispensable à la nidification et c'est de lui en partie que dépend la réussite de la reproduction (Garcia et Armbruster, 1997; Potts et Aebischer, 1994). Enfin, ce couvert est une source importante de nourriture pour le petit gibier de plaine (Tapper et Barnes, 1986). L'utilisation qui est faite du couvert n'étant pas la même au cours de l'année cela impliquera d'évaluer celui-ci en fonction des besoins des espèces pour les différentes périodes du cycle biologique (Birkan et Jacob, 1988). Si ces besoins varient au cours de l'année, ils diffèrent aussi entre les espèces et ce, surtout en fonction de leur mode de reproduction. Ceci va nous conduire à une méthode d'élaboration de l'évaluation différente entre les oiseaux nicheurs (perdrix et faisan) et le lièvre.

Nous venons de définir deux fonctions du couvert : protection et nourriture. L'attrait d'un couvert de protection dépend, en fonction des activités qui s'y passent, de sa structure (dissimulation) et de sa pénétrabilité (facilité pour les animaux de se déplacer) (Havet et Granval, 1995). L'utilisation du couvert comme zone de gagnage est fonction de son appétence, de sa disponibilité et de son accessibilité. L'ensemble de ces critères va permettre de définir la qualité des couverts. Le module d'évaluation de la couverture du sol devra permettre, à partir de la qualité des différents types de couvert (protection et nourriture) (Allen, 1984; Vandel et Linder, 1981), mais aussi de leur quantité (Birkan et Serre, 1988; Rands, 1982), d'évaluer l'impact de leur gestion sur les différentes espèces de gibier.

2. Les oiseaux nicheurs : perdrix grise et faisan

Nous allons dans un premier temps déterminer les critères retenus par les individus lors de leur recherche de couvert, que ce soit pour s'abriter, se reproduire ou se nourrir. Puis, nous élaborerons le module d'évaluation à partir des variables retenues.

2.1. Les besoins des espèces

Pour la perdrix comme pour le faisan, nous avons découpé l'année en quatre périodes qui correspondent à leur cycle biologique et physiologique (Biadi et Mayot, 1990; Birkan et Jacob, 1988), à savoir le passage de l'hiver, la fixation des individus sur un territoire pour se reproduire, la nidification et l'élevage des jeunes.

2.1.1. Passage de l'hiver

C'est une période difficile pour les animaux car les mauvaises conditions climatiques limitent les ressources et le froid les oblige à augmenter leur consommation de nourriture pour maintenir leur température corporelle. Les zones de gagnage se situent généralement dans les secteurs dégagés comme les cannes de maïs non broyées, les chaumes, les céréales ou encore les prairies (Birkan et Jacob, 1988; Sotherton *et al.*, 1992). Quant au couvert de protection, il doit être suffisamment développé pour former un abri efficace, tout en étant facilement pénétrable pour être utilisé en conditions humides (maïs, ...). Les besoins en quantité de ce dernier type de couvert sont faibles (surtout pour le faisan qui va préférer les fourrés) car les individus sont mobiles et surtout ils vivent regroupés (Biadi et Mayot, 1990).

2.1.2. Fixation

C'est la période où les animaux forment des couples (perdrix) ou des groupes reproducteurs (faisan) sur un territoire qu'ils auront choisi et qui devra leur fournir abri et nourriture. Le choix du lieu d'implantation se fait généralement pour des zones où les cultures sont en croissance. Ce qui importera donc, ce ne sera pas tant la qualité du couvert (les cultures commencent seulement leur développement) mais la quantité (Birkan et Serre, 1988). Les individus des deux espèces ayant un comportement territorial, il est nécessaire d'avoir des surfaces importantes en croissance pour éviter aux animaux de se voir et permettre ainsi

d'augmenter la capacité d'accueil du territoire (Birkan, 1977). La nourriture devient plus facile à trouver mais son abondance concourt aussi au choix du territoire.

2.1.3. Nidification

Les poules vont se mettre à la recherche d'un site pour nidifier. Cette période est la plus exigeante en couvert, car il faut non seulement qu'il soit de qualité pour dissimuler le nid à la vue des congénères (territorialité) et surtout des prédateurs, mais aussi en quantité pour augmenter la capacité d'accueil et les zones de recherche des prédateurs et ainsi baisser l'impact de ces derniers (Rands, 1986). La nourriture est abondante ou en tout cas suffisante pour les reproducteurs qui se sont fixés et ne constitue donc pas un facteur limitant pour les populations.

2.1.4. Elevage des jeunes

De même que durant l'hiver, il faut un couvert qui permette la dissimulation des poussins tout en restant pénétrable lors des périodes humides. En revanche, les surfaces doivent être importantes pour disposer d'un couvert et de nourriture sans que les poussins aient trop de déplacements à effectuer, ce qui les affaibliraient et causeraient leur mort (Green, 1984).

2.2. Caractérisation des différents types de couvert

2.2.1. Le couvert de protection

A partir des besoins définis dans le paragraphe précédent, on peut dire que la qualité d'un couvert de protection va dépendre de sa structure et de sa pénétrabilité (Birkan, 1977). La structure du couvert est, quant à elle, fonction du recouvrement du sol par cette culture c'est à dire de son stade de croissance (céréales tallées ou non,...) ainsi que du port, ou structure, de la plante (aspect en touffe ou en brin). La pénétrabilité dépend aussi du stade de croissance et de la structure de la plante ainsi que du type de semis pratiqué (à la volée, en rangs serrés ou espacés,...). On va donc déterminer dans un premier temps, une méthode qui permette d'évaluer ces deux critères (structure et pénétrabilité), puis à partir de ceux-ci, définir la qualité du couvert en terme de protection.

2.2.1.1. L'indice de structure du couvert

La structure du couvert est le critère principal de dissimulation des individus (Gindre *et al.*, 1977). Sa qualité va dépendre d'une part du stade de développement de la plante (hauteur suffisante pour dissimuler les animaux) et d'autre part du port de la plante à hauteur de l'individu permettant ainsi de se cacher de la vue de ses congénères (oiseaux territoriaux) et des prédateurs (Biadi et Mayot, 1990; Birkan et Jacob, 1988; Tapper et Barnes, 1986). Nous avons donc défini, à part, chacun de ces deux critères.

- L'indice de surface foliaire

Cet indice va permettre d'estimer le niveau de croissance de la culture et donc du degré de recouvrement du sol. Il est calculé à partir de la LAI mensuelle (Leaf Area Index : rapport entre la surface des feuilles et la surface du sol) qui est un indice de surface foliaire connu pour un grand nombre de cultures. On détermine, à partir des ces connaissances, un nouvel indice mensuel de surface foliaire de sorte que 0.1 point d'indice équivaut à 10 % de la LAI maximale de la culture (Tableau 3). Cet indice sera donc compris pour chaque culture entre 0 (sol nu) et 1 (LAI maximale).

- L'indice de structure de la plante

L'attrait d'une parcelle dépend en grande partie de la structure de la végétation. En fonction du port de la plante (structure en touffes ou en brins) les possibilités de dissimulation pour le nid, la couveuse ou les poussins ne sont pas identiques. Il faut qu'au niveau de l'animal (0 – 30 cm), on ait une végétation importante capable de le masquer à la vue de ses congénères (Birkan, 1977) ou des prédateurs. C'est pourquoi, une culture comme les céréales après tallage, offre une zone de nidification très appréciée contrairement au maïs dont la structure en tige (et semis en rangs espacés) laisse apparaître de véritables boulevards. On détermine donc un indice de structure annuel qui sera fonction du port de la plante (Tableau 3) :

- Structure en tige avec semis en rangs espacés (maïs, tournesol). Ce type de cultures aura un indice de structure nul car elles n'offrent qu'une possibilité réduite de dissimulation pour les individus et ne sont jamais utilisées comme site de nidification.

- Structure en tige mais semis plus dense (colza) ou structure en touffe (triangle renversé) avec semis espacés (betterave, pomme de terre ou chou). Ce type de culture a une structure intermédiaire qui peut permettre aux individus de se dissimuler, mais que très exceptionnellement à une poule de nidifier (indice = 1).

- Structure en touffe et semis en rangs resserrés (céréales, pois, herbe). Ces cultures ont une structure idéale (indice = 2).

- L'indice de structure du couvert (i_{sc})

Celui-ci résulte de l'agrégation par multiplication des deux indices précédents (surface foliaire et structure de la plante) (Tableau 4). La multiplication nous a paru idéale pour rendre compte de l'évolution de la qualité de la structure du couvert car cette dernière augmente avec la croissance de la plante. Quant aux échelles qui sont différentes entre les indices pour des raisons de commodités (entre 0 et 1 pour la surface foliaire, car les données sont généralement en pourcentage et entre 0 et 2 pour la structure, car nous avons fait trois classes), elles ont le même poids du fait de l'utilisation de la multiplication pour les agréger.

$$i_{sc} = \text{Indice de surface foliaire} * \text{Indice de structure de la plante}$$

(0-2) (0-1) (0-2)

2.2.1.2. L'indice de pénétrabilité du couvert

Si la structure est le critère principal dans la dissimulation des individus, la pénétrabilité du couvert conditionne souvent la présence des animaux dans la culture (Havet et Granval, 1995). Ainsi la facilité de déplacement au sein de la culture joue un rôle important

dans la fuite face aux prédateurs et, de plus, elle permet aux animaux de ne pas se mouiller en diminuant le contact avec le feuillage humide.

On va déterminer un indice de pénétrabilité du couvert (i_{pc}) qui sera fonction du type de semis (rangs serrés ou espacés) et du port de la plante (tige ou touffe) (Tableau 5) et qui variera entre 0 et 2 :

- Cultures impénétrables en raison de fortes densités de semis ou d'une végétation entremêlée (pois après floraison, intercultures denses en hiver) (valeur 0).
- Cultures moyennement pénétrables (céréales semées à la volée, colza, betterave) (valeur 1).
- Cultures très pénétrables principalement en raison d'un écartement important des rangs de semis (cultures à la levée, céréales, chaumes, cannes de maïs, tournesol, maïs) (valeur 2).

2.2.2. Le couvert d'alimentation

La qualité d'un couvert d'alimentation provient de son appétence pour les espèces, de sa disponibilité (quantité suffisante) et de son accessibilité (taille de la plante). En général, nos deux espèces d'oiseau gibier ont une préférence pour les jeunes pousses de végétation (Biadi et Mayot, 1990; Birkan et Jacob, 1988). Ils trouvent ce type d'aliment dans les champs de céréales et les prairies (en hiver et au printemps) ainsi qu'après une fauche (prairies) ou une récolte (repousses de céréales).

Comme pour le couvert de protection, on va définir un indice de couvert d'alimentation (i_{ca}) qui tient compte de l'appétence, de la quantité et de l'accessibilité. Cet indice prendra pour valeur :

- $i_{ca} = 0$: le couvert n'est pas consommé (aliment qui ne fait pas partie du régime alimentaire) ou n'est pas présent sur la parcelle (labour) ou qui n'est plus accessible (maïs en floraison).
- $i_{ca} = 1$: le couvert est peu consommé généralement (betterave), ou il est présent en faible quantité (levée de céréales) ou encore il perd de son appétence (jachères non broyées avant l'hiver, cultures à maturité).
- $i_{ca} = 2$: le couvert est très apprécié (céréales, repousses d'herbe), accessible et en quantité suffisante.

Nous venons de voir comment il est possible d'évaluer les différents critères qui caractérisent un couvert. Mais cela ne nous renseigne pas sur la qualité globale d'un couvert pour nos espèces gibier et encore moins sur son impact.

2.3. Méthode d'évaluation de l'indicateur couverture du sol

Les besoins en couvert des différentes espèces sont très variables en fonction du stade du cycle physiologique. Nous allons donc dans un premier temps évaluer par période les deux types de couvert (protection et alimentation). Puis nous déterminerons l'indicateur de couverture du sol qui résultera de deux agrégations successives. La première agrégation permettra d'évaluer à partir des deux types de couvert périodique la couverture du sol par période. La seconde agrégera les évaluations périodiques de la couverture du sol pour donner une évaluation sur l'année de cette pratique agricole.

2.3.1. Evaluation du couvert de protection par période clé

2.3.1.1. Passage aux indices périodiques

Il existe différentes méthodes pour agréger les indices mensuels par culture, de la période considérée (somme, moyenne, multiplication ou minimum). Pour l'indice de structure du couvert, prendre le minimum serait trop sévère. En effet, cela signifierait qu'une culture en développement mais ayant des indices encore faibles en début de période ne pourrait convenir comme zone de nidification par exemple. Or, le retard de couvée ou le recoquetage après destruction d'un premier nid fait que cette culture peut être utilisée plus tard en saison. La moyenne seule ne convient pas non plus car si durant l'hiver ou pendant la nidification, le couvert venait à disparaître brutalement vers la fin d'une de ces périodes (broyage d'un engrais vert ou récolte), les individus ou les nids seraient à découvert ce qui entraînerait un risque accru de prédation pour les premiers et un abandon pour les seconds. En revanche, la moyenne associée à une valeur veto permettra de retenir la culture en développement (un indice, en début de période, modérément mauvais et bon en fin de période donnera une moyenne acceptable) et de rejeter les couverts qui disparaissent brutalement (un indice bon en début de période et nul en fin de période entraînera une valeur moyenne non acceptable).

Pour l'indice de pénétrabilité par contre, nous avons fait le choix de prendre la valeur minimale de la période, pour tenir compte du fait que des cultures au cours de leur développement deviennent impénétrables. C'est le cas de la culture de pois qui, en général après la période de floraison, s'effondre sur elle-même ce qui entraîne l'abandon des nids qui pourraient s'y trouver.

Nous agrégerons donc par la moyenne associée à une valeur veto, les valeurs mensuelles par culture pour la structure du couvert (i_{sc}) et nous prendrons le minimum des valeurs mensuelles pour la pénétrabilité (i_{pc}). Dans le paragraphe suivant, nous allons définir le poids de chaque critère (structure et pénétrabilité du couvert) à partir des besoins des animaux, afin d'évaluer la qualité du couvert de protection (i_{cp}) par culture et par période clé.

2.3.1.2. Qualité du couvert de protection par culture

- Passage de l'hiver

Durant cette période humide et froide, les animaux ont une préférence pour les couverts érigés et secs (Robertson, 1996). Or, les couverts sont rarement secs d'où une utilisation qui ne sera effective que s'ils sont pénétrables, donc peu denses, afin d'éviter au maximum aux individus de se mouiller. Mais, le couvert doit être aussi suffisamment développé pour offrir une protection efficace même en présence de neige qui en recouvrant les plantes diminue la qualité du couvert (Perkins et al., 1997). Donc, la qualité d'un couvert, s'il est suffisamment développé, dépendra plus de sa pénétrabilité que de sa structure.

- La fixation

Les couples lors de la fixation recherchent une zone où la végétation est déjà un peu développée (15 à 30 cm de hauteur). Mais, ils n'ont pas de préférence particulière pour un couvert structuré qui les dissimulera à la vue de leur congénère ou pénétrable qui facilitera leurs déplacements durant une période encore froide et humide (Birkan et Serre, 1988).

- La nidification

Durant cette période, l'essentiel sera de dissimuler le nid à la vue des prédateurs. Donc, la structure du couvert, si celui-ci est suffisamment développé, va avoir une grande importance (Garcia et Armbruster, 1997), plus que sa pénétrabilité.

- L'élevage des jeunes

Enfin, pendant cette période, les poussins n'ont pas de réel préférence. La pénétrabilité, pour éviter aux jeunes poussins de se mouiller alors qu'ils ne régulent pas encore leur propre température corporelle, comme la structure qui les soustrait à la vue des prédateurs auront leur importance.

Pour agréger l'indice de structure du couvert et l'indice de pénétrabilité pour chaque période, nous en avons fait la somme pondérée :

$$\mathbf{i_{cp} = a * i_{sc} + b * i_{pc}}$$

Le tableau 6 donne les valeurs des poids (a et b) attribués à chacun d'eux dans le calcul de la qualité du couvert de protection. En fonction de la période, nous avons aussi ajouter une valeur veto pour le développement (surface foliaire) de la culture à partir de laquelle celle-ci joue effectivement un rôle. En effet, une culture, hormis sa structure et sa pénétrabilité, ne pourra protéger les espèces gibier que si sa croissance en hauteur et son volume de végétation sont suffisants pour dissimuler les individus. C'est pourquoi nous fixerons aussi un indice de surface foliaire périodique minimum (moyenne des indices mensuels de la période) en dessous duquel nous considérons comme nul l'effet protecteur de la culture (Tableau 6). Au dessus de cette valeur veto, le couvert sera "qualifié" et aura un rôle à jouer en fonction bien sûr de la qualité de sa structure et de sa pénétrabilité. A partir de l'équation précédente et des conditions de développement, le tableau 7 donne les valeurs de i_{cp} par période pour un grand nombre de cultures ; une valeur nulle d'indice pour une culture signifie soit qu'elle n'est pas en place à ce moment là, soit que le couvert n'est pas qualifié. Les limites de chaque période sont données par espèce dans le tableau 7.

2.3.1.3. L'indicateur de couvert de protection

Nous venons de voir la méthode utilisée pour évaluer la qualité du couvert offert par une culture en fonction des besoins de l'espèce, c'est à dire en fonction de la période de l'année. Cela nous permet de savoir si une culture sera utilisée ou non, mais ne nous renseigne aucunement sur l'impact en terme de protection de cette couverture du sol sur le petit gibier. Pour cela, il faut ajouter à la qualité, une autre variable, la quantité (Allen, 1984; Garcia et Armbruster, 1997; Rands, 1986). La variable quantité va se résumer à la mesure de la surface occupée par la culture dans la surface totale, qui peut être la SAU de l'exploitation ou du territoire de chasse. Pour chaque exploitation ou lot de chasse, nous aurons une valeur sans unité qui évaluera le couvert de protection par période et qui sera calculée à partir de l'équation (1) suivante :

$$\mathbf{i_{cp}\ exploitation = \frac{\sum i_{cp}\ de\ la\ culture\ qualifiée\ j * surface\ de\ la\ culture\ j}{Surface\ agricole\ utile\ de\ l'exploitation}} \qquad (1)$$

Nous venons de terminer la description de la méthode d'évaluation d'un couvert de protection, mais nous ne disposons toujours pas d'un outil d'évaluation. En effet, cette valeur d'indice de couvert de protection par exploitation est sans unité, et de ce fait ne nous renseigne toujours pas sur son intérêt pour les espèces de petit gibier. En fait, il reste encore à normer les valeurs de i_{cp} pour disposer d'un indicateur qui permettra l'évaluation. Cette partie correspond à la quatrième étape ("détermination des normes et des seuils de veto") de la démarche d'élaboration des indicateurs.

Pour chaque période, nous allons déterminer la quantité de couvert nécessaire au bon développement des populations d'oiseaux nicheurs ainsi que la qualité requise à cet effet (Tableau 8) comme l'ont fait Garcia et Armbruster (1997) dans leur exemple sur le canard chipeau (*Anas Strepera*).

- Passage de l'hiver

En hiver, la quantité de couvert nécessaire aux individus pour se protéger peut être relativement faible du fait qu'ils vivent en groupes et peuvent donc se retrouver concentrés sur une faible surface (Robertson, 1996). Par contre, la qualité doit être bonne afin d'offrir une protection efficace (Robertson, 1996).

- Fixation

Les besoins en couvert de protection sont peut être moindres, mais la surface couverte doit être importante afin d'augmenter le nombre de territoires potentiels sur lesquels les oiseaux pourront se fixer (Robertson, 1996). La fixation est une phase essentielle de la réussite de la reproduction car elle conditionne la future nidification. En effet, durant cette période, lorsqu'un couvert vient à disparaître ou prend du retard par rapport à un autre, les animaux pourtant fixés, n'hésitent pas à changer de territoire (Birkan et Serre, 1988). En revanche, la qualité n'a que peu d'importance si la végétation est en développement (couvert "qualifié").

- Nidification

Durant cette période, il faut d'importantes surfaces couvertes pour augmenter le nombre de sites potentiels de nidification (Robertson, 1996). Mais le couvert doit aussi être de bonne qualité afin de dissimuler au mieux le nid de la vue des prédateurs (Yahner et Wright, 1985).

- Elevage des jeunes

Pendant l'élevage des jeunes, l'effet territorial tend à disparaître et de ce fait, le couvert ne doit plus forcément couvrir de grandes surfaces car les oiseaux peuvent à nouveau être proches visuellement (Garcia et Armbruster, 1997). Mais, nous avons opté pour une quantité de couvert qui reste importante, car il importe que les poussins puissent trouver un grand nombre d'insectes. En effet, les quantités d'insectes seront plus importantes dans des milieux non perturbés comme les couverts encore en place, plutôt que dans des parcelles où a déjà été réalisé un travail du sol. Quant à la qualité du couvert de protection, il peut être faible, car les poussins peuvent se dissimulent facilement à la vue des prédateurs (Birkan et Jacob, 1988).

A partir des constats réalisés précédemment sur la qualité et la quantité de couvert nécessaire pour chaque période, nous allons pouvoir calculer un indice de référence du couvert de protection (Tableau 8). Maintenant que l'on connaît, pour chaque période, la couverture du sol utilisable par la perdrix ou le faisan, nous allons pouvoir passer à l'indicateur de couverture (I_{cp}) qui doit nous permettre d'évaluer la qualité du milieu en terme de couvert apporté par les cultures.

$I_{cp} = f(i_{cp})$

La courbe qui va relier l'indice de couvert de protection à l'indicateur, va être définie par les caractéristiques suivantes :

- $I = 7$ pour i_{cp} de référence. Lors de la description de la démarche d'élaboration des indicateurs, nous avons vu que la valeur 7 correspondait à la limite entre agriculture durable ($I>7$) et non durable ($I<7$). Ici nous allons la faire correspondre avec la quantité et la qualité de couvert que nous avons considérées comme nécessaires pour avoir une population viable.

- Nous donnons à cette courbe une forme sygmoïdale (Dunning et al., 1995) (figure 2) afin de rendre compte que c'est autour de la valeur de référence que la réponse de l'espèce à une variation du couvert sera la plus sensible, alors qu'aux extrémités de la courbe, la variation de couvert n'influe que très peu. Cela signifie que la courbe sera tangente à l'axe des abscisses au point 0. Nous obtenons une fonction polynomiale d'ordre 3 de la forme $ax^3 + bx^2 + cx + d$, dont les coefficients pour chaque période sont donnés dans le tableau 8.

Avec l'indicateur de couvert de protection, nous avons un outil qui permet d'évaluer la disponibilité de ce couvert pour les oiseaux nicheurs à chaque stade de leur cycle physiologique. Sur le même mode d'élaboration que le couvert de protection, nous allons à présent évaluer le couvert d'alimentation.

2.3.2. Evaluation du couvert d'alimentation par période clé

2.3.2.1. L'indice de couvert d'alimentation par culture

Comme pour le couvert de protection, nous allons devoir passer à des indices par période. Les modes d'agrégation sont toujours les mêmes, à savoir la moyenne, la multiplication ou le minimum. Nous avons fait le choix de la moyenne mais avec une valeur veto de l'indice. En effet, la moyenne seule ne permettait pas de rendre compte, pendant la période considérée, d'un couvert qui manquerait plus d'un mois, par exemple, entraînant une disette. Par contre, nous avons associé une valeur veto permettant de retenir uniquement un couvert qui ne viendra pas à manquer pendant une période trop longue. L'indice de couvert d'alimentation (i_{ca}) pour chaque période correspondra donc à la moyenne des indices d'alimentation mensuels et nous ne retiendrons que les cultures dont la valeur d'indice moyen sera supérieure ou égale à 1 (Tableau 9).

2.3.2.2. L'indicateur de couvert d'alimentation

Dans le paragraphe précédent, nous avons défini la qualité du couvert de protection par culture et par période. Mais, pour connaître l'impact du couvert d'alimentation sur le petit gibier, il faut dans un premier temps comme pour le couvert de protection y intégrer la quantité. Ce calcul sera donné par l'équation (2) :

$$\mathbf{i_{ca}\ exploitation} = \frac{\mathbf{\sum i_{ca}\ de\ la\ culture\ j\ *\ surface\ de\ la\ culture\ j}}{\mathbf{Surface\ agricole\ utile\ de\ l'exploitation}} \qquad (2)$$

Mais pour que cette valeur sans unité puisse nous permettre d'évaluer réellement l'impact de ce couvert, il nous faut encore normer cet indice pour en faire un indicateur.

De même que pour le couvert de protection, nous allons déterminer la quantité et la qualité nécessaires à l'alimentation des oiseaux nicheurs aux différentes périodes de leur cycle physiologique. Nous allons prendre des valeurs identiques pour ces deux critères, étant donné que les besoins sont les mêmes tout au long de l'année et si l'on parle plus de l'alimentation en hiver, cela est dû au fait que la disponibilité y fait souvent défaut. Nous avons donc choisi de considérer qu'il faut que 40% de la SAU offre une alimentation de qualité ($i_{ca} = 2$) afin que les animaux puissent toujours avoir à proximité d'eux une nourriture suffisante. Ces valeurs permettent de définir la valeur de référence de l'indice ($i_{ca} = 0.8$ unité / ha) pour le passage à l'indicateur. Les caractéristiques de la courbe sont identiques à celles définies pour le couvert de protection (Figure 2) et seuls les coefficients changent : a = -9,16 ; b = 17,28 ; c = 0,79 et d = 0.

2.3.3. L'indicateur couverture du sol par période clé

Dans les paragraphes précédents, nous avons évalué indépendamment le couvert de protection et celui d'alimentation. L'objectif de départ étant d'évaluer la couverture du sol globalement, il est nécessaire d'agréger ces deux indicateurs correspondant aux deux types de couvert. Cette agrégation nous renseignera sur l'impact de la couverture du sol par période. En effet, nous avons fait le choix d'agréger d'abord les indicateurs au niveau de la période avant de passer à l'année (paragraphe suivant) car la présence à un moment donné des individus en un lieu dépend des deux types de couvert à la fois.

De même que pour les agrégations précédentes, nous avons plusieurs méthodes possibles. Le minimum peut être considéré comme trop sévère. En effet, lors de la fixation par exemple, la poule faisane peut très bien choisir un mâle ayant un territoire avec un bon couvert d'alimentation même si en protection, il n'est pas très favorable et vice versa. La moyenne seule non plus n'est pas appropriée car on peut avoir rattrapage dans les cas extrêmes entre un bon et un mauvais couvert. C'est pourquoi, nous avons fait le choix encore une fois de la moyenne pondérée associée à une valeur veto en dessous de laquelle, la couverture du sol correspondra à la valeur minimale des deux indicateurs. Quant à la pondération, elle va dépendre de la période de l'année, car il est facile de concevoir que l'alimentation aura plus d'importance en hiver que lors de la nidification où il importera surtout de protéger le nid.

- Passage de l'hiver

Il est difficile de savoir quel couvert de l'alimentation ou de la protection est le plus important durant l'hiver. Allen (1984) ne parle que de "*suitable winter food resources*", Birkan et Jacob (1988) que de "*couvert hivernale permettant [...] de supporter la mauvaise saison*". Seuls Hill et Robertson (1988) évoquent la protection et l'alimentation. Mais, il est à noter que si le couvert de protection peut provenir des structures non productives la nourriture est, sauf conditions extrêmes, prise uniquement dans les parcelles cultivées. C'est pourquoi, nous avons choisi de donner plus de poids au couvert d'alimentation (P = 2) qu'au couvert de protection (P = 1).

- Fixation

Lors de la fixation, le choix se porte sur la hauteur du couvert (Birkan et Serre, 1988) donc plutôt vers la protection que pourrait offrir le couvert (Robertson, 1996; Sotherton, 1994). Mais la poule recherche pour se fixer un couvert d'alimentation (Ridley et Hill, 1987;

Sotherton, 1994). Nous avons donc considéré que le poids est identique entre ces deux types de couvert (P = 1).

- Nidification

Durant cette période, seul le couvert de protection est cité dans la littérature (Rands, 1982; Schmitz et Clark, 1999). De plus, durant cette période qui se situe en fin de printemps et en début d'été, la nourriture n'est pas limitante (Biadi et Mayot, 1990; Birkan et Jacob, 1988). Ce constat nous a amené à ne tenir compte que du couvert de protection (P = 1) et de ne pas conserver le couvert d'alimentation (P = 0) dans le calcul de l'évaluation .

- Elevage des jeunes

Le couvert de protection a, comme durant le reste de l'année, une utilité non négligeable, d'autant plus que les cultures ayant un couvert bien développé, contiennent des quantités d'insectes plus importantes (sauf si un traitement insecticide a été effectué). Le couvert d'alimentation tel que nous l'avons évalué (uniquement d'un point de vue végétal), prendra le relais quand le régime alimentaire des poussins changera (nourriture verte). Comme pour la fixation, nous considérons que les deux couverts ont la même utilité et donc des poids identiques.

Nous avons choisi la valeur 2 pour l'indicateur (I = 2) comme valeur de veto quel que soit la période de l'année. Cela signifie que si l'un des deux types de couvert est affecté d'une valeur d'indicateur inférieure à 2, il sera considéré comme limitant. Dans ce cas, nous prendrons cette valeur minimale comme valeur d'indicateur de la couverture du sol.

2.3.4. L'indicateur couverture du sol

Nous disposons maintenant de quatre indicateurs pour les quatre périodes de l'année. A ce stade, nous avons déjà conçu une méthode d'aide à la décision qui permet de savoir à quel moment de l'année, le couvert ne sera pas approprié pour nos espèces. Mais nous voudrions aller encore plus loin et pouvoir évaluer globalement la couverture du sol et savoir cette fois quelle sera l'influence d'un mauvais couvert durant une période. Pour cette évaluation globale, il nous faut agréger les valeurs d'indicateurs périodiques afin d'obtenir l'indicateur couverture du sol (I_{cs}).

On pourrait reprendre la moyenne pondérée, mais même avec des seuils veto, il est difficile de rendre compte de toutes les conditions induites par l'enchaînement des quatre périodes qui interagissent entre elles. En effet, une bonne couverture du sol lors de l'élevage ne peut compenser une mauvaise nidification qui n'aura pas permis l'éclosion de poussins. C'est pourquoi, nous allons utiliser une méthode qui a déjà servi dans l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux (Van der Werf, 1997) : un système expert qui permettra de prendre en compte toutes les situations induites par les quatre périodes. Celui-ci est associé à la logique floue qui est, nous le verrons par la suite, une méthode d'agrégation.

L'utilisation de la logique floue qui est basée sur le concept de la vérité partielle, permet l'existence de valeurs intermédiaires entre complètement vrai et complètement faux. Cette méthode est utilisée lorsque, comme dans notre cas, les limites des classes sont vagues ou difficiles à définir, ainsi que pour éviter les transitions brutales entre classes. Avec les méthodes classiques, la fonction d'appartenance d'un élément à une classe ne peut prendre que deux valeurs, 0 (pas d'appartenance) ou 1 (appartenance). Alors qu'avec la logique floue, la

valeur est comprise dans l'intervalle [0;1], 0 correspondant à la non appartenance, 1 à l'appartenance totale et les valeurs intermédiaires à une appartenance partielle.

Pour les quatre variables d'entrée (les indicateurs périodiques), nous avons défini deux classes floues : F (favorable) et D (défavorable). Nous n'avons pas mis les valeurs d'indicateur en classes car il était difficile de trouver des limites justifiables. Donc nous donnerons pour la valeur 10 d'indicateur, un degré d'appartenance de 1 à la classe floue favorable et de 0 à la classe floue défavorable. Pour la valeur 0 de l'indicateur, le degré d'appartenance à la classe floue défavorable sera de 1 alors qu'il sera de 0 pour la classe floue favorable. Pour les valeurs d'indicateur dans l'intervalle de transition]0 ; 10[, le degré d'appartenance à la classe floue favorable augmentera de 0 à 1, alors que le degré d'appartenance à la classe floue défavorable baissera de 1 à 0. Les fonctions d'appartenance aux deux classes floues sont donc complémentaires. Pour définir le degré d'appartenance de nos variables, nous avons choisi des courbes sinusoïdales (Figure 3). Nous aurions pu aussi prendre simplement une fonction linéaire, mais comme il était difficile de définir exactement les classes, la sinusoïde permettait de lisser une éventuelle erreur dans la détermination des limites de celles-ci.

Dans notre cas, à partir des quatre variables d'entrée que sont les quatre indicateurs périodiques, nous allons formuler l'ensemble des règles de décision possibles. Ces règles de décision consistent donc, en quatre prémices (**si**...) liés par "**et**" suivis par une conclusion (**alors**...). Cette conclusion se traduit par une valeur comprise entre 0 (l'impact de la couverture du sol est défavorable) et 1 (l'impact de la couverture du sol est favorable). Ces règles de décision s'énoncent de la façon suivante : **Si** le couvert d'hiver est favorable **et si** le couvert de fixation est favorable **et si** le couvert de nidification est favorable **et si** le couvert d'élevage est favorable **alors** l'impact de la couverture du sol est de 1 (favorable). Pour chacune des seize règles provenant des seize cas possibles, nous avons défini à partir des connaissances scientifiques et d'avis d'experts leur valeur d'impact, valeurs comprises entre 0 et 1 (Figure 4).

Maintenant que nous avons défini les fonctions d'appartenance et les règles de décision, il nous reste à savoir comment calculer l'indicateur de couverture du sol à partir de données recueillies sur une exploitation ou sur un territoire de chasse quelconque. La fonction d'appartenance définie auparavant permet de calculer la vraie valeur du prémice, à savoir le degré d'appartenance à la classe floue concernée (favorable ou défavorable). Quand les prémices sont liés par **et**, la vraie valeur de cette règle de décision correspond au minimum des vraies valeurs des prémices de la règle (Sugeno, 1985). L'impact de la couverture du sol est le résultat de la moyenne des conclusions de chaque règle de décision préalablement pondérées par la vraie valeur (degré d'appartenance minimum des prémices noté min):

$$\textbf{Impact} = \frac{\Sigma \textbf{ conclusion de la règle * min (vraies valeurs des prémices de cette règle)}}{\Sigma \textbf{ min (vraies valeurs des prémices pour chaque règle de décision)}}$$

Cette méthode d'agrégation par règles de décision a l'avantage d'être facilement compréhensible et les conclusions chiffrées peuvent être modulées en fonction des avis d'experts. Le fait de permettre l'agrégation après avoir calculé la couverture du sol par période, fait de cet indicateur un réel outil d'aide à la décision. Il donne à la fois un aperçu

global du couvert et il renseigne l'exploitant sur le type de couvert (nidification, fixation,...) au niveau duquel il doit faire ou non un effort.

Une vue synthétique de la démarche d'élaboration de l'indicateur couverture du sol pour la perdrix et le faisan est présentée figure 5.

3. Le lièvre

3.1. Les besoins de l'espèce

De même que pour les oiseaux nicheurs, nous avons défini les périodes clé correspondant au cycle biologique et physiologique du lièvre.

Contrairement à la perdrix et au faisan, la saison de reproduction ne se découpe plus en plusieurs phases (fixation, nidification et élevage). Le lièvre n'étant pas territorial, il n'existe pas de période de fixation à proprement parler. Il ne subsiste donc plus qu'une phase que l'on pourrait comparer à l'élevage. En effet les hases ont entre 3 et 5 portées par an (comparées à une couvée par an pour les oiseaux nicheurs), ce qui signifie qu'elles sont quasiment toujours dans la phase d'élevage (allaitement). C'est pourquoi, nous considérons toute cette phase de la reproduction qui dure environ huit mois comme une seule période et nous évaluerons la couverture du sol d'une façon homogène c'est à dire avec les mêmes critères et les mêmes pondérations. En revanche, il subsiste toujours la période hivernale.

3.1.1. Le passage de l'hiver

Même si le lièvre utilise le plus souvent les bosquets et les sous bois pour s'abriter, il fréquente aussi les cultures lors du gîte. Il n'a pas de besoin particulier en couvert de protection car il peut se gîter dans des labours, voire dans les terres plates où il creuse un peu le sol (Peroux et Marboutin, 1995). Mais, les cultures vont surtout lui servir comme zone de gagnage car c'est là qu'il trouvera de la nourriture sous forme de jeunes pousses (prairies, céréales d'hiver) (Bresinski, 1983). Son régime alimentaire à base de végétation verte ne change souvent que quand cette dernière vient à manquer ou est absente et dans ces cas, le lièvre consomme des fruits, des bourgeons, l'écorce d'arbrisseau, des graines ou des racines (Peroux et Marboutin, 1995).

3.1.2. La saison de reproduction

Les adultes au gîte ainsi que les levrauts, du fait de leur immobilité et de leur forte homochromie avec le milieu, n'ont pas besoin d'un couvert forcément très développé, comme cela était le cas par exemple en période de nidification pour les oiseaux nicheurs. En revanche, le couvert doit être pénétrable car le lièvre n'utilise pas les cultures denses en période humide et durant ses phases d'activité nocturne (alimentation, relations sociales,...) et il aime disposer de végétation "rase" dans son espace vital. Pour se nourrir, le lièvre fréquente donc aussi les cultures "rases" qui lui fournissent une alimentation à base de végétation verte

et de préférence sous forme de jeunes pousses (céréales, herbes jeunes,...) (Peroux et Marboutin, 1995).

3.2. Méthode d'évaluation de l'indicateur couverture du sol

3.2.1. Caractéristiques des couverts

3.2.1.1. Le couvert de protection

Nous reprendrons les mêmes indices que pour les oiseaux nicheurs, à savoir l'indice de surface foliaire, l'indice de structure de la plante, l'indice de structure du couvert (résultat des deux premiers) et l'indice de pénétrabilité. Nous considérons que ce qui fait la qualité d'un couvert de protection ne change pas en fonction des espèces, mais seule change la part de chaque critère dans son évaluation.

3.2.1.2. Le couvert d'alimentation

Pour l'évaluation du couvert d'alimentation, nous allons aussi utiliser les mêmes indices que pour le faisan et la perdrix, mais quelques valeurs mensuelles vont changer. En effet, même si le régime alimentaire est assez proche, le lièvre est moins attiré par les graines comme celles présentes dans les cannes de maïs après récolte, car si elles permettent au faisan de se "gaver", elles n'offrent que peu d'intérêt pour le lièvre.

Pour l'évaluation de la couverture du sol, nous allons détailler la construction de l'indicateur d'une manière différente des oiseaux nicheurs. En effet, à chaque fois que nous avons agrégé des indices, nous l'avons fait de la même manière pour toutes les périodes, alors que pour le lièvre, les modes de construction seront variables selon la période.

3.2.2. L'indicateur de couvert hivernal

Le mode d'évaluation de ce couvert conserve la démarche déjà utilisée pour les oiseaux nicheurs, à savoir passage à des indices périodiques et normalisation de ceux ci pour obtenir un indicateur (Figure 5). Nous considérons que la période hivernale commence avec le repos sexuel du lièvre début octobre et se termine fin janvier avec les premières mises bas (Peroux et Marboutin, 1995).

3.2.2.1. Le couvert de protection hivernal

Dans un premier temps, nous calculons l'indice mensuel de structure du couvert par multiplication des indices mensuels de surface foliaire et de structure de la plante, indices que nous avons déjà utilisés pour les oiseaux nicheurs et qui figurent tableau 4. Ensuite, nous passons des indices mensuels aux indices périodiques pour la structure du couvert (i_{sc}) et de la pénétrabilité (i_{pc}) en utilisant respectivement la moyenne associée à une valeur veto et le minimum (Tableau 10). Pour la valeur veto, nous avons repris, pour l'indice de surface foliaire, la valeur utilisée pour les oiseaux nicheurs (0,5). Puis, nous avons agrégé par la moyenne pondérée ces deux indices périodiques (structure et pénétrabilité) pour former

l'indice hivernal de couvert de protection (i_{cp}) (Tableau 10). Nous avons choisi de donner plus de poids à la pénétrabilité (P = 2) qu'à la structure (P = 1) pour deux raisons. La première étant que la structure n'a que peu d'importance dans la dissimulation du lièvre (forte homochromie du pelage) et ne permet donc qu'une meilleure efficacité dans la protection contre les intempéries. La seconde provient du fait qu'un couvert ne sera utilisé que s'il est pénétrable car le lièvre n'aime pas avoir le pelage humide (Havet et Granval, 1995). Pour finir, il nous reste à introduire la quantité c'est à dire la surface de chaque culture pour l'échelle à laquelle nous travaillons (exploitation, territoire de chasse,...). Nous avons, pour cela, repris l'équation (1) (page 35) définie pour les oiseaux nicheurs.

Nous disposons, à présent, d'un indice de couvert de protection qui est sans unité c'est à dire sans référence et qui ne nous renseigne donc pas sur son impact sur le lièvre. Nous allons donc, toujours comme pour les oiseaux nicheurs, déterminer une valeur de référence qui nous permettra de passer à l'indicateur. On sait que le lièvre n'est pas très exigeant en couvert de protection (Peroux et Marboutin, 1995). En surface, on peut donc estimer que 15% environs de la SAU suffit pour offrir au lièvre une protection efficace avec comme qualité un indice minimum i_{cp} de 4 (échelle allant de 0 à 6) (Tableau 10). Ces valeurs donnent un indice i_{cp} exploitation ou territoire de chasse de 0.6 unités / ha. A partir de cette référence et des caractéristiques que nous avions définies pour la courbe reliant l'indice à l'indicateur, nous obtenons une équation polynomiale d'ordre 3 (cf. Figure 2) dont les valeurs des coefficients sont : a = -23,58; b = 33,42; c = 0,1 et d = 0.

3.2.2.2. Le couvert d'alimentation hivernal

La méthode d'évaluation est la même que pour les oiseaux nicheurs, à savoir un passage à l'indice périodique (i_{ca}) par la moyenne associée à une valeur veto (indice moyen supérieur ou égal à 1) (Tableau 10). De même que pour le couvert de protection, nous introduisons la quantité en reprenant cette fois l'équation (2) (page 37) définie pour le faisan et la perdrix.

Pour passer à l'indicateur, nous procédons de la même manière que pour le couvert de protection. Le lièvre a les mêmes exigences que la perdrix et le faisan pour l'alimentation. Nous retiendrons donc la même surface (40% de la SAU) et le même i_{ca} de 2, ce qui nous donne un i_{ca} exploitation ou lot de chasse de 0.8 unités / ha. L'équation de la courbe polynomiale reliant l'indice à l'indicateur aura comme valeurs de coefficients : a = -9,16; b = 17,28; c = 0,79 et d = 0.

3.2.2.3. L'indicateur de couverture du sol hivernale

L'indicateur de couverture du sol hivernale sera la résultante de l'évaluation des deux types de couvert (protection et alimentation). Nous allons reprendre la méthode d'agrégation utilisée pour les oiseaux nicheurs : la moyenne pondérée associée à une valeur veto.

Il est encore une fois difficile de savoir quel type de couvert est le plus important durant l'hiver. Pour se protéger, le lièvre se réfugie généralement dans les lisières boisées (petits bosquets, haies,...) il se nourrit, par contre, sur les parcelles agricoles (Barnes et Tapper, 1982; Bresinski, 1983; Lewandowski et Nowakowski, 1993; Tapper et Barnes, 1986). C'est pourquoi nous donnerons plus de poids au couvert d'alimentation (P = 2) qu'à celui de protection (P = 1). Pour le seuil de veto, nous reprendrons I = 2 pour l'alimentation, ce qui

signifie que si le résultat de cet indicateur est inférieur à 2, l'indicateur de couverture du sol correspondra à la valeur de l'indicateur d'alimentation.

3.2.3. L'indicateur de couvert en période de reproduction

La saison de reproduction s'étale sur huit mois, de février à septembre inclus. Sur cette durée, il serait difficile d'agréger des indices mensuels. Par contre, si le couvert venait à manquer pendant un certain temps, cela n'aurait pas les mêmes conséquences que pour la perdrix ou le faisan. En effet, les oiseaux nicheurs ont durant la nidification non seulement besoin de couvert en qualité et en quantité, mais aussi en durée, c'est à dire que celui-ci soit présent durant toute la période. Pour le lièvre, c'est différent. La hase a entre 3 et 5 portées par an, ce qui signifie que si le couvert venait à manquer ou disparaissait brutalement, cela n'aurait d'importance que sur la dernière portée mise bas ; les levrauts nés avant pouvant être considérés comme des adultes (capables de se déplacer, moins sensibles à la prédation,...). C'est pourquoi, nous allons conserver les indices mensuels et évaluer le couvert par mois puis sur la saison de reproduction.

3.2.3.1. L'indicateur de couvert mensuel

A nouveau, les deux types de couvert auront une importance durant toute cette saison de reproduction. Pour les adultes, il est indispensable d'avoir une bonne capacité d'accueil afin qu'ils s'établissent pour se reproduire. Cela passe par la présence d'un couvert d'alimentation plus que celui de protection (Barnes et Tapper, 1982), leur lieu de gîte pouvant être une simple dépression dans le sol (Peroux et Marboutin, 1995). Si les levrauts par leur forte homochromie n'ont pas la nécessité d'un couvert de protection de très grande qualité (Peroux et Marboutin, 1995), il n'en est pas de même de la présence d'une importante surface couverte. Par exemple, plus on a de parcelles semées en sortie d'hiver, moins on aura de levrauts présents dans les autres parcelles qui seront travaillées pour implanter des cultures de printemps (Pepin, 1981). De même, la présence d'un couvert signifiera aussi que l'on n'aura pas eu durant cette période de travaux qui le détruisent (récoltes,...) avec les conséquences que cela pourrait avoir sur la mortalité des levrauts.

Pour l'évaluation de l'indicateur de couvert d'alimentation, nous réutiliserons la méthode et les valeurs prises pour l'hiver (40% du couvert avec $i_{ca} = 2$). Concernant le couvert de protection pour les levrauts, nous venons de voir que la qualité n'a pas une grande importance mais que c'est la quantité qui prime. C'est pourquoi, nous allons retenir les couverts ayant un certain développement (seuil veto par culture $i_{sf} > 0,5$) et nous utiliserons la quantité de couvert ainsi qualifié par notre seuil de veto pour évaluer le couvert de protection. La valeur de référence pour le passage à l'indicateur sera donc le pourcentage de surface dans la SAU ayant un couvert qualifié. On rencontre généralement les plus fortes densités de lièvre dans les plaines ouvertes où l'on a une forte proportion de blé d'hiver (plus de 50%), car c'est effectivement une culture qui couvre le sol pendant plus des 2/3 de la période de reproduction. Nous avons donc choisi de prendre pour norme 60% de la SAU pour la valeur 7 de l'indicateur. La courbe reliant la surface à l'indicateur aura toujours les mêmes caractéristiques que précédemment et les coefficients de l'équation polynomiale d'ordre 3 auront les valeurs suivantes : $a = 3,87*10^{-5}$; $b = 4,54*10^{-3}$; $c = 9,77*10^{-3}$ et $d = 0$.

L'indicateur de couvert mensuel résultera de l'agrégation des deux indicateurs précédemment définis (alimentation pour les adultes et protection pour les levrauts).

L'agrégation correspondra à la moyenne des deux valeurs d'indicateur associées à un seuil de veto de I = 2 pour l'alimentation. Nous avons donné le même poids aux deux types de couvert car nous pensons que pour la réussite de la reproduction il est aussi important pour les levrauts de survivre jusqu'à l'âge adulte qu'aux adultes de trouver le territoire idéal pour vivre et se reproduire et donc s'y installer.

3.2.3.2. L'indicateur de couvert en période de reproduction

La mise bas s'étale au maximum de mi-janvier à fin octobre. Mais la quasi totalité des naissances (97%) a lieu de février à septembre (Peroux et Marboutin, 1995). De même, durant ces huit mois, les taux mensuels de naissance sont variables (Peroux et Marboutin, 1995) :

- Février et Septembre : ≈ 4%
- Mars: ≈ 11%
- Avril, Mai et Juin : ≈ 17%
- Juillet : ≈ 15%
- Août : ≈ 12%

C'est pourquoi, pour agréger les indicateurs mensuels de couvert, nous utiliserons la somme pondérée par les taux de naissance. Nous avons choisi la somme car nous considérons qu'il y a compensation entre les mois de la période de reproduction et qu'il n'y a pas d'interactions entre ceux-ci. En effet, si les levrauts de la première portée sont tués par une fauche, par exemple, rien n'empêche la hase de faire une seconde portée. Et si cette seconde portée n'est pas détruite, elle contribuera à la réussite de la reproduction (même si elle aurait pu être encore meilleure si la première portée n'avait pas échouée).

3.2.4. L'indicateur de couverture du sol

Il nous reste à agréger les indicateurs de couvert hivernal et de la période de reproduction. Nous avons repris la même méthode que pour les oiseaux nicheurs, à savoir un système expert utilisant la logique floue. Les limites de classes sont identiques et seules les lois de décisions changent (Figure 6). La démarche d'élaboration de l'indicateur couverture du sol pour le lièvre est décrite dans la Figure 7.

Nous avons, dans les paragraphes 2 et 3, détaillé la construction de l'indicateur couverture du sol proprement dit et déterminé les références et seuils de veto. Il nous reste encore à réaliser le test de sensibilité sur les variables d'entrée afin, entre autre, d'estimer l'influence de celles-ci sur les valeurs finales de l'indicateur.

4. Test de sensibilité

4.1. Les variables testées

La seule variable d'entrée, pour le calcul de l'indicateur couverture du sol, est la surface occupée par chaque culture dans la SAU. Pour tester la sensibilité de cette donnée sur

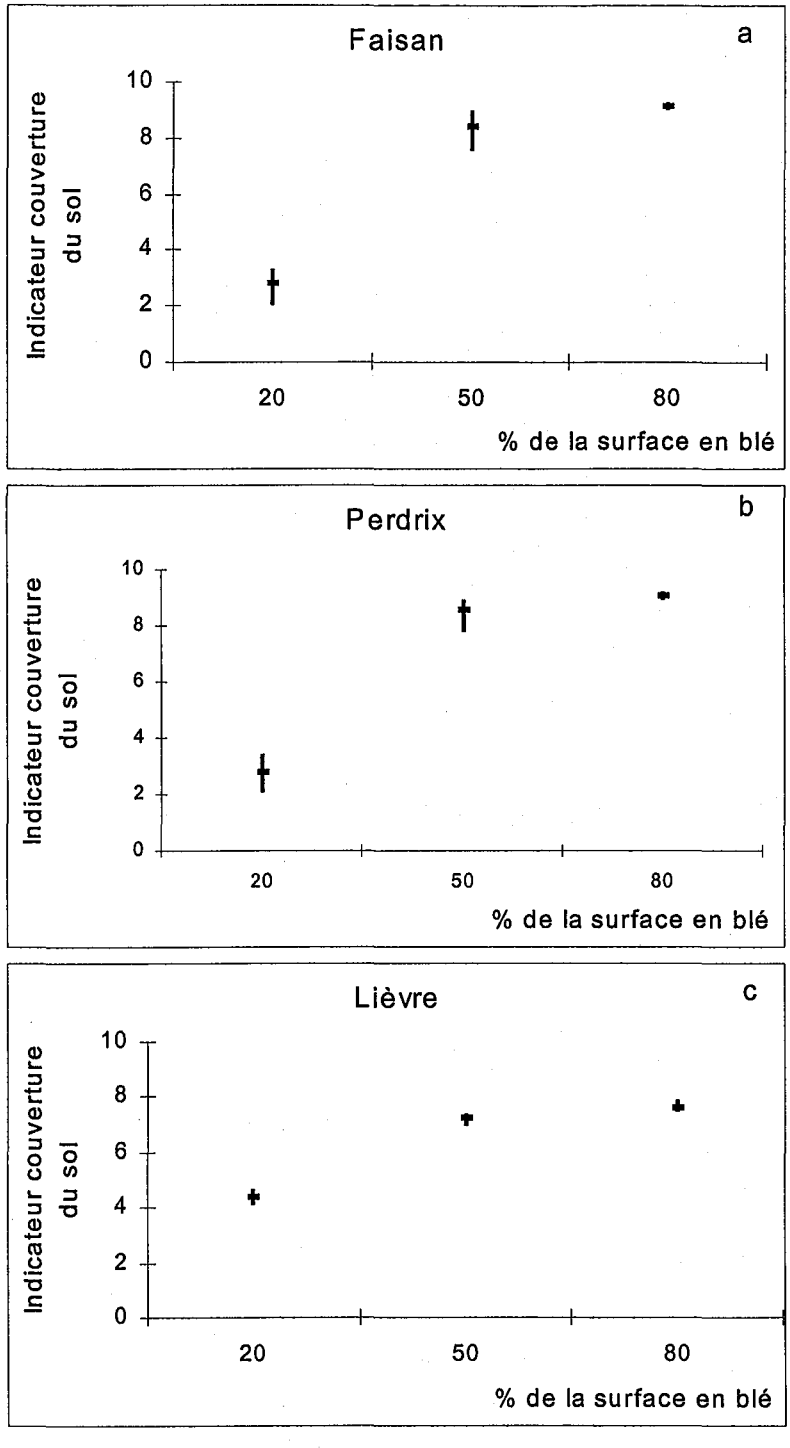


Figure 8. Test de sensibilité sur l'effet d'une variation de la surface d'une culture (blé) de plus ou moins 20% (de cette surface) sur la valeur de l'indicateur couverture du sol pour trois exploitations ayant 20, 50 et 80% de blé dans leur assolement pour le faisan (a), la perdrix (b) et le lièvre (c).

la valeur finale de l'indicateur, nous avons choisi de prendre une exploitation agricole ayant du blé dans son assolement. En effet, cette culture est très utilisée comme couvert de nidification (couvert ayant un poids important comme nous le confirmerons dans le paragraphe suivant) et d'alimentation. Et c'est dans le cas d'un écart de la surface de cette culture que nous nous attendons à un effet maximal sur notre indicateur (par rapport à d'autres cultures moins intéressantes d'un point de vue couverture du sol). Il en est de même pour le lièvre, même si celui-ci n'a pas besoin d'un couvert aussi exigeant en qualité et en quantité.

Donc, nous avons pris, pour tester la sensibilité de notre indicateur à une variation de la surface en blé, trois exploitations (1 à 3) de 100 hectares ayant respectivement 20, 50 et 80% de leur assolement en blé. En plus du blé, elles ont aussi 10 ha de jachères, le reste étant semé en maïs. Enfin, pour l'hiver, elles implantent 10% de leur surface avec un engrais vert. Le test de sensibilité consistera à faire varier de plus ou moins 20% la surface en blé (entre 40 et 60 ha pour l'exploitation N°2) et de regarder comment cela se traduit sur la valeur de notre indicateur final.

Nous avons aussi réalisé un second test de sensibilité sur les quatre indicateurs périodiques (hiver, fixation, nidification et élevage) pour les oiseaux nicheurs, et sur les deux indicateurs périodiques pour le lièvre qui constituent l'évaluation de la couverture du sol. Le but étant, cette fois, de connaître le poids de chacun dans l'indicateur final, ainsi qu'une meilleure compréhension du fonctionnement du système. Pour cela, nous avons fait varier chaque indicateur périodique dans l'intervalle de transition compris entre complètement favorable et complètement défavorable (entre 0 et 10), tandis que les autres indicateurs périodiques étaient fixés à des valeurs considérées comme favorables (9), médianes (5) ou défavorables (1).

4.2. Résultats

Pour les oiseaux nicheurs, l'effet d'une erreur de 20 % en plus ou en moins de la surface en blé, entraîne une variation maximale de 0,8 points d'indicateur (-20% pour l'exploitation ayant 50% de blé dans la SAU) (Figure 8a et b). Cela signifie donc, que l'erreur que l'on peut commettre sur la surface occupée par les cultures (et qui est bien inférieure à 20%) entraîne des écarts acceptables dans la valeur de l'indicateur final. Pour le lièvre, cette erreur a encore moins d'effet, puisqu'elle ne dépasse pas 0,2 points d'indicateur (Figure 8c). Si la prise de données des surfaces de chaque culture peut entraîner de petites erreurs de mesure (principalement lors de la délimitation des parcelles cultivées à partir de plans cadastraux dans le cas de territoire de chasse), elles n'auront que peu de conséquences sur la valeur finale de l'indicateur couverture du sol. Par contre, on peut noter la différence d'indicateur (environ 6 points pour la perdrix) quand on passe de 20% (exploitation 1) à 50% de blé dans l'assolement (exploitation 2). Dans ce cas, on voit que notre indicateur est sensible à ce changement important de la sole d'une culture que l'on pourrait qualifier de favorable pour la perdrix.

Le second test de sensibilité réalisé sur les indicateurs périodiques qui composent l'indicateur couverture du sol, nous donne une idée du poids de chacun d'eux dans l'agrégation finale (Figures 9 et 10). Pour les oiseaux nicheurs, nous constatons que le couvert de nidification, de par la grande amplitude des valeurs d'indicateur qu'il génère, a une grande importance dans la valeur finale de l'indicateur couverture du sol. Mais la variation

d'indicateur due à ce couvert est toutefois moins importante quand les trois autres couverts sont défavorables (variation inférieure à 3 points), alors qu'elle est de 7 points dans les deux autres cas (médians et favorables). Ce constat recoupe ce que nous postulions en introduction, à savoir le poids du couvert de nidification dans la dynamique des populations, mais avec un minimum de couvert le reste de l'année. Pour le lièvre aussi, nous notons l'importance du couvert durant toute la période de reproduction, mais cette fois avec moins d'effet du couvert hivernal. Cela aussi concorde avec les connaissances sur la biologie du lièvre, puisque s'il s'implante dans un secteur, c'est en grande partie dû au fait qu'il va y trouver nourriture et protection pour s'y reproduire.

Nous venons d'élaborer une méthode d'évaluation de la couverture du sol et bien qu'elle paraisse complexe, n'utilise comme variable d'entrée que la surface de chaque culture, ce qui répond à l'un des objectifs des indicateurs qui est d'utiliser des données facilement accessibles. Cette méthode tient bien compte des besoins des espèces, ce qui nous a conduit à séparer les oiseaux nicheurs du lièvre et à retenir différents types de couverts à différentes périodes de l'année.

L'indicateur "Assolement"

1. Introduction

Si l'on se réfère à des notions d'écologie, "*le paysage se présente comme un ensemble de type d'éléments plus ou moins fragmentés ou connectés appelé mosaïque paysagère que l'on reconnaît comme un ensemble spatialement hétérogène*" (Burel et Baudry, 1999). Cette hétérogénéité est elle-même fonction de deux critères, la diversité des éléments ou taches du paysage et la complexité de leurs relations spatiales (Burel et Baudry, 1999). Cette hétérogénéité spatiale sous-entend une notion d'échelle. Nos espèces gibier dont l'espace vital se situe généralement au niveau de l'exploitation agricole (entre 100 et 150 ha), vont réagir à un élément ou grain (plus petite échelle à laquelle l'organisme opère des différentiations dans l'espace) qui équivaut à la parcelle. Mais il faut prendre ce terme de parcelle non pas au sens du cadastre mais au sens de culture. C'est à dire que deux parcelles cadastrales contiguës ensemencées avec la même culture seront considérées comme une seule parcelle même si elles appartiennent à deux propriétaires différents.

En terme agronomique, cette diversité spatiale correspond à l'assolement qui se définit comme la distribution spatiale des cultures sur l'ensemble de l'exploitation agricole. Il ne faut pas le confondre avec la succession culturale ou rotation qui traduit un ordonnancement des cultures dans le temps au niveau de la parcelle. Par contre, un bon assolement se traduit le plus souvent par une rotation allongée qui a des effets agronomiques bénéfiques comme la limitation de la pression des parasites (champignons, mauvaises herbes,...) ou bien encore une meilleure structure du sol. Mais cet assolement influe aussi sur la qualité du paysage ainsi que sur la biodiversité. En effet, l'abondance et la distribution de nombreuses espèces sont fortement influencées par la diversité spatiale (Pulliam et al., 1992) et c'est bien sûr aussi le cas de notre petit gibier (Barnes et Tapper, 1982; Havet, 1998; Heinen et Cross, 1983).

L'évaluation de l'impact de l'assolement passera tout d'abord par la détermination des caractéristiques de cette diversité spatiale, à partir desquelles nous élaborerons la construction de l'indicateur.

2. Intérêt pour le petit gibier

La diversité spatiale se caractérise par la diversité des éléments qui composent le paysage et par leur interrelations encore appelées effet lisière (Baudry et Baudry-Burel, 1982; Burel et Baudry, 1999; Pulliam et al., 1992). Ces deux critères sont indissociables car la biodiversité est liée à la fois à la diversité des éléments et aux écotones qu'ils créent (Duelli, 1997; Frochot et Lobreau, 1987).

La diversité spatiale ou assolement s'applique aussi à la qualité de l'habitat pour les espèces de petit gibier. En effet, de nombreuses études ont montré l'importance de l'effet

lisière, car les individus vivent généralement en bordure de parcelle et n'en fréquentent que très peu l'intérieur (Freemark et Boutin, 1995; Potts, 1986). Par conséquent, l'augmentation des lisières leur est favorable (Heinen et Cross, 1983; Tapper et Barnes, 1986), mais pas suffisant (Barrett et Peles, 1994). En effet, la diversité qui provient, dans les agro-écosystèmes, des différentes cultures (Mead et al., 1981), a aussi un rôle à jouer en permettant aux espèces de diversifier leur nourriture et leur couvert de protection tout au long de l'année (Barnes et Tapper, 1982; Birkan et al., 1994; Havet, 1998; Tapper et Barnes, 1986). L'assolement par sa gestion de l'espace est donc une composante essentielle de l'habitat dans les agro-écosystèmes, car il permet aux individus de réduire leur espace vital tout en disposant à l'intérieur de celui-ci d'une grande diversité ; cette dernière provenant à la fois des différentes plantes cultivées mais aussi des zones généralement plus diversifiées, floristiquement et faunistiquement, que sont les lisières.

L'évaluation de l'impact de l'assolement nécessite donc de prendre en compte ces deux critères (diversité et effet lisière) qui serviront à l'élaboration de l'indicateur et dont nous détaillerons, dans le paragraphe suivant, le mode de calcul.

3. Construction de l'indicateur assolement

3.1. La diversité

L'indice le plus utilisé pour mesurer la diversité de l'habitat que ce soit pour des études globales sur les écosystèmes (Barrett et Peles, 1994; Baudry et Baudry-Burel, 1982) ou pour les espèces gibier (Lewandowski et Nowakowski, 1993; Tapper et Barnes, 1986), reste la formule de Shannon et Weavers :

$$H' = - \Sigma (p_i * \log_2 p_i)$$

avec p_i représentant l'importance relative de l'élément i. La figure 11 donne la courbe d'équation $y = -(p_i * \log_2 p_i)$ avec pour abscisse, la surface relative (s_i/S) occupée par l'élément.

Dans notre cas, les éléments correspondront aux cultures mises en place sur l'exploitation et dans lesquelles serons aussi retenues les jachères et les vergers. Pour les jachères, nous multiplierons par deux la valeur de H' obtenue, car, sous ce terme, on retrouve un grand nombre de "cultures" ou plus précisément toutes sortes d'espèces cultivées, ce qui augmente d'autant la diversité (voir les espèces autorisées en jachères (Besnard, 1996; Havet et Granval, 1996)). Pour chacune de ces cultures, nous déterminerons à l'aide de la formule de Shannon le poids qu'elle représente dans la diversité totale, et ce en fonction de la surface relative qu'elle occupe dans l'assolement. Nous obtenons donc un indice H' résultant de la somme des indices de chaque culture et qui mesurera la diversité provenant des cultures, indice qui sera utilisé par la suite dans le calcul de l'indicateur.

3.2. La répartition

L'indice de Shannon prend en compte le nombre et l'importance relative des éléments, mais n'intègre pas la répartition de ceux-ci (Baudry et Baudry-Burel, 1982). Or, nous avons

vu précédemment, que les bordures de parcelles sont, en général, des zones floristiquement et faunistiquement plus diversifiées et ce d'autant plus que deux cultures différentes se jouxtent (Barrett et Peles, 1994; Heinen et Cross, 1983). La preuve en est apportée par Lewandowski et Nowakowski (1993) qui ont présenté des résultats reliant indices de Shannon et densités de lièvre. Ils ont appliqué cette méthode sur deux zones d'études comportant des systèmes agricoles différents et trouvent une corrélation de 0,15 pour la première zone et 0,67 pour la seconde. Si on regarde de plus près les indices de diversité mesurés sur ces deux zones, on constate qu'ils sont assez semblables puisqu'ils varient de 0.01 à 1.6 pour la première et de 0 à 1.8 pour la seconde avec une bonne répartition des points sur ces intervalles. Cela signifie donc qu'il y a un autre facteur dont ils ne tiennent pas compte, et qui expliquerait que pour une zone on trouve une bonne corrélation (r = 0,67) alors que pour l'autre (r = 0,15) ce n'est pas le cas. Si l'on revient aux deux secteurs étudiés, le premier est exploité par des fermes d'état avec du grand parcellaire (jusqu'à 200 ha) alors que le second l'est par des agriculteurs privés avec de petites parcelles agricoles dont la surface moyenne a même baissé pendant la durée de l'étude (de 9.5 ha à 7.5 ha). Cela signifie donc que si les auteurs ont trouvé une bonne corrélation entre diversité et densités de lièvre dans le cas où les parcelles avaient une taille réduite, c'est qu'effectivement la diversité intervient. Cependant elle n'intervient pas seule sinon ils auraient également trouvé une bonne corrélation dans le second cas. En fait, ce n'est pas tant la taille des parcelles qui importe, que la juxtaposition de cultures différentes, ce qui devait sûrement être plus fréquent dans le secteur comportant de petites parcelles. Ce critère, appelé interspersion, est d'ailleurs souvent retenu dans les études concernant l'impact de la diversité sur les espèces gibier (Allen, 1984; Baxter et Wolfe, 1972; Garcia et Armbruster, 1997).

Il nous faut donc utiliser une méthode qui prenne en compte la répartition des cultures et qui permette d'évaluer la quantité de bordures existantes. Toutes les méthodes sont basées sur des systèmes d'informations géographiques (SIG) utilisant des plans ou des photos. Un premier type de méthodes consiste à découper la zone en carrés ou en hexagones et à attribuer à chacun d'eux, la culture ou le type d'habitats prédominant (Heinen et Cross, 1983; Turner, 1990). Puis, on étudie pour chaque carré, quels sont les types d'habitats qui l'entourent. Cette méthode, très complexe, et ce d'autant plus que les carrés sont remplacés par les pixels d'une image (Burel et Baudry, 1999), oblige à l'utilisation de logiciels de calcul.

D'autres méthodes utilisent des transects tracés sur le plan de la zone à étudier pour y compter, par exemple, le nombre de fois où un élément particulier est rencontré (Barett et al., 1990). Ou alors, sur ce transect sont disposés *n* points équidistants et chaque point est affecté à l'unité (culture pour nous) avec laquelle il est en contact pour obtenir une série du type maïs, blé, blé, colza,... (Baudry et Baudry-Burel, 1982). Une troisième méthode consiste à se déplacer le long d'un circuit défini et de noter le nombre de fois où il y a un changement de culture (Baxter et Wolfe, 1972), ce qui donne un nombre de cultures par unité de distance parcourue.

Nous avons choisi une méthode qui compile cet ensemble de méthodes par transects afin d'éviter les défauts de chacune. En effet, le fait de prendre des points équidistants peut entraîner l'oubli de certains types d'aménagements comme les jachères en bande ou bien encore des cultures marginales. La méthode de Baxter et Wolfe (1972) a un autre biais, car

dans le cas de parcelles fines et allongées, leur indice variera selon qu'ils utilisent le chemin qui longe les parcelles ou qui se trouve en bout de parcelle.

Notre méthode consiste à appliquer sur un plan une trame représentant deux séries de transects orthogonales entre elles. Le fait d'avoir deux séries orthogonales, permet d'éviter le défaut de la méthode de Baxter et Wolfe (1972), à savoir le biais que pourrait engendrer une orientation préférentielle des parcelles par rapport à un déplacement préférentiel sur le terrain. Les transects sont équidistants et séparés entre eux par une distance qui représente 200 mètres sur le terrain. Nous avons choisi cette valeur car nous considérons qu'elle est un bon compromis entre le fait d'omettre un minimum de parcelles (surtout les petites) et de ne pas augmenter la complexité du dénombrement, tout en restant dans une gamme de distances proche de celle des déplacements des animaux (Freemark et Csizy, 1993). Notre méthode consiste donc à se déplacer sur chacun de ces transects en totalisant le nombre de fois où l'on change de culture. Ce dénombrement va nous permettre de calculer un indice de répartition que nous avons appelé K et dont la formule est :

$$\mathbf{K} = \frac{\mathbf{c}}{\mathbf{d}}$$

où: - **c** est le nombre de cultures dénombrées lors du déplacement sur la trame (dénombrements effectués sur les deux séries de transects)

- **d** est la distance parcourue "sur le terrain" (1 unité = 200 mètres)

Pour faciliter la mesure de cette indice de répartition K, nous utilisons des plans cadastraux informatisés. Ces plans proviennent d'un système d'information géographique (SIG) appelé ISAPLAN (société ISAGRI). Ce SIG est adapté à notre problématique car il permet de travailler au niveau de la parcelle et cela à partir de la scannérisation de plans du cadastre. L'intérêt de ce logiciel est qu'il nous donne en sortie la taille de chaque parcelle ainsi que la surface totale occupée par chaque culture. Ces données nous permettent entre autre de calculer directement l'indice H' de diversité. De plus, de nombreux agriculteurs l'utilisent ce qui peut faciliter le recueil des données.

Une fois les plans informatisés, le logiciel permet d'y appliquer des trames de différentes dimensions. Les plans étant, lors de leur scannérisation, orientés au nord, fait qu'une série de transects aura toujours une orientation nord - sud et l'autre, une orientation est – ouest, ce qui permettra de formaliser le calcul.

Nous disposons à présent de deux indices (diversité et répartition) sans unité qui ne nous permettent pas sous cette forme d'avoir une évaluation de l'assolement. Nous allons donc, dans le paragraphe suivant, passer à l'indicateur après avoir normé nos indices.

3.3. Passage à l'indicateur

Pour agréger ces deux indices, nous allons à nouveau utiliser un système expert. En effet, il est difficile d'utiliser une méthode dite classique (somme, multiplication,...) car ces deux critères évaluent deux choses très différentes (longueur de bordures et diversité), avec des échelles de valeurs différentes.

L'agrégation par des règles de décision associant la logique floue, nécessite, nous l'avons vu dans le chapitre sur la couverture du sol, de déterminer les conclusions de chaque

règle et de pouvoir calculer le degré d'appartenance des indices aux classes floues. Nous avons deux indices à agréger, ce qui nous fait quatre règles avec deux prémices chacune et donc quatre valeurs à déterminer en conclusion (Figure 12). Nous avons donné le même poids aux deux critères, mais quand l'un des deux est défavorable, la valeur de la conclusion est faible (0,3). Cela signifie que l'assolement n'est pas de très bonne qualité quand on a soit très peu de diversité soit de grandes surfaces en monoculture. Le second point important de cette méthode d'agrégation, consiste à définir les limites des deux classes floues favorable et défavorable et l'équation reliant l'indice au degré d'appartenance à ces classes floues. En d'autres termes pour quelles valeurs de H' et de K, se situe-t-on dans la classe complètement favorable, complètement défavorable ou partiellement favorable et dans ce dernier cas, quels sont les degrés d'appartenance à ces deux classes ? Cela revient à normer les valeurs de ces deux critères.

3.3.1. Détermination des classes floues pour la diversité (H')

Pour la diversité (H'), s'il est facile de définir la limite inférieure, ce n'est pas le cas pour la limite supérieure. La limite de classe inférieure ou complètement défavorable va correspondre à la valeur d'indice provenant d'une exploitation agricole en monoculture. Mais, avec la réglementation PAC, cet exploitant a une obligation de faire 10% de jachères, ce qui nous conduit à ne pas prendre H' = 0 (une seule culture sur 100% de la SAU), mais, une valeur H' = 0,8 (10% de jachères et 90% de la SAU consacrée à une seule culture de production). Nous avons fait ce choix car un agriculteur même sans effort sur la gestion de son assolement aura une valeur minimale de H' de 0,8. Il est par contre, plus difficile de déterminer la valeur de H' pour laquelle on peut considérer que l'on soit complètement favorable au petit gibier. Nous avons donc cherché à définir cette valeur indirectement. D'un point de vue purement agronomique, on sait que l'assolement agit indirectement sur la rotation des cultures au niveau des parcelles. En effet, si on allonge la durée du retour de la même culture sur une parcelle, ce qui diminue la pression des parasites entre autres, on est obligé d'augmenter le nombre de cultures ce qui forcément augmentera la diversité. Toujours d'un point de vue agronomique, on considère que quatre cultures satisfassent aux exigences de la production intégrée (El Titi *et al.*, 1993). C'est ce nombre (avec une condition supplémentaire, avoir la même surface pour chaque culture) qui avait été retenu dans le calcul de l'indicateur assolement (Girardin et Bockstaller, 1997) mais avec une problématique uniquement agronomique et non faunistique.

Nous avons fait le choix de prendre quatre cultures de production plus la jachère comme exigence pour le gibier. La valeur de référence pour H' correspondra donc à un indice calculé sur une exploitation avec 10% de jachères (obligation PAC) et 4 cultures représentant chacune le quart de la surface restante soit 22,5%. Ce qui donne une valeur pour H' de 2,6.

Cette valeur de référence (H'=2,6) ne définira pas la limite de la classe floue complètement favorable mais correspondra à la valeur 0,7 du degré d'appartenance à cette classe floue. Nous avons choisi cette correspondance car les quatre cultures dans l'indicateur assolement de Girardin et Bockstaller (1997) servaient de référence à la production intégrée, c'est à dire que cela correspondait à la valeur 7 de l'indicateur. De même, si nous considérons cette valeur comme un bon compromis entre la difficulté de gérer au sein d'une exploitation un grand nombre de cultures et les exigences de nos espèces, elle ne peut être prise comme limite de classe, mais plutôt comme correspondant à la valeur 0,7 du degré d'appartenance à la

classe floue favorable. La limite de classe sera, en fait, obtenue par l'équation de la droite passant par les deux points que nous venons de définir, à savoir la limite inférieure (H'=0,8) et la valeur d'appartenance à la classe floue favorable de 0,7 pour H' = 2,6. La limite de la classe floue complètement favorable sera donc H' = 3,37 (Figure 13).

3.3.2. Détermination des classes floues pour la répartition (K)

Généralement, nos espèces gibier fréquentent plutôt les bordures des parcelles : la perdrix nidifiant principalement dans les 20 premiers mètres de la parcelle (Bro et al., 2000) et le lièvre étant rarement plus éloigné de 150 mètres de cette bordure. A partir de ce constat, nous allons définir les limites inférieures et supérieures des classes floues favorable et défavorable pour le critère répartition (K). Pour la limite inférieure, nous avons retenu K = 0,5, ce qui signifie que l'on change de culture tous les 400 mètres en moyenne ou que les parcelles (si elles sont carrées) font 16 hectares. Si l'on se situe dans un secteur où les parcelles sont allongées comme c'est souvent le cas, on arrive à des parcelles de plus de 21 hectares (800 m de long sur 266 m de large). Cette surface étant généralement considérée comme trop importante pour nos espèces de petit gibier, dix hectares étant souvent considérés comme l'optimum (Barnes et Tapper, 1982).

Nous allons définir la limite supérieure de la même façon que pour la diversité, à savoir passer par la détermination de K correspondant à la valeur 0,7 du degré d'appartenance à la classe floue favorable. Nous avons choisi une valeur de K = 1,2, ce qui équivaut à un changement de culture tous les 166 mètres en moyenne. Ceci représente une superficie d'au moins 2,75 hectares (parcelles carrées), ce qui d'un point de vue pratique et économique reste faible. Mais, si l'on se trouve dans un secteur où le parcellaire est rectangulaire, on augmente théoriquement la surface pour une longueur de bordure toujours identique (Tableau 11). En effet, si l'on applique notre trame ayant le même nombre de transects sur les deux axes et une orientation identique aux parcelles, (par exemple Nord-Sud pour la longueur de parcelle), on constatera qu'un allongement des parcelles est possible tout en ayant un K inchangé. En fait, on diminue la valeur du dénombrement dans le sens de la longueur des parcelles mais on l'augmente dans l'autre sens en réduisant la largeur des parcelles. On arrive donc à une taille de parcelle comprise entre 4 et 5 hectares en moyenne, avec une largeur encore convenable de 100 mètres. En agriculture intégrée, les surfaces recommandées sont de l'ordre de 10 ha (Viaux, 1997) et l'on considère qu'au delà de cette surface, la productivité du travail est quasiment maximale (Jaster et Filler, 1995). Avec cette valeur de K et des parcelles rectangulaires, on peut arriver à un parcellaire cultivé approchant les 10 hectares. Par exemple, une parcelle de 20 hectares (500 m sur 400) coupée au milieu par une bande de jachères de 20 mètres permet d'obtenir trois parcelles, une d'un hectare (bande de jachères de 500 m sur 20 m) et deux de 9.5 hectares en cultures (500 m sur 190).

Comme pour la diversité, la limite de classe sera obtenue par l'équation de la droite passant par les deux points que nous venons de définir, à savoir la limite inférieure (K = 0,5) et la valeur du degré d'appartenance à la classe floue favorable de 0,7 pour K = 1,2. La limite de la classe floue complètement favorable sera donc K = 1,5 (Figure 14).

3.3.3. Passage à l'indicateur

Maintenant que les limites des classes et que les conclusions des règles de décision sont déterminées, nous pouvons calculer, à l'aide de l'équation définie dans le chapitre "couverture du sol", l'indicateur assolement :

$$\textbf{Impact} = \frac{\Sigma \textbf{ conclusion de la règle * min (vraies valeurs des prémices de la règle)}}{\Sigma \textbf{ min (vraies valeurs des prémices de la règle)}}$$

3.4. Méthode de calcul simplifiée

Nous venons de voir la méthode d'évaluation de l'assolement à partir de deux critères, la diversité (indice de Shannon) apportée par les cultures et la répartition de celles-ci afin de connaître la longueur de lisières entre deux cultures différentes. Cette méthode est adaptée à tous les territoires de chasse ainsi qu'aux exploitations agricoles où les parcelles sont regroupées. En revanche, elle n'est pas utilisable dans le cas d'une exploitation au parcellaire éclaté car alors, le calcul de K n'est plus réalisable et de toute façon n'aurait plus aucune signification.

C'est pourquoi, nous proposons une méthode qui permette de remplacer K, tout en évaluant le critère répartition. Nous allons remplacer K par la taille moyenne des parcelles (T), car celle-ci peut être un moyen indirect d'évaluer la répartition des cultures. En effet, si l'on prend l'exemple d'un exploitant qui a un certain nombre de cultures avec un petit parcellaire regroupé, cela signifie qu'il aura obligatoirement une bonne répartition de ses cultures (on rappelle que le terme parcelle s'applique à une surface ayant la même culture). Nous pouvons extrapoler cette conclusion à un parcellaire éclaté, au détail près que chacune de ses parcelles peut être entourée de la même culture que celle présente dans la parcelle. Seulement dans le cas présent, nous ne nous intéresserons qu'à la gestion de l'assolement par cet exploitant, et non à la gestion de l'ensemble du territoire, même si cela a beaucoup moins de sens dans la gestion des populations. C'est pourquoi, cette méthode ne devrait s'appliquer qu'à une exploitation au parcellaire éclaté car dans le cas contraire, il serait préférable d'utiliser K afin d'avoir une mesure directe de la répartition et non indirecte avec les risques d'erreurs que l'on connaît. Par contre, la taille des parcelles ne peut pas et ne doit pas être utilisée pour évaluer l'assolement sur un territoire regroupant plusieurs exploitants. En effet, la méthode de recueil de l'information et son traitement informatique par un SIG font qu'une parcelle est définie comme une surface plantée avec une seule culture et par un seul exploitant. De ce fait, deux parcelles contiguës appartenant chacune à un exploitant différent, mais plantées avec la même culture seront considérées, au niveau informatique, comme deux parcelles et non comme une seule grande. Mais, si on s'écarte de la définition de la parcelle donnée dans l'introduction, cela facilite la prise de données pour deux raisons. La première étant que si l'on recueille les données chez l'agriculteur, nous allons directement délimiter ses parcelles. L'autre raison étant que si l'année suivante, elles sont plantées avec des cultures différentes, il faudra pour attribuer à chacune sa culture, redécouper la grande parcelle que nous aurons crée dans le SIG. Donc, si l'on prend la taille moyenne des parcelles au niveau d'un territoire pour évaluer la qualité de la répartition, rien ne permettra de déceler la présence

de secteurs en monoculture, pas même la faible taille des parcelles. C'est pourquoi, cette méthode simplifiée ne devra être utilisée que pour des exploitations ayant un parcellaire éclaté.

Comme pour les autres critères, il nous faut normer notre valeur de T afin de définir les limites des classes floues. Pour la limite inférieure, nous avons choisi T=1 hectare, des tailles inférieures étant aujourd'hui obsolètes en grandes cultures et pas forcément plus intéressantes pour le petit gibier. Ce qui signifie qu'en dessous de cette valeur, la taille moyenne sera complètement favorable. Pour la valeur 0,7 du degré d'appartenance, nous allons conserver la taille moyenne de parcelle de quatre hectares que nous pouvions obtenir à partir de la valeur de K=1,2. L'équation de la droite passant par ces deux points nous donne donc la limite de la classe floue complètement défavorable, à savoir T=11 hectares (Figure 15). Pour la diversité H', les limites de classes sont conservées, mais nous avons changé la conclusion d'une des règles de décision. Nous avons, en effet, voulu donner moins de poids à cette variable T (donc une valeur plus élevée pour la conclusion) qui nous paraissait moins pertinente dans le cas où la diversité serait favorable et seule la taille moyenne des parcelles serait défavorable (Figure 16).

4. Le test de sensibilité

4.1. Variables testées

Dans le cas de l'indicateur assolement, il est plus difficile conceptuellement de tester la sensibilité des variables, car celles-ci ne sont pas indépendantes mais liées : la diversité de cultures entraînant bien souvent une longueur de lisières supérieure. Mais, en aucun cas, cela signifie que nos variables soient redondantes. Si nous supprimons la variable de diversité (H'), nous pouvons tout de même avoir une quantité suffisante de bordures obtenue dans une zone peu diversifiée (une culture dominante) avec un petit parcellaire. De même, si c'est la variable de répartition (K) qui est supprimée, nous ne pourrons prendre en compte, dans le calcul, l'existence d'éventuels blocs de monoculture dus par exemple à une hétérogénéité du sol. Cette remarque nous ramène au commentaire fait lors de la description de la méthode simplifiée, où il y est conseillé d'utiliser K et non T (taille des parcelles) pour des territoires exploités par plusieurs agriculteurs.

Tout d'abord, nous allons réaliser un test de sensibilité sur l'erreur de mesure que l'on peut commettre lors de la prise de données concernant les deux variables d'entrée que sont les surfaces de chaque culture et le coefficient de répartition. Comme pour la couverture du sol, nous allons faire varier de plus ou moins 20% la surface d'une culture et de plus ou moins 10% le coefficient K. Pour la variable surface, nous reprendrons les mêmes assolements que pour le test sur l'indicateur couverture du sol (peu importe le type de culture, elle ont toutes la même contribution à la diversité), mais en prenant, cette fois, trois valeurs croissantes de K (0,6, 1 et 1,4). Pour tester la répartition, nous ferons de même en utilisant trois valeurs croissantes de H' (1, 2 et 3) et trois valeurs fixes pour K (faible, moyenne et élevée).

Le second test de sensibilité a été réalisé toujours sur les deux variables d'entrée mais cette fois pour toute la gamme de valeurs, afin de connaître le poids de chacune dans l'indicateur assolement. Comme pour l'indicateur couverture du sol, nous allons faire varier chaque variable d'entrée dans l'intervalle de transition compris entre complètement favorable et complètement défavorable (entre 0,8 et 3,4 pour H' et entre 0,5 et 1,5 pour K), tandis que, dans le même temps, l'autre variable sera fixée à des valeurs considérées comme favorables, médianes ou défavorables.

4.2. Résultats

Concernant l'erreur commise lors de la mesure de la surface d'une culture, nous constatons que l'effet sur la valeur finale de l'indicateur reste faible (< 0,32 points) (Figure 17a). Par contre, une erreur de 10% dans la mesure de l'indice de répartition K peut entraîner une différence significative de la valeur de l'indicateur (jusqu'à 1,2 points) (Figure 17b). Mais, cette erreur ayant des conséquences uniquement lorsque les deux indices (H' et K) sont considérés comme presque favorables. Donc, il est important d'être le plus précis possible lors de la mesure de l'indice de répartition, c'est à dire lors du dénombrement des cultures rencontrées en se déplaçant sur les deux séries de transects, bien qu'une telle erreur (10%) soit surestimée.

Le test de sensibilité réalisé sur les deux variables d'entrée (H' et K), reflète bien le fait que nous leur ayons donné le même poids, car les deux courbes sont confondues. De même la variation de la valeur de l'indicateur est d'autant plus forte que l'autre indice a une valeur élevée (Figure 18). Cette remarque va bien dans le sens que nous voulions donner lors de l'élaboration de notre indicateur, à savoir qu'il était indispensable d'avoir une diversité des cultures, mais aussi une bonne répartition de celles-ci afin que chaque individu puisse bénéficier de cette diversité dans son espace vital.

L'indicateur assolement, que nous venons d'élaborer, est moins complexe dans sa conception que la couverture du sol et reste identique quelle que soit l'espèce. Par contre, s'il utilise la même variable d'entrée que le précédent (surface de chaque culture dans la SAU), cet indicateur nécessite la mesure de l'indice de répartition qui demande de passer par des plans (informatisés ou non) de la zone étudiée. A signaler tout de même, que ces plans doivent, depuis la réforme de la PAC en 1992, être détenus par chaque exploitant.

L'indicateur "Structures non productives"

1. Introduction

Depuis la conférence de Rio, la biodiversité est devenue un concept clé, à la base de la gestion moderne des milieux. Selon la définition, la diversité doit se retrouver à tous les niveaux de l'organisation biologique, c'est à dire de l'ADN à l'écosystème (Soulé, 1995). L'étude de la biodiversité au sens de la définition donnée par l'Office of Technology Assessment [1] (Burel et Baudry, 1999), suppose de tenir compte de l'ensemble des espèces animales et végétales de la zone étudiée, ce qui est irréalisable au niveau d'un paysage, long et fastidieux à l'échelle de la parcelle (Burel et Baudry, 1999). C'est la raison pour laquelle, pour des paysages, on ne s'intéresse qu'à la diversité spécifique (richesse en espèces vivant dans un écosystème) et uniquement pour un seul groupe taxonomique comme les oiseaux ou les carabes.

Dans les agro-écosystèmes, la principale source de biodiversité provient des structures dites non productives (SNP) car la pression exercée par l'homme y est moindre que dans les parcelles agricoles (peu ou pas de traitements phytosanitaires ou de fumure, pas de travail du sol,...) (Burel et Baudry, 1999; Havet, 1998). Ces SNP regroupent tous les éléments fixes du paysage qui ne sont pas orientés vers la production. Elles sont comprises ou non dans la SAU mais gérées le plus souvent par les exploitants car se situant en bordure ou à l'intérieur de leurs parcelles. Elles sont aussi les principales composantes du paysage, et de ce fait, sont à l'origine des différents paysages agraires (on peut citer les bocages qui sont des milieux agricoles où l'on a au moins 100 mètres de haies par hectare (Aubineau et Boutin, 1998)).

De même, elles ont un rôle important à jouer dans la conservation de nombreuses espèces animales dont les espèces gibiers car elles leur assurent protection et nourriture tout au long de l'année (Morris et Webb, 1987 ; Tapper et Barnes, 1986). L'objectif de cet indicateur sera donc d'évaluer l'impact de la gestion des SNP sur le petit gibier. De nombreuses études ont porté sur la relation de la densité intra- et interspécifique de la faune avec les différentes caractéristiques du paysage dans le but d'estimer le potentiel écologique de celui-ci dans la perspective de futurs aménagements. Ces études ont débouché sur des théories écologiques qu'il est bon de rappeler avant d'aller plus avant dans la démarche d'élaboration de l'indicateur.

---

[1] La diversité biologique représente la variété et la variabilité des organismes vivants et des écosystèmes dans lesquels ils se développent. La diversité peut être définie comme le nombre et la relative abondance des éléments considérés. Les composants de la diversité biologique sont organisés en plusieurs niveaux, depuis les écosystèmes jusqu'aux structures chimiques qui sont les bases moléculaires de l'hérédité. Ce terme englobe donc les écosystèmes, les espèces, les gènes, et leur abondance relative.

2. Théories écologiques

2.1. De la théorie de la biogéographie insulaire au "mosaic concept"

Selon le concept de biogéographie insulaire, le paysage est composé de "patches" ou taches noyées dans une matrice (Forman et Godron, 1981). Cette notion a été transposée des études sur l'isolation des populations vivant sur des îles plus ou moins proches au milieu de l'océan. Cette approche peut paraître schématique, mais elle a permis la naissance de l'écologie du paysage définissant l'écosystème comme une biocénose homogène (patches) se développant dans un environnement homogène (matrice) (Divignaud 1980 in Burel et Baudry, 1999).

Cette représentation de l'écologie du paysage pouvait s'adapter aux problèmes posés par la fragmentation de l'habitat d'oiseaux forestiers correspondant à la forêt originelle dont il ne reste que quelques bois (patches) au milieu de terres cultivées (matrice). Mais rapidement, pour une étude de l'espace agricole par exemple, les écologues se sont rendus compte qu'il était nécessaire de prendre en compte l'hétérogénéité intra- et inter- écosystèmes ainsi que tous les gradients de situation entre les taches et la matrice (Burel et Baudry, 1999 ; Duelli, 1997 ; Merriam, 1984). Ce principe appelé "mosaic concept" qui remet en cause l'homogénéité apparente, va poser la question du choix de l'échelle spatiale et des unités élémentaires (Baudry, 1992 ; Kotliar et Wiens, 1990). L'hétérogénéité variant continuellement avec l'échelle, il est important de définir celle qui correspondra à l'espèce étudiée (Kotliar et Wiens, 1990). Par exemple, pour un carabe, on se situe au niveau de la touffe de végétation alors que pour certains mammifères (lapin, renard...) on se place plutôt au niveau de l'ensemble des éléments du paysage (Burel et Baudry, 1999).

Ces théories ont permis de définir les facteurs les plus pertinents pour prédire et évaluer la biodiversité dans les paysages agricoles (Collinge, 1996 ; Duelli, 1997). Le "mosaic concept" a permis de montrer que la diversité augmente avec la variabilité des habitats (nombre de biotopes différents par unité de surface), avec l'hétérogénéité de l'habitat (nombre de patches et longueur d'écotone par unité de surface) et la proportion de zones naturelles, semi - naturelles et cultivées (Duelli, 1997).

2.2. Les écotones ou effet lisière

L'effet de lisière est un phénomène de synergie qui se produit quand deux milieux contigus réagissent l'un au contact de l'autre pour en former un troisième appelé écotone. Ses caractéristiques diffèrent de la simple combinaison des deux milieux. C'est à dire que l'abondance observée en lisière ne correspond pas forcément à la simple somme de l'abondance des deux premiers (Frochot et Lobreau, 1987), cet effet pouvant être positif ou négatif.

La présence d'écotones entraîne souvent un changement dans les communautés faunistiques, car si on y retrouve des espèces inféodées aux deux milieux contigus, il s'y rajoute de nouvelles, adaptées cette fois à la lisière. L'effet lisière est donc fonction de

l'hétérogénéité spatiale à l'échelle du paysage (mosaïque de différents types d'habitat) et à l'échelle de la lisière (complexité de la structure et de la composition végétale) ainsi que des dimensions de la lisière (largeur et longueur) (Yahner, 1988). En ce qui concerne les dimensions des lisières, la diversité est liée, selon les espèces, principalement à la longueur et dans une moindre mesure à la largeur (Arnold et Weeldenberg, 1990 ; Parish et al., 1994 ; Yahner, 1988) ou uniquement à la longueur (Duelli, 1997).

2.3. La connectivité

On a vu que pour la théorie des îlots, les patches de végétation naturelle sont dispersés au milieu d'une matrice. Pour les espèces inféodées à ces habitats naturels, la matrice est un milieu hostile, d'où la nécessité d'avoir des corridors qui relient les patches afin que les espèces puissent échanger leurs gènes et coloniser des territoires (Henein et Merriam, 1990). Cette notion de connectivité est un paramètre important du paysage. Les corridors jouent un rôle particulier dans les flux (en les conduisant, les freinant ou les arrêtant) (Burel et Baudry, 1999). Ils ont surtout été étudiés comme conduits facilitant le passage d'individus disperseurs d'une tache à l'autre ce qui influe sur la survie des métapopulations (Fahrig et Merriam, 1985; Merriam, 1984).

2.4. Conclusions

Les différentes théories présentées plus haut ont permis de retenir les critères qui vont définir le potentiel écologique des SNP :

- la qualité intrinsèque de l'élément étudié (hétérogénéité et potentialité pour telle ou telle espèce)
- la quantité : on peut retenir soit la longueur de l'écotone SNP - parcelle, soit la surface selon les éléments.
- la connectivité qui par son effet de corridor permet une meilleure dissémination des individus à travers la plaine, et donc, une meilleure colonisation de tout l'espace.

3. La construction de l'indicateur

Cet indicateur doit nous permettre d'évaluer l'influence de la gestion de l'exploitant sur les structures non productives. Nous allons donc détailler maintenant le mode d'évaluation des trois critères (quantité, qualité et connectivité) qui nous permettront de déterminer le potentiel des SNP dans la qualité de l'habitat pour nos espèces gibier.

3.1. La quantité

Nous avons répertorié neuf SNP qui seront scindées en deux groupes : les SNP linéaires (haies, bosquets, forêts, bandes herbeuses, chemins, fossés et murs) et les SNP ponctuelles (arbres isolés et pylônes électriques). Nous avons mis les bosquets et les forêts dans la catégorie SNP linéaires car nous n'en étudierons que la lisière.

3.1.1. Les SNP linéaires

Dans toutes les études concernant la relation entre SNP linéaires et biodiversité, le critère pris en compte pour définir la quantité, est la longueur de l'écotone (Baudry et Baudry-Burel, 1982; Duelli, 1997 ; Eislöffel, 1996; Gustafson et Parker, 1992; Yahner, 1988) et il en est de même pour nos espèces gibier (Hill, 1985; Rands, 1986; Rands, 1982; Rands et Sotherton, 1987; Robertson, 1992; Schmitz et Clark, 1999).

Donc, pour les éléments linéaires que sont les lisières boisées (haies, bosquets et forêts), les bandes herbeuses, les chemins, les fossés et les murs, nous allons avoir recours à la mesure de leur longueur, si l'élément est à la limite de la parcelle, ou à son périmètre (2 fois la longueur car la largeur est négligeable), si la SNP est à l'intérieur de celle-ci. L'unité utilisée sera le mètre et pour un maximum de précision, il sera nécessaire de mesurer les distances sur un plan.

3.1.2. Les SNP ponctuelles

Cette catégorie des SNP ponctuelles regroupe les arbres isolés et les pylônes électriques. Dans ce cas, on peut retenir la surface ou la longueur de l'écotone. En fait, pour des raisons de simplification, nous prendrons une valeur (de surface ou de longueur) standard et la quantité correspondra donc au dénombrement des éléments présents.

3.2. La qualité des SNP

Dans le paragraphe sur la quantité, nous avons répertorié neuf SNP que nous avons classées en deux catégories : les SNP linéaires et les SNP ponctuelles. Pour les SNP linéaires, nous devons aussi tenir compte des associations de plusieurs d'entre elles comme par exemple un fossé longeant un chemin. Donc, dans une première partie nous détaillerons une par une le mode d'évaluation de ces neuf SNP prises individuellement et dans une seconde, l'ensemble des associations possibles entre ces SNP linéaires. Pour chacune d'elles (simples ou en association), nous essayerons de définir ce qu'elles représentent en terme de biodiversité mais surtout l'intérêt qu'elles présentent pour les 3 espèces gibier étudiées (faisan, perdrix et lièvre). Puis, nous définirons un mode d'évaluation à partir des critères trouvés dans la bibliographie et qui interviennent dans la qualité de ces SNP. Cette évaluation aboutira à un classement ou typologie de chaque SNP. Enfin, nous déterminerons la valeur pour le petit gibier de ces types de SNP. Cette valeur représentée sous forme d'un indice sera le reflet de la qualité des SNP pour le petit gibier et permettra accessoirement de les comparer entre elles. L'évaluation de chaque SNP, se fera donc en cinq étapes :

- Définition
- Intérêt
- Mode d'évaluation
- Typologie
- Détermination des indices cynégétiques

3.2.1. Les haies (H)

3.2.1.1. Définition

Les haies sont certainement les SNP les plus emblématiques des paysages agricoles car elles se sont développées avec l'agriculture (Baudry, 1988a). Les haies sont des bandes de végétation forestière comprenant au moins des buissons ou des arbres et qui le plus souvent, séparent différentes parcelles de cultures (Burel, 1996; Forman et Baudry, 1984). Elles jouent un rôle important en tant que brise-vent ou bien encore dans la lutte contre l'érosion éolienne et pluviale (Castaner et Garcia, 1987). Mais ce qui nous intéresse plus particulièrement, c'est leur fonction d'habitat pour la faune (abri et nourriture) (Tourneur et Marchandeau, 1996b).

3.2.1.2. Leur intérêt

Par leur couvert permanent, les haies offrent toute l'année un abri à la faune. Peu perturbées par l'homme, elles peuvent aussi être une source à partir de laquelle les insectes vont pouvoir coloniser les parcelles adjacentes (Morris et Webb, 1987). De plus, il y existe une grande diversité de plantes liées aux trois strates (herbacée, arbustive et arborée) ce qui augmente d'autant plus le nombre d'espèces animales associées. Les carabes vont surtout dépendre de la strate herbacée car ils se déplacent le plus souvent au sol (Burel et Baudry, 1995), alors que les oiseaux utiliseront plutôt les strates arbustives et/ou arborées (Sparks et al., 1996). Les fossés ou les talus au sein de la haie peuvent entraîner la présence d'espèces supplémentaires ou différentes comme des plantes de milieux humides.

La haie optimale qui favoriserait toutes les espèces n'existe pas et donc, sa qualité variera en fonction de l'espèce de petit gibier étudiée (Tourneur et Marchandeau, 1996b). De ce fait, nous n'évaluerons pas globalement la qualité de cette SNP sur la faune en général, mais bien espèce par espèce.

- La perdrix grise

La perdrix est un animal de milieu ouvert qui préfère les grands espaces aux bocages (Birkan et al., 1994). De plus, certaines SNP sont des zones où se concentrent les prédateurs et il est bon, comme en période de nidification, de s'en éloigner (Angelstam, 1992; Panek, 1990; Paton, 1994). Malgré cela, l'importance donnée à la haie est variable selon les pays. En Angleterre et aux Etats - Unis, elle est considérée comme favorable (optimum : plusieurs kilomètres/100 ha) (Rands, 1986). Alors qu'en France, les territoires ayant les plus fortes densités de perdrix ont des linéaires de haie extrêmement faibles (0.5 km pour 100 ha) (Birkan et Jacob, 1988) et lorsqu'on les préconise dans les plans d'aménagements, c'est sous forme de petites haies basses tiges (Aubineau et al., 1974; Serre et al., 1996). Cette différence entre les pays pourrait provenir du fait que le choix se porte sur la haie soit par manque d'autres couverts (Brun et Aubineau, 1989), soit parce que sa structure est différente (Birkan et Jacob, 1988). En effet, en Angleterre, la haie utilisée par la perdrix est sans arbres, avec un talus et quelques buissons et surtout une bonne strate herbacée avec de la végétation résiduelle comme de l'herbe sèche (Rands et Sotherton, 1987).

Au cours de l'année, l'utilité de la haie pour la perdrix varie. Elle contribue à la fixation des couples car la strate herbacée est, à cette époque, déjà bien développée et correspond à la hauteur de végétation recherchée (15 à 30 cm (Birkan et Serre, 1988)). Les mêmes caractéristiques sont nécessaires lors de la nidification avec un plus pour la présence

d'herbes sèches (Potts, 1986; Rands, 1986; Rands et Sotherton, 1987). Pour appuyer encore ces conclusions, on peut citer des résultats qui montrent que l'utilisation de la haie va dépendre fortement de la présence de "trous", c'est à dire de segments, où seule la strate herbacée subsiste (Rands et Sotherton, 1987; Sotherton et Rands, 1987). Par contre, cela ne signifie pas que les buissons ont un effet négatif, au contraire, ils sont indispensables dans la protection contre les prédateurs et servent aussi de points visuels sur lesquels se base la perdrix pour se repérer et pour repérer son nid (Aubineau et al., 1974). Pour les poussins, la haie est une source directe d'insectes (nourriture exclusive pendant les trois premières semaines de leur vie) mais plus encore une source indirecte car elle permet la colonisation des parcelles adjacentes. Enfin durant le passage de l'hiver, les haies par leur effet brise-vent protègent du froid tout en fournissant protection et nourriture (Serre et al., 1996). Dans tous les cas, la présence d'arbres est négative pour la perdrix, car ils augmentent le risque de prédation par les oiseaux, qui les utilisent comme perchoirs d'où ils auront tout loisir d'observer et de repérer les nids (Meriggi et al., 1990; Rands et Sotherton, 1987).

Le talus est aussi un élément important de la haie car, en empêchant une accumulation d'eau lors d'événements pluvieux, il évite au nid qui s'y trouve d'être noyé (Rands, 1982; Rands et Sotherton, 1987). Le fossé, par son effet sur le drainage, permet aussi au sol sous la haie de ressuyer plus rapidement (Pasquet, 1995).

Il ne faut pas oublier la banquette herbeuse (zone qui va de l'aplomb des arbres jusqu'à la culture de la parcelle) qui rajoute aux qualités de la strate herbacée (Gindre et al., 1977; OFAG, 1997). Elle sert aussi de zone tampon entre la parcelle et la haie lors de dérives des produits phytosanitaires épandus, dérives qui contribuent à un appauvrissement de la diversité végétale et animale (Boutin et Jobin, 1998).

- Le faisan

Le faisan est une espèce beaucoup plus forestière que la perdrix, mais si l'utilisation qui est faite de la haie varie au cours du cycle physiologique, elle occupe toujours une place très importante. Le faisan mâle, étant très territorial, va défendre une zone où l'habitat est favorable afin d'attirer des femelles. Certains auteurs ont constaté que les meilleurs territoires le devaient à la présence de haies ou de lisières boisées (Hill, 1985; Hill et Robertson, 1988; Lachlan et Bray, 1976) et que pour augmenter le nombre de territoires et donc la capacité d'accueil, il fallait augmenter la quantité de ces lisières (Robertson et al., 1993). Durant la nidification et l'élevage des jeunes, la haie est un peu délaissée au profit des cultures et des pâtures et reprend de l'importance durant l'hiver (Robertson, 1996).

Les éléments importants de la haie sont les mêmes que pour la perdrix exceptés pour les arbres qui ne sont pas négatifs car ils permettent au faisan d'échapper aux prédateurs terrestres par le branchage nocturne (Robertson, 1996). Le fossé, outre son effet sur le drainage, est aussi favorable car il peut servir de point d'eau en période sèche et éviter ainsi les décantonnements (Biadi et Mayot, 1990).

- Le lièvre

Il s'adapte facilement à tous les types de milieu mais avec une préférence pour les zones ouvertes où subsistent des buissons épars (Pepin, 1977; Pepin, 1981). Pour comprendre l'utilisation qu'il peut faire des haies, il faut se rappeler son comportement. Le lièvre n'est actif et ne se nourrit quasiment que la nuit, tandis qu'il passe la journée immobile dans son gîte (Peroux et Marboutin, 1995). Ce gîte peut se situer à découvert (ruptures de pente, creux de

labour ou limites de parcelle) ou à la bordure de haies ou bosquets où l'un des cotés au moins est dégagé (Peroux et Marboutin, 1995). La nuit par contre, il utilise exclusivement les milieux ouverts ou tout du moins ne ressent pas le besoin d'avoir de haies à proximité (Tapper et Barnes, 1986). Donc, le lièvre adulte ne fréquente les haies que durant le jour et uniquement de la fin de l'été à l'hiver (Peroux et Marboutin, 1995; Tapper et Barnes, 1986). Ce comportement peut paraître bizarre du fait que le renard qui est seul prédateur du lièvre en Europe, chasse en ces lieux (Tapper et Barnes, 1986). En ce qui concerne les levrauts, la mise bas et les premiers jours de leur vie, se passent en milieu ouvert à l'abri d'un peu de végétation ou d'une dépression dans un labour et qu'exceptionnellement dans une zone boisée (Peroux et Marboutin, 1995).

Le lièvre va donc faire peu d'utilisation de la haie et les éléments importants de celle-ci seront surtout la strate herbacée et la banquette herbeuse pour le gîte et la nourriture et les buissons comme effet coupe-vent durant les périodes froides.

3.2.1.3. Le mode d'évaluation

La méthode doit s'adapter à nos trois espèces de gibier mais aussi éventuellement à toutes les autres, et de ce fait les éléments pris en compte devront être généraux. On va donc se baser sur des études déjà réalisées que se soit sur les invertébrés ou les oiseaux.

D'après Burel (1999), les facteurs retenus pour l'étude des peuplements floristiques se situent à trois niveaux : local (structure de la végétation, pratiques d'entretien et perturbations), parcellaire (occupation du sol et qualité du gestionnaire) et paysage, connectivité et hétérogénéité) (Burel et Baudry, 1999). Pour la faune, les critères sont les mêmes et dans le cas des oiseaux, c'est la structure de la haie qui semble faire l'unanimité (Arnold, 1983; Baudry, 1988a; Moore et al., 1967; Notteghem, 1987; O'Connor, 1987; Tourneur et Marchandeau, 1996b; Tourneur et Marchandeau, 1996a), structure qui est aussi l'échelle de perception de nos espèces gibier. Pour la qualité propre de la haie, nous allons donc nous intéresser à ce que Burel (1999) a appelé le niveau local et plus particulièrement à la structure de la végétation.

A partir de l'intérêt que portent les espèces gibier à la haie, nous pouvons déjà définir six éléments qui nous semblent importants dans notre cas et qui sont aussi souvent cités par ailleurs : les trois strates (herbacée, arbustive et arborée) ainsi que la présence d'un talus, d'un fossé et d'une banquette herbeuse (Constant et al., 1976; Havet, 1998; Kaar et Roth, 1971; Rozé, 1995; Tourneur et Marchandeau, 1996a).

Certaines méthodes intègrent aussi quelques espèces végétales dites typiques d'une qualité "écologique" de la haie (Rozé, 1995). Nous avons fait le choix de ne pas introduire de notions de botanique car cela risquait de compliquer la méthode et de la voir inexploitable par les futurs utilisateurs. Ce choix s'appuie également sur la littérature : en effet, Moore *et al* (1967) considèrent que la structure est aussi importante voire plus importante pour Tourneur et Marchandeau (1996a) que la composition floristique pour la qualité faunistique d'une haie même s'il est difficile de les dissocier (Tourneur et Marchandeau, 1996a). En revanche, nous introduirons un critère supplémentaire appelé hétérogénéité, qui prendra en compte la diversité arbustive et arborée.

L'entretien effectué par l'agriculteur sur la haie influe sur la qualité de celle-ci. Ses effets peuvent être négatifs (pâturage par le bétail, taille à l'épareuse ou traitements chimiques) ou positifs (recépage, rabattage au lamier) (Osborn, 1986; Rands, 1982).

Enfin, le dernier élément qui nous a paru important au vu de la littérature est la largeur de la haie (Arnold et Weeldenberg, 1990; Parish et al., 1994; Yahner, 1988). Nous avons vu dans la partie sur les théories écologiques que l'on ne tiendrait pas compte de la largeur pour quantifier une SNP. Mais elle a toute sa signification quand on s'intéresse à la qualité de la haie. Elle peut par exemple avoir un rôle dans la diffusion des espèces ainsi que dans la diversité de la haie (Baudry, 1988a; Burel et Baudry, 1999).

Nous allons à présent détailler le type d'information à recueillir pour chacun des neuf critères retenus dans la caractérisation de la haie :

- Pour la banquette herbeuse, les trois strates (herbacée, arbustive et arborée), le talus et le fossé, on notera simplement leur présence (1) ou leur absence (0).

- L'hétérogénéité : ce critère est le seul descripteur subjectif de la haie, qui nous renseigne sur la diversité floristique des strates arbustives et arborées. L'observateur va juger si la haie paraît homogène (0) (une rangée d'arbres ou de buissons monospécifiques) ou hétérogène (1) (aspect irrégulier de la forme de la haie avec de nombreuses espèces d'arbres et d'arbustes).

- La largeur : cette mesure correspond à la distance entre l'aplomb des branches des deux cotés de la haie. La largeur peut être inférieure à cette mesure dans le cas où par exemple le labour ou la fauche passe sous les branches. Alors, ce n'est plus l'aplomb qui est pris en compte mais la limite entre zone cultivée et non cultivée.

Il est difficile de déterminer des classes car la largeur minimale nécessaire pour avoir un effet varie selon les espèces entre 2 et 5 mètres (Baudry, 1988a; Burel et Baudry, 1999; Green et al., 1994). Nous avons donc défini trois classes :

- inférieure à 3 mètres (0) : en dessous de cette valeur, la largeur n'est généralement pas corrélée à la diversité ((Baudry, 1988a).
- entre 3 et 6 mètres (1) : pour certaines espèces comme le faisan, on voit apparaître des effets au delà d'une largeur de trois mètres (Biadi et Mayot, 1990; Lachlan et Bray, 1976).
- supérieure à 6 mètres (2). Au delà de cette largeur, ce facteur n'est plus limitant pour la diversité. Si des auteurs parlent plutôt de 8 mètres, c'est en tenant compte d'une éventuelle banquette herbeuse, alors que dans notre cas, elle n'est pas prise en compte dans la largeur de la haie (Burel et Baudry, 1999).

- L'entretien : son impact varie en fonction du type de gestion et de l'espèce considérée. Cette pratique provoque le plus souvent une diminution de la diversité mais favorise quelques espèces (Tourneur et Marchandeau, 1996a). Nous avons retenu trois niveaux d'entretien.

- Niveau 0 : la gestion de la haie touche à son intégrité (pâturage, broyage, traitements chimiques...).
- Niveau 1 : pas de gestion de la haie, elle est laissée à "l'abandon".
- Niveau 2 : bonne gestion de la haie (recépage par partie, taille au lamier à scie...). Les haies nouvellement plantées seront aussi intégrées au niveau 2 car, même si la présence de film plastique par exemple n'est pas favorable à la diversité (de toute façon, on considérera la strate herbacée comme absente), ce classement récompensera l'effort de l'exploitant.

Pour évaluer une haie, il faudra remplir un questionnaire en neuf points en cochant la case correspondante pour chaque critère (Tableau 12) (les valeurs de la seconde ligne du tableau correspondent aux valeurs entre parenthèse dans l'explication donnée ci-dessus).

3.2.1.4. La typologie des haies

A partir des différents éléments de la haie, nous proposons une méthode de classification, similaire à l'indice biologique de Rozé, qui devra rendre compte de la qualité de la SNP pour le petit gibier (Rozé, 1995; Ysnel et al., 1998). Les éléments constitutifs de la haie n'ayant pas la même utilité selon les espèces, le poids que nous attribuerons à chaque critère dans l'évaluation variera en fonction de l'animal étudié.

- La perdrix grise

Nous avons vu dans le paragraphe 2.1.1.1. que la végétation herbacée était essentielle car c'est elle qui sert de protection et de nourriture (Brun et Aubineau, 1989). Donc, nous attribuerons un poids important à la présence d'une strate herbacée et d'une banquette herbeuse. Concernant la strate arbustive, elle n'est pas essentielle mais augmente la valeur de la haie (repères, dissimulation face aux postes d'observations que sont les arbres) quand celle-ci n'est pas trop dense, car on sait que l'utilisation de ce milieu est corrélée avec l'existence de trous où la végétation herbacée peut se développer (Rands et Sotherton, 1987; Sotherton et Rands, 1987). Les arbres, qu'ils soient en peuplement dense ou clairsemé, ont toujours un effet négatif sur la perdrix (Rands et Sotherton, 1987). On a donc choisi de pondérer négativement ce critère quand il y a présence d'arbres dans la haie.

Comme d'autres auteurs, nous considérons le talus comme un plus, au même titre que le fossé qui se situe à l'intérieur de la haie (Rands, 1982). L'hétérogénéité n'a pas d'influence directe sur la perdrix surtout, si comme dans notre cas, elle est estimée au niveau des strates arbustives et arborées, même si ces strates agissent sur la diversité de la végétation herbacée ainsi que sur la diversité des invertébrés (Burel et Baudry, 1999). L'entretien est un critère incontournable car il peut enlever tout intérêt à la haie (pâturage de la strate herbacée) ou lui redonner l'attrait qu'elle avait perdu (recépage qui est préconisé dans le cas de la perdrix tous les trois ans). Enfin, la largeur intervient surtout en augmentant la surface de la haie, donc sur les possibilités de nourriture et de nidification et permet aussi de réduire les risques de prédation sur le nid et la couveuse (Johnson et Beck, 1988; Rands et Sotherton, 1987).

- Le faisan

L'intérêt, pour le faisan, des différents éléments de la haie est assez identique à la perdrix et ne diffère que sur la présence d'arbres à qui nous n'attribuerons plus une pondération négative du fait de leur utilisation pour le branchage nocturne (Robertson, 1996).

- Le lièvre

La littérature relève que les éléments importants de cette SNP sont la strate herbacée, la banquette herbeuse et dans une moindre mesure les buissons, l'entretien (recépage) et la largeur (augmentation des ressources) (Peroux et Marboutin, 1995). Quant aux autres critères (strate arborée, talus, fossé et hétérogénéité), aucun effet n'est connu, et nous les considérerons comme sans intérêt.

A présent que nous avons défini l'importance relative de chaque critère de la haie, il nous reste à déterminer la valeur de leur pondération. Puis, nous agrégerons ces neuf critères afin de définir la qualité de la haie prise dans sa globalité.

Il suffirait après avoir donné un poids à chaque critère d'en faire la somme comme pour l'indice de Rozé, ou bien encore la moyenne, mais ces méthodes sous entendent qu'il y ait compensation entre les critères (Rozé, 1995). Or, si l'on prend l'exemple de la présence d'arbres dans la haie, celle-ci n'aura pas les mêmes conséquences sur la perdrix (prédation) en présence ou en absence de buissons ; l'effet des arbres sera plus négatif en absence de buissons qu'en présence de ceux-ci. C'est pourquoi nous allons faire deux agrégations successives, la première s'appliquant aux éléments qui ne se compensent pas (les trois strates et la banquette herbeuse) et la seconde qui agrégera les conclusions de la première avec les autres critères de type malus - bonus.

- Les critères qui ne se compensent pas

Pour agréger et déterminer l'intérêt que porteront les espèces à ces quatre critères (les trois strates et la banquette herbeuse), nous utiliserons des règles de décision (Figure 19). Ces quatre critères définissent seize règles avec 4 prémices chacune et donc seize conclusions. Du fait de la définition d'une haie qui dit qu'elle est constituée au moins soit d'arbres soit de buissons, il ne reste plus que douze règles de décision pour lesquelles il faut déterminer une conclusion. Cette détermination de la valeur des conclusions est donnée dans la figure 19 et provient d'avis émis par des experts de chacune des espèces.

- Les critères bonus - malus

Pour les cinq autres critères, qui vont améliorer ou détériorer la qualité de la haie, nous avons déterminé une pondération en fonction de l'espèce et d'après les connaissances que nous avons exposées dans les paragraphes précédents (Tableau 13).

Ces valeurs issues des critères bonus - malus sont ensuite sommées et ajoutées au résultat de l'agrégation des critères non compensatoires. Ces deux agrégations successives vont nous donner un total de points compris entre –2 et 8 pour la perdrix, -1 et 10 pour le faisan et –1 et 6 pour le lièvre.

A partir des valeurs obtenues après agrégation, nous avons défini une typologie des haies (5 classes de H0 à H4) qui reflète la qualité de la haie (Tableau 14). Si la valeur maximale après agrégation n'est pas identique pour les trois espèces, c'est pour rendre compte de l'intérêt relatif de la haie par rapport aux autres SNP. En effet, la haie fait partie des meilleures SNP pour le faisan, alors que pour la perdrix la meilleure SNP serait plutôt une bande herbeuse (Birkan et Jacob, 1988). C'est pourquoi, l'échelle des valeurs est différente selon les espèces, ce qui fait que pour le lièvre (valeur de l'agrégation ne dépassant pas 6), même la meilleure haie ne pourra jamais être classée H4 et avoir l'indice cynégétique maximal pour une SNP. Pour la perdrix, seule une haie "parfaite" pourra atteindre cette classe H4.

3.2.1.5. L'indice cynégétique des classes de haie : i_e

Nous allons attribuer à l'ensemble des neuf SNP, un indice cynégétique variant entre –1 et 5, indice qui reflétera la qualité de celles-ci. Donc, à chacune des cinq classes de haie (H0 à H4) définies auparavant, nous avons attribué cet indice cynégétique qui se veut le reflet de

la qualité de la haie (Tableau 14). Dans le cas des haies, si l'on compare l'intérêt porté par les 3 espèces, on obtient le classement suivant : faisan > perdrix > lièvre.

3.2.2. La lisière de bosquets (B)

Les bosquets sont de petits bois qui dans le cadre de notre étude, auront une surface inférieure à 2 hectares (Peroux et Marboutin, 1995). Nous avons décidé de séparer forêt et bosquet car ils n'ont pas la même influence sur certaines espèces (Collinge, 1996). Cette SNP est souvent la plus importante dans les grandes plaines agricoles. Les bosquets sont plus favorables pour la biodiversité que les haies, car leur forme plus compacte et moins linéaire augmente le rapport de la surface sur le périmètre et donc la zone non perturbée par l'activité humaine est plus grande (Burel et Baudry, 1999; Collinge, 1996; Forman et Godron, 1981). Ils peuvent dans certains cas, servir d'éléments sources c'est à dire de réservoirs à partir desquels les espèces pourront recoloniser les haies et les cultures adjacentes (Burel et Baudry, 1999).

3.2.2.1. Leur intérêt

Ils offrent les mêmes intérêts que les haies, à savoir un couvert permanent et de la nourriture pour la faune tout au long de l'année. Mais dans notre cas, nous allons nous intéresser uniquement aux caractéristiques de la lisière des bosquets qui est, le plus souvent, la seule partie gérée par l'agriculteur et la seule partie utilisée par nos espèces gibier (Robertson, 1992). Donc, cette lisière de bosquet sera considérée comme toute autre lisière boisée (haie,...) et les différents critères retenus pour son évaluation seront identiques à ceux de la haie.

Les bosquets qui peuvent être des éléments sources pour différentes espèces peuvent aussi l'être pour les prédateurs qui vont agir surtout au niveau et à partir de la lisière (Andren et Angelstam, 1988; Burel et Baudry, 1999; Reese et Ratti, 1988). Il est donc important d'avoir une lisière étagée comportant les strates herbacées et arbustives et non une lisière brutale afin de jouer pleinement son rôle de protection vis a vis des espèces gibiers (Storch, 1991).

Concernant ces trois espèces, nous avons assez peu d'informations sur l'intérêt des bosquets, car les auteurs ne font pas toujours la différence entre bosquets et forêts.

- La perdrix grise

Pour la perdrix, la présence de quelques bosquets dans la plaine ne serait pas pour lui déplaire (Birkan et Jacob, 1988). Quant aux caractéristiques requises pour une bonne lisière, on ne trouve rien dans la bibliographie, mais, on peut penser qu'elles sont identiques à celles de la haie. La présence de la strate herbacée et de la banquette herbeuse est indispensable et qui dit bosquet dit arbres, d'où la nécessité d'avoir des buissons pour assurer une bonne protection vis à vis des prédateurs perchés sur ces arbres.

- Le faisan

Le faisan intègre généralement dans son espace vital des zones boisées dont font partie les bosquets (Mayot et al., 1988). Mais, comme il n'utilise que les 30 premiers mètres de cette lisière boisée (Robertson, 1992), les caractéristiques la qualifiant pourront être les mêmes que pour la haie.

- Le lièvre

Comme pour les haies, le lièvre ne fréquente pas particulièrement les bosquets sauf comme zones de gîtes en hiver. Mais leur présence ne gène pas, surtout dans les plaines

agricoles dénudées à cette époque (Peroux et Marboutin, 1995). De même que pour le faisan et la perdrix, il utilise surtout la lisière et ne s'avance que très rarement plus à l'intérieur des bosquets (Peroux et Marboutin, 1995).

3.2.2.2. Le mode d'évaluation

Nous conserverons la même méthode que pour les haies, à savoir neuf critères. Par contre, le recueil de l'information sera différent pour deux critères:

- la strate arborée : la notation sera identique (absence (0) ou présence (1)) mais la présence ou non d'arbres ne sera prise en compte que dans les 10 premiers mètres de la lisière boisée (distance entre la limite de la parcelle et les premières branches des arbres). En effet, la grande majorité des bosquets contient des arbres et pour que leurs effets négatifs sur certaines espèces s'amenuisent, il ne faut pas que la lisière soit brutale mais qu'elle soit faite d'étages successifs (Biadi et Mayot, 1990; Storch, 1991).
- la largeur : les bosquets malgré la définition que nous leur donnons (car nous n'étudions que la lisière), n'est pas une SNP linéaire et donc la largeur dépasse les 6 mètres que nous avions pris comme classe de largeur supérieure pour les haies. De ce fait, tous les bosquets se verront attribuer une largeur standard équivalente à "2" dans le questionnaire de terrain.

Hormis les détails concernant les deux critères précédemment cités, le recueil de l'information fonctionne de la même manière que pour les haies et se fait à l'aide du questionnaire du tableau 12.

3.2.2.3. La typologie des bosquets

A partir des différents éléments de la lisière de bosquet, nous utiliserons les mêmes méthodes d'agrégation que pour les haies. Les critères non compensatoires et bonus - malus ainsi que les pondérations sont identiques à ceux des haies et nous n'en reprendrons pas le détail ici (Figure 19) (Tableau 13). La classification restera la même que pour les haies et seule la typologie changera (B0 à B4) (Tableau 15).

3.2.2.4. L'indice cynégétique des classes des lisières de bosquets : i_e

A chacune des cinq classes (B0 à B4) définies auparavant, nous attribuerons une valeur d'indice cynégétique (identique à celle des haies), qui qualifiera la lisière du bosquet (Tableau 15). Dans le cas des bosquets, si l'on compare l'intérêt porté par les 3 espèces, on obtient le classement suivant : faisan > perdrix > lièvre.

3.2.3. La lisière de forêt (LF)

Les forêts seront toutes les surfaces boisées ayant plus de 2 hectares. Elles contribuent grandement à la biodiversité car les espèces de ce milieu sont considérées, pas toujours à juste titre, comme représentant les peuplements originels (Burel et Baudry, 1999). Elles agissent en faveur de la diversité surtout du fait de leur surface importante par rapport au périmètre (comparée à une haie). Cette caractéristique permet d'avoir un milieu intérieur peu perturbé et suffisamment grand pour la survie des espèces ce qui en fait un élément source permettant la recolonisation des zones environnantes (Burel et Baudry, 1999). La transition forêt - culture est l'écotone le mieux connu des écologues et est à l'origine de l'effet lisière (Frochot et

Lobreau, 1987). Dans notre cas, nous nous intéresserons uniquement à la lisière de forêt (10 mètres) comme pour les bosquets, car c'est la partie réellement utilisée par nos espèces de plaine.

3.2.3.1. Leur intérêt

La diversité végétale de ce milieu offre un couvert à bon nombre d'espèces animales ce qui en fait un réservoir pour la colonisation de l'espace environnant. Mais l'effet lisière va souvent de paire avec l'augmentation de la prédation (Andren et Angelstam, 1988; Moller, 1989; Paton, 1994), prédation favorisée par une transition brutale entre la forêt et la parcelle (Storch, 1991).

- La perdrix grise

La forêt est considérée le plus souvent dans la littérature comme défavorable à la perdrix, car elle est une source de prédateurs (Birkan et Jacob, 1988; Panek, 1990). De plus, la présence de surfaces boisées contribue à la fermeture du paysage, alors que la perdrix préfère un paysage ouvert (Birkan et al., 1994).

- Le faisan

La lisière de forêt n'est favorable au faisan qu'entretenue et aménagée (Biadi et Mayot, 1990). Comme pour les autres surfaces boisées (haie et bosquet), la forêt fait souvent partie des territoires du mâle. Mais la lisière doit comporter une forte proportion de buissons et d'herbe qui lui permettront de se protéger des prédateurs et du froid et aussi de se nourrir (Perkins et al., 1997 ; Robertson, 1992 ; Robertson, 1996). L'attrait de la lisière est encore augmenté par la présence adjacente d'une culture pérenne de type jachère (Berg et Pärt, 1994; Manosa, 1994; Sotherton, 1994). Une banquette herbeuse peut dans une moindre mesure remplir ce rôle. Ainsi, la qualité de la lisière dépendra de son étagement, passant de la banquette herbeuse à la strate herbacée puis à la strate arbustive.

- Le lièvre

Le lièvre est, comme la perdrix, une espèce de milieu ouvert et donc les grandes surfaces boisées ne lui conviennent pas et quelquefois même tendraient à diminuer les densités de population (Pepin, 1977; Peroux et Marboutin, 1995). Mais comme pour les bosquets et les haies, il utilise ses lisières pour se gîter, principalement en période hivernale (Bresinski, 1983).

3.2.3.2. Mode d'évaluation et typologie des lisières de forêt

Les critères retenus et l'information à recueillir pour l'évaluation de la lisière de forêt, seront identiques à ceux des bosquets (Tableau 12). En revanche, si les méthodes d'agrégation des critères non compensatoires et bonus – malus sont identiques, les pondérations vont changer du fait de l'intérêt moindre de la perdrix et du lièvre pour cette SNP (Figure 20 et Tableau 16). Ce changement de pondérations va nous permettre de réduire encore l'échelle des valeurs obtenues par les agrégations et au final de réduire l'indice cynégétique pour rendre compte du moindre intérêt des forêts pour les espèces considérées.

Nous reprendrons une méthode de classification identique aux haies et aux bosquets (à partir des valeurs résultants des agrégations) pour faire la typologie des lisières de forêt (LF0 à LF1) (Tableau 17).

3.2.3.3. L'indice petit gibier des types de lisières de forêt : i_e

Nous conserverons pour chaque classe (LF0 à LF4) les valeurs d'indice définies pour les haies. Mais le fait d'avoir réduit encore l'échelle des valeurs pour la perdrix et le lièvre, ne permettra jamais à une lisière de forêt d'atteindre un indice cynégétique supérieur à 2 (LF2) pour le lièvre et seule une lisière de forêt "parfaite" pourra atteindre la classe LF3 pour la perdrix. L'intérêt comparé porté par les trois espèces gibier peut se schématiser ainsi :

faisan >> perdrix > lièvre.

3.2.4. Les bandes herbeuses (BH)

Les bandes herbeuses représentent l'ensemble des surfaces toujours en herbe qui ne servent pas à la production et qui ne rentrent pas dans le cadre des jachères PAC (largeur inférieure à 20 m). Généralement, ce sont des bandes de 3 à 8 mètres de large (largeurs de semoirs) se trouvant en limite de parcelle, dans des zones peu favorables aux cultures (bordures de lisières boisées, talus,...). Les chemins enherbés qui ne sont jamais empruntés par les véhicules, en font partie.

3.2.4.1. Leur intérêt

En agriculture, on connaît l'intérêt des bandes herbeuses comme dispositifs permettant d'arrêter le ruissellement en bas de pente et de freiner l'érosion et les transferts de produits phytosanitaires vers les eaux de surface (Barciet, 1998; Real et Gril, 1998). Mais, si le but premier des implantations sont les effets cités ci-dessus, elles ont aussi un rôle à jouer dans la biodiversité des agro-écosystèmes (Duelli et al., 1990; Morris et Webb, 1987) et donc pour les espèces gibier (Riley, 1995; Riley et al., 1998; Robertson, 1996).

Les bandes herbeuses peuvent contenir une grande diversité végétale (Lagerlöf et Wallin, 1993), mais cela dépend en partie du niveau d'entretien et de la pression d'intensification subie (fauches fréquentes, dérive des produits phytosanitaires et des fertilisants, pâturage, roulage...) (Boutin et Jobin, 1998; Boutin et al., 1994; Bruns, 1988; Lagerlöf et Wallin, 1993; Moreby, 1996; Morris et Webb, 1987). La diversité floristique entraîne aussi une diversité des invertébrés associés et les bandes herbeuses sont, lorsqu'elles sont bien gérées, une source d'insectes non négligeable à partir de laquelle il y a dispersion et recolonisation des parcelles adjacentes (Lagerlöf et Wallin, 1993; Thomas et al., 1992; Vermeulen et Opdam, 1995). On notera, en particulier, la présence d'insectes prédateurs qui agissent comme biocontrôle sur les parcelles cultivées (Duelli et al., 1990; Lagerlöf et Wallin, 1993; Morris et Webb, 1987; Thomas et al., 1992). Elles offrent aussi un couvert permanent pour de nombreuses espèces dont celles qui nidifient au sol (Robertson, 1996).

- La perdrix grise

Les bandes herbeuses ont un effet positif sur la perdrix, car elles s'intègrent parfaitement dans son habitat de plaine ouverte et surtout, car elles agissent sur toutes les périodes clé de la perdrix. Elles contribuent par un couvert se développant rapidement au printemps, à la fixation des couples reproducteurs (Birkan et Jacob, 1988), et par la qualité du couvert, à la nidification en dissimulant efficacement le nid à la vue des prédateurs (Allen, 1984). L'autre intérêt majeur des bandes herbeuses provient du fait qu'elles sont une source d'insectes indispensables à la survie des poussins durant les trois premières semaines de leur vie (De Snoo et De Leeuw, 1996; Morris et Webb, 1987; Rands et Sotherton, 1987;

Sotherton, 1991). Enfin, ces bandes enherbées peuvent servir de protection durant l'hiver comme de lieu de nourrissage.

- Le faisan

Comme pour la perdrix, les bandes herbeuses offrent couvert et nourriture à toutes les périodes clé du cycle physiologique du faisan (Freemark et Boutin, 1995; Johnson et Beck, 1988; Robertson, 1996). Elles sont certes moins appréciées que les haies, mais en l'absence de ces dernières, elles peuvent efficacement se substituer à elles (Robertson, 1996).

- Le lièvre

Le lièvre, comme la perdrix, apprécie les bandes herbeuses car elles permettent de conserver une ouverture du paysage qui lui est nécessaire (Peroux et Marboutin, 1995). Mais, pour que les bandes herbeuses soient utilisées, la végétation ne doit pas être trop dense et doit même être fauchée pour la rendre pénétrable et favoriser la repousse de jeune herbe très prisée (Peroux et Marboutin, 1995; Tapper et Barnes, 1986).

3.2.4.2. Le mode d'évaluation

Pour l'évaluation de la qualité d'une bande herbeuse, on va prendre en compte deux critères, la largeur et le type de végétation (Charollais et al., 1998).

- la largeur : on va intégrer la variable largeur comme pour les haies, car si elle ne contribue pas à la diversité, elle augmente la quantité et donc la disponibilité de cette SNP pour les espèces (Arnold et Weeldenberg, 1990). Si on définit une bande herbeuse comme un linéaire de végétation de moins de vingt mètres de large, dans la réalité, elle ne dépasse que très rarement huit mètres. Ceci provient du fait que si l'agriculteur implante une bande de moins de vingt mètres, elle ne sera pas prise en compte comme jachère et il n'aura aucune compensation ce qui correspond à une perte en surface cultivable. De ce fait, s'il décide de mettre en place une bande enherbée, il ne fera généralement qu'un ou deux passages de semoir dont la largeur varie entre 2,5 et 4 mètres. Nous avons décidé de faire deux classes de largeur, la première correspondant aux bandes de moins de 4 m (ou un passage de semoir de 3 ou 4 m de large) et une autre de plus de 4 mètres équivalent à deux passages (ceci aussi pour récompenser l'effort de l'exploitant). Cette largeur étant un compromis entre l'effort de l'agriculteur et les besoins des espèces (3 mètres minimum) (Biadi et Mayot, 1990).

- le type de végétation : pour classer les catégories de végétation représentatives de la qualité d'une bande herbeuse, nous n'utiliserons pas de connaissances botaniques (simplicité de la méthode) mais nous nous baserons sur l'aspect général de celle-ci.

- BH0 : ce sont des bandes délaissées. La végétation est peu développée pour cause de pâturages, de fauches ou de broyages fréquents, de roulements, d'entreposages ou de dérives de traitements herbicides.
- BH1 : c'est la bande classique provenant du semis d'un mélange de graminées et de légumineuses
- BH2 : la présence de plantes à fleur donne une coloration à la bande au printemps (cf la méthode suisse sur les compensations écologiques (Charollais et al., 1999; Charollais et al., 1998; OFAG, 1997)). Cela signifie qu'elle n'est pas traitée intensivement, qu'elle a une végétation diversifiée dont certaines espèces ont une origine naturelle et qu'elle n'est pas exposée aux méfaits des pratiques agricoles depuis un certain temps. Cette diversité floristique naturelle entraîne une abondance et une diversité en insectes (Johnson et Beck, 1988; Lagerlöf et Wallin, 1993) favorables aux poussins.

3.2.4.3. L'indice cynégétiques des bandes herbeuses: i_e

Les critères à prendre en compte sur le terrain seront donc la largeur (inférieure ou supérieure à 4 mètres) et le type de végétation (BH0, BH1 et BH2). L'indice qui prendra en compte ces deux critères, dépend aussi de l'espèce et l'explication qui suit permettra de mieux comprendre la valeur d'indice attribuée à chaque type de bande herbeuse (Tableau 18).

- La perdrix grise

BH0 : elle est porteuse de faibles possibilités pour la perdrix car elle ne joue pas son rôle de protection surtout en période de nidification et la quantité d'insectes y est faible du fait des différents traitements subis par la flore (piétinement, dérive de produits phytosanitaires, roulement,...) (Duelli et al., 1990).

BH1 : cette bande joue pleinement son rôle de protection tout au long de l'année mais la quantité d'insectes n'est pas maximale car ce type de bande est encore "jeune" avec une végétation peu diversifiée.

BH2 : cette bande est plus favorable qu'une BH1 par sa diversité floristique qui augmente la diversité et l'abondance des insectes ce qui entraînent une meilleure survie des poussins.

Pour les trois types de bandes herbeuses, la valeur de l'indice augmentera avec la largeur, car la prédation est rendue plus difficile (Johnson et Beck, 1988; Rands et Sotherton, 1987) et les quantités d'insectes et de couverts de protection et d'alimentation croissent (Burel et Baudry, 1999; Yahner, 1988).

- Le faisan

Les commentaires concernant les types de bandes herbeuses ainsi que leur largeur, sont identiques à la perdrix. Par contre, les valeurs des indices cynégétiques sont inférieures à ceux de la perdrix. Cela provient du fait que le faisan va préférer une lisière boisée (haie, bosquet ou forêt) à une bande herbeuse (Robertson, 1996), ce qui est bien traduit par des valeurs d'indice plus faibles pour les bandes herbeuses que pour les lisières boisées.

- Le lièvre

BH0 : cette bande dont la végétation est dégradée offre tout de même de la nourriture pour le lièvre sous forme de repousses malgré les mauvaises pratiques qui y ont cours. Ce type de bande sera meilleure en terme de qualité que pour la perdrix ou le faisan, car le lièvre est moins dépendant d'un couvert de protection et en particulier lors de la reproduction.

BH1 et BH2 : l'indice est identique pour les deux types car la diversité floristique au niveau de la bande n'apportera pas un attrait supplémentaire pour le lièvre.

De même que pour le faisan et la perdrix, la largeur a un effet positif en augmentant la quantité de nourriture disponible.

3.2.5. Les chemins (C)

Dans cette catégorie, nous ferons rentrer toutes les voies de circulation allant du chemin de terre aux routes nationales. En général, dans les études d'écologie, quand on parle de routes, on pense fragmentation (Collinge, 1996; Mader, 1984), car les routes y sont comparées à des barrières qui empêchent ou ralentissent le passage de certains animaux

(insectes, petits mammifères...). De plus, les routes qui passent au milieu d'une zone de végétation que l'on pourrait qualifier de naturelle, créent une lisière où s'installent des espèces dites généralistes au dépend des spécialistes. Et, selon leur sensibilité à cette barrière certaines espèces peuvent se retrouver isolées ou bien disparaître (Kuitunen et al., 1998). En revanche, dans des zones plus pauvres en végétation naturelle, la construction de routes peut avoir un effet positif sur certaines espèces grâce aux bordures végétalisées (Arnold et Weeldenberg, 1990; Carroll et al., 1990; Vermeulen et Opdam, 1995).

3.2.5.1. Leur intérêt

Dans cette partie sur l'intérêt des chemins, nous allons commencer par parler des effets négatifs qui sont surtout le fait des routes goudronnées où le trafic est important. La route crée un effet lisière qui n'est pas favorable du fait d'un dérangement constant qui lié au bruit peut gêner les mâles territoriaux par exemple. De plus, le risque de collision y est important, ce qui a pour effet de concentrer à cette lisière des prédateurs attirés par les cadavres (Kuitunen et al., 1998). Par contre, dans les zones agricoles, les bords de routes peuvent être très utilisés par certaines espèces comme corridors de dispersion (Vermeulen et Opdam, 1995) ou pour s'y reproduire (Arnold et Weeldenberg, 1990; Carroll et al., 1990; Vandel et Linder, 1981).

En ce qui concerne les chemins, que nous différencierons des routes par le fait qu'ils sont enherbés ou simplement empierrés, l'effet de barrière est inexistant à l'exception de rares espèces (Duelli et al., 1990). Nous pourrions les comparer à des bandes herbeuses mais de moindre qualité car ils sont moins larges (inférieure à 4 mètres) et laissent apparaître deux sillons correspondant au passage de roue. Malgré cela, les chemins peuvent accueillir de nombreuses espèces d'insectes qui y vivent et s'y reproduisent et d'où elles peuvent recoloniser les parcelles adjacentes (Mollot et Granval, 1996; Serre et Birkan, 1985).

- La perdrix grise

Les routes, en général, ont un effet négatif sur la perdrix car elles occasionnent des dérangements et entraînent une mortalité par collision. Seules certaines études américaines ont montré que des bords de routes peuvent être utilisés comme lieu de nidification, mais, ils sont souvent très larges (jusqu'à 10 m) avec une végétation herbacée abondante (Carroll et al., 1990). De plus, cette étude a été réalisée dans une grande plaine avec d'importantes surfaces en cultures de printemps où les accotements sont les seuls endroits où la végétation est suffisamment avancée lors de la fixation des couples et qui offrent un couvert de qualité lors de la nidification.

Par contre, les chemins ont une influence positive sur la perdrix (Birkan et Jacob, 1988). Lors de la fixation, on retrouve souvent les couples à proximité des chemins enherbés car ils recherchent une végétation développée faisant plus de 15 cm de haut (Birkan et Serre, 1988) (Granval, communication personnelle). Ces SNP perdent de l'importance en période de nidification où elles ne sont pas du tout utilisées du fait du passage fréquent d'engins agricoles. Mais, leur fréquentation reprend après l'éclosion des poussins, car ils sont une source d'insectes surtout s'ils ont subi une fauche ou un broyage (augmentations des détritiphages) (Mollot et Granval, 1996; Serre et Birkan, 1985), ces pratiques n'entraînant aucune mortalité, car on n'y trouve pas de nid. Enfin, les chemins sont aussi très prisés par la perdrix comme zone de pouillage ou de séchage après la pluie (Birkan et Jacob, 1988).

- Le faisan

Le faisan aussi paye un lourd tribut à la route pourtant, en Angleterre et surtout aux USA, il utilise les accotements comme zone de nidification (Robertson, 1996). Ce comportement prendrait une ampleur telle que les baisses de populations, dans un secteur agricole où le couvert n'a pas varié au cours des années, ont été attribuées à l'entretien brutal des bords de route (Vandel et Linder, 1981). Mais, il faut signaler que les accotements étudiés avaient une largeur de 10 mètres et une végétation diversifiée favorable à la nidification du faisan. Quant aux chemins, ils ont les mêmes intérêts que pour les poussins de perdrix (sources d'insectes) mais n'interviennent pas dans la recherche d'un territoire par le mâle.

- Le lièvre

Comme pour la perdrix et le faisan, la mortalité par collision peut être importante (Frylestam, 1979; Peroux et Marboutin, 1995) et les bords de routes ne semblent pas attirer outre mesure le lièvre. Donc celles-ci n'ont qu'un effet négatif sur les populations.

Les chemins quant à eux sont un apport non négligeable de nourriture tout au long de l'année, surtout s'ils sont entretenus par fauche ou broyage. Après la pluie, on trouve souvent des lièvres sur les chemins empierrés (malheureusement aussi sur les routes goudronnées) pour se sécher (Peroux et Marboutin, 1995).

3.2.5.2. Le mode d'évaluation

Pour l'évaluation de la qualité des routes et des chemins, nous prendrons uniquement en compte leur degré de végétalisation.

C0 : entrent dans cette catégorie toutes les routes et chemins goudronnés ou totalement empierrés et sans végétation.

C1 : cette classe contient l'ensemble des chemins empierrés où l'on distingue les deux bandes de roulement et entre elles, une partie en herbe.

C2 : cette classe correspond aux chemins totalement enherbés.

Nous ne ferons pas intervenir la largeur car elle est généralement standard (entre 3 et 4 mètres) et si elle venait à être très supérieure, nous placerions éventuellement les côtés non roulés en bande herbeuse.

Le questionnaire de terrain concernant les chemins sera donc très simple car il s'agira de les classer dans une des trois catégories.

3.2.5.3. L'indice petit gibier (i_e) des types de chemins

Les indices cynégétiques des différents types de chemins sont donnés dans le tableau 19 et les explications les concernant dans le paragraphe suivant.

En Alsace comme dans beaucoup de régions de France, les accotements ne sont généralement pas très larges et sont bien entretenus par les services de l'équipement et ceci tôt dans la saison. De ce fait, ils n'ont pas un grand intérêt pour la perdrix et le faisan. Ils ne permettent donc même pas de compenser la mortalité par collision. Mais l'indice sera nul et non pas négatif car cela pénaliserait l'agriculteur alors qu'il n'est pas le gestionnaire de ces routes. Les chemins empierrés n'ont que peu d'impact sur le petit gibier et n'apporte que peu de nourriture (verdure et insectes) mais sont de bonnes zones de séchage ou de pouillage. Les chemins enherbés ont une influence légèrement plus grande que les C1, surtout pour la

perdrix, qui, quand ce sont les seules SNP du paysage, ne s'en éloigne jamais trop (Birkan et Serre, 1988).

3.2.6. Les fossés (F)

Ce sont l'ensemble des "rigoles" creusées le long des chemins, entre les parcelles ou dans les parcelles et dont la fonction est d'évacuer l'eau en excès. Ils sont souvent envahis de végétation herbacée typique des zones humides (phragmites,...). On ne tiendra pas compte ici des fossés "boisés", ceci étant déjà intégrés dans les SNP à lisières boisées.

3.2.6.1. Leur intérêt

On peut comparer les fossés à des bandes herbeuses, avec une partie creusée en plus. Les espèces végétales y sont assez semblables avec quelquefois des espèces supplémentaires, liées aux zones humides (Boutin et al., 1994; Morris et Webb, 1987), ce qui contribue aussi à la biodiversité des agro-écosystèmes (Arnold, 1983). Comme pour les bandes herbeuses, leur diversité végétale dépendra du niveau d'entretien et de la pression exercée par les pratiques agricoles (dérives de produits phytosanitaires, fauches fréquentes, pâturages,...). De ces caractéristiques dépendra aussi la diversité des invertébrés associés, qui feront des fossés, un élément source au même titre que les bandes herbeuses.

- La perdrix grise

Leur intérêt pour la perdrix, est le même que celui des bandes herbeuses, c'est à dire qu'ils favorisent la fixation des couples par leur végétation, protègent des prédateurs lors de la nidification et du froid durant l'hiver et apportent de la nourriture aux adultes et des insectes aux poussins (Morris et Webb, 1987). Par contre, les fossés bien curés n'apportent rien et peuvent même s'avérer dangereux pour les poussins, qui lorsqu'ils tombent dedans peuvent se noyer ou simplement ne plus arriver à en sortir (parois abruptes).

- Le faisan

Comme pour les bandes herbeuses, les fossés ont un rôle à jouer tout au long du cycle physiologique du faisan, même s'ils sont d'un intérêt moindre que les lisières boisées. En revanche, les fossés humides (végétation typiques des zones humides : roseaux,...) apportent un plus car ils servent de points d'eau qui peuvent s'avérer indispensables lors d'une longue période sèche.

- Le lièvre

Le lièvre fera des fossés le même usage que des bandes herbeuses. Pour être attrayant, un fossé possèdera bien sûr une certaine végétation herbacée et il subira une fauche ou un broyage pour favoriser les repousses d'herbes.

3.2.6.2. Le mode d'évaluation

La qualité d'un fossé sera fonction uniquement du type de végétation. La largeur de cette SNP ne sera pas prise en compte car elle est standard (2 à 3 mètres), et dans le cas où le fossé serait plus large, on lui associerait une bande herbeuse. Nous allons reprendre la méthode utilisée pour les bandes herbeuses pour qualifier la végétation des fossés.

F0 : fossé sans aucune végétation (cas d'un fossé curé ou pâturé)

F1 : fossé dont la végétation est banale (dominée par les graminées)

F2 : fossé dont la végétation contient des plantes à fleur ou est typique des zones humides (roseaux...).

3.2.6.3. L'indice petit gibier

Les valeurs attribuées aux indices cynégétiques (Tableau 20) sont discutées ci-dessous.

F0 : ce type de fossé n'apporte rien à nos espèces et n'est donc d'aucun intérêt.

F1 : ce fossé est équivalent à une BH1 de moins de 4 mètres.

F2 : la diversité végétale augmente l'attrait du fossé (augmentation des quantités d'insectes) sauf pour le lièvre dont l'intérêt pour cette SNP ne dépend pas de ce critère.

3.2.7. Les murs (M)

Ils sont fréquents dans les régions caillouteuses où les pierres ont été ramassées dans les parcelles pour être ensuite empilées en bordure et ainsi les délimiter. Les murs faits avec des pierres sèches sont généralement riches en insectes (Morris et Webb, 1987) car ils y sont bien protégés. Gonseth et Mulhauser (1996) ont introduit cette SNP comme surface de compensation écologique du fait de la présence de nombreuses espèces d'insectes dont quelque unes sont rares. Les murs ne seront pris en compte que s'ils jouxtent une bande d'herbe d'au moins 50 cm (Gonseth et Mulhauser, 1996). S'ils sont noyés dans une végétation comparable à une haie, on notera cet élément dans la catégorie "haie" et non "mur".

Les murs présentent un intérêt durant l'hiver pour se protéger essentiellement du vent et ils seront une source d'insectes pour les poussins de la perdrix et du faisan. Les indices cynégétiques attribués aux murs sont présentés dans le tableau 21.

3.2.8. Les SNP ponctuelles

Dans le paragraphe 2.1, nous avons décidé de prendre en compte la quantité d'une façon différente des éléments dits linéaires. Comme nous avons choisi de prendre pour la quantité, une valeur standard et non plus une valeur mesurée (longueur), l'indice intégrera directement dans sa valeur la quantité et la qualité.

3.2.8.1. Les arbres isolés (A)

Nous avons vu que les arbres dans les lisières boisées (haie, bosquet et forêt), avaient un effet négatif car ils servaient de perchoirs aux prédateurs (Meriggi et al., 1990; Rands et Sotherton, 1987). Des études ont montré que le taux de prédation par les corvidés diminuait avec l'éloignement par rapport aux perchoirs (Paton, 1994). Donc, un arbre isolé au milieu d'une parcelle, permettra aux prédateurs d'avoir un poste d'observation supplémentaire pour rechercher les nids ou les levrauts. Ce type d'arbres isolés (A0) sera donc considéré comme élément négatif du paysage pour nos espèces de petit gibier.

Par contre, il arrive que sous certains arbres, l'agriculteur, au lieu de labourer jusqu'au tronc, laisse pousser quelques taillis qui pourront abriter, au moins provisoirement, nos espèces. Dans ce cas, nous attribuerons à ces arbres (A1), au vu des efforts consentis et de l'intérêt de ce type d'aménagement, un effet positif sur la faune (Tableau 22).

3.2.8.2. Les pylônes électriques (P)

On pourrait comparer ces éléments à des arbres isolés. Ils ont aussi un effet négatif en servant de perchoir aux oiseaux prédateurs. Seulement, on ne peut pas attribuer à l'agriculteur

la présence de tels éléments dans le paysage. Donc, il ne lui en sera pas tenu rigueur et la valeur de notre indice ne sera pas négative mais nulle, que se soit pour un pilier simple ou avec 4 pieds (P0). Par contre, si l'agriculteur aménage la surface entre les 4 pieds du pylône (P1), il sera "récompensé" par un indice positif (Tableau 22).

3.3. Les associations de SNP

Jusqu'à présent, nous avons évalué les SNP individuellement sans tenir compte du fait qu'on puisse aussi les trouver en association comme par exemple un fossé qui longe un chemin. Dans le cas des associations de SNP, nous ne tiendrons compte que des SNP linéaires, à savoir les haies, les lisières de bosquets et de forêts, les bandes herbeuses, les chemins, les fossés et les murs. Nous allons dans un premier temps définir celles qui sont possibles et qui seront retenues pour être évaluées. Notons que seules les SNP gérées par l'agriculteur seront prises en compte (en effet, il n'ira pas faire l'entretien de la partie qui se trouve de l'autre coté d'une route).

3.3.1. Le mode d'évaluation

La méthode pour définir les associations qui seront possibles et retenues consiste :

- à recenser dans l'ordre les différentes SNP à partir du centre de la parcelle vers l'extérieur.
- puis à déterminer individuellement la typologie de chaque SNP de l'association (exemple : un fossé que l'on a défini comme étant de type F1 qui longe un chemin enherbé de type C2 donnera l'association F1C2)
- le recensement des SNP de l'association s'arrête dans tous les cas lorsque l'on tombe sur une lisière boisée (haie, bosquet et forêt) ou un mur car l'agriculteur ne gère plus les SNP au delà de ces limites. Il en sera de même pour les chemins qui forment une barrière virtuelle au delà de laquelle l'exploitant n'a plus d'emprise. Il existe une seule exception de gestion, par l'agriculteur au delà du chemin, c'est le cas où derrière un chemin enherbé (C2), on trouve directement une lisière boisée ou un mur.
- le recensement s'arrête lorsque l'on a recensé trois SNP (sans avoir rencontré ni lisière boisée ni chemin) car il devient alors difficile d'évaluer l'impact de la quatrième SNP dans l'association (ce cas étant d'ailleurs extrêmement rare).
- on ne prendra pas en compte les associations comportant une route goudronnée (C0) car l'effet néfaste engendré par la mortalité par collision ne peut être compensé par la mise en place d'autres SNP. Cela incitera les agriculteurs qui implantent des SNP, à le faire ailleurs que le long des routes, afin d'éloigner le gibier du trafic. De même, dans les associations avec un fossé de type F0, celui-ci ne sera pas pris en compte.

L'ensemble des associations possibles avec 2 SNP est représenté dans le tableau 23. Les cases hachurées correspondent à des situations qui n'existent pas ou qui ne sont pas prises en compte dans notre indicateur.

3.3.2. L'indice petit gibier

L'effet lisière peut avoir des effets positifs, négatifs ou nuls sur la faune (Frochot et Lobreau, 1987). Cela signifie que pour l'association de deux SNP, l'interaction ne sera pas

forcément positive ou nulle comme nous aurions pu l'espérer, mais, elle pourra être négative. Prenons l'exemple d'une lisière de forêt banale (type LF1) le long de laquelle l'agriculteur aura installé une bande herbeuse qui avec le temps s'est diversifiée (type BH2). Pour une perdrix par exemple, une bande herbeuse seule lui aurait permis de nidifier plus ou moins à l'abri des prédateurs, mais associée à une lisière de forêt qui ne comporte pas de protection végétale suffisante (sous forme de buissons) va attirer les renards et offrir des postes d'observation aux corvidés. Par contre la même bande herbeuse le long d'une forêt de type LF4, donnerait à cet écotone un potentiel supérieur à la somme des deux.

Nous allons mettre sous forme mathématique ces interactions entre deux puis trois SNP et nous expliquerons la démarche en la décomposant au maximum pour qu'elle ne paraisse pas arbitraire. Nous allons détailler la méthode (pour deux SNP) en fonction du type de SNP constitué par le second élément de l'association.

3.3.2.1. Présence d'une lisière boisée (haie, bosquet ou forêt)

Pour la compréhension, nous utiliserons un nouveau sigle qui regroupera toutes les lisières boisées (LB) et dont la typologie reprendra celle des haies, des lisières de bosquets ou de forêts, à savoir de LB0 à LB4, et qui est toujours fonction du nombre de points recueillis après agrégation.

On sait que si la lisière est brutale, elle a un effet négatif sur la parcelle adjacente (Storch, 1991) et il en sera donc de même sur la SNP qui lui sera associée. Par contre, si la lisière est de qualité, l'association avec une autre SNP, ne pourra qu'être favorable (O'Connor, 1987; Sotherton, 1994).

- association avec une bande herbeuse ou un fossé

• LB0: la lisière a un effet négatif sur la SNP associée. Dans ce cas, on prend la valeur minimale de l'indice petit gibier des deux SNP comme indice petit gibier de l'association.

Exemple pour la perdrix : on a une bande herbeuse BH1 de moins de 4 mètres ($i_e = 3$) le long d'une haie de type H0 ($i_e = -1$). L'indice de l'association BH1H0 sera donc $i_e = -1$.

• LB1 : la lisière a encore un effet négatif sur la SNP associée. Mais, dans ce cas, on prendra la moyenne des 2 valeurs d'indice afin de rendre compte de la dégradation par la mauvaise lisière.

Exemple pour la perdrix : on a une bande herbeuse BH1 de moins de 4 mètres ($i_e = 3$) le long d'une haie de type H1 ($i_e = 1$). L'indice de l'association BH1H1 sera donc :

$i_e = (3 + 1) / 2 = 2$

• LB2 : effet légèrement négatif, on prend pour valeur de l'association, la valeur de l'indice le plus grand des deux SNP.

Exemple pour la perdrix : une bande herbeuse BH1 de moins de 4 m ($i_e = 3$) le long d'une haie de type H2 ($i_e = 2$). L'indice de l'association BH1H2 $i_e = 3$.

• LB3 : effet nul, l'indice correspondra à la somme des deux indices

Exemple pour la perdrix : une BH1 de moins de 4 mètres ($i_e = 3$) le long d'une haie de type H3 ($i_e = 3$) donnera un indice pour l'association BH1H3 $i_e = (3 + 3) = 6$.

• LB4 : effet positif, l'indice correspondra à la somme des deux indices augmentée d'un coefficient d'interaction (1,2). Ce coefficient permet de rendre compte que l'association

de ces deux SNP est plus favorable pour la faune que la somme de ces deux SNP prises isolément.

Exemple pour la perdrix : une BH1 de 4 mètres ($i_e = 3$) le long d'une haie de type H4 ($i_e = 5$) donnera un indice pour l'association BH1H4 $i_e = (3 + 5) \times 1,2 = 9,6$.

Remarque : Pour la perdrix et le lièvre, il n'y aura pas d'effet lisière positif avec une lisière de forêt, car aucune lisière n'appartient à la classe LF4 (valeurs de l'agrégation inférieures à 7,5).

- association avec un chemin enherbé

Le mode de calcul est identique à l'association avec une bande herbeuse ou un fossé et la seule différence provient de l'interaction avec les lisières de type LB4, où l'on ne fait plus intervenir de coefficient d'interaction car les chemins sont source de dérangements pour le petit gibier.

3.3.2.2. Présence d'un mur

- en association avec une bande herbeuse ou un fossé : effet positif et l'indice correspondra à la somme des deux indices augmentée du coefficient d'interaction de 1,2.
- en association avec un chemin : nous ne ferons plus intervenir de coefficient d'interaction et l'indice correspondra à la somme des deux indices individuels

3.3.2.3. Présence d'un chemin

L'association d'une bande herbeuse ou d'un fossé avec un chemin : du fait du dérangement occasionné, n'entraînera pas d'interaction positive et nous prendrons la somme des deux indices pour i_e.

3.3.2.4. Présence d'une bande herbeuse ou d'un fossé

Cela revient en fait à l'association d'une bande herbeuse avec un fossé (les autres associations ayant déjà été discutées auparavant) : i_e égale à la somme des deux indices augmentée du coefficient de 1,2.

Les indices cynégétiques des associations de deux SNP sont donnés dans les tableaux 24 à 26 respectivement pour la perdrix, le faisan et le lièvre.

3.3.2.5. L'association de 3 SNP

Ces cas de figure ne se rencontrant que très rarement, nous en donnerons une méthode globale de calcul, mais sans mettre l'ensemble des indices dans un tableau car cela représenterait plusieurs centaines de possibilités.

- le troisième élément est une lisière (ce type de SNP ne peut être dans une autre position) ou un chemin : nous ferons la somme de l'indice du premier élément avec l'indice de l'association second élément – lisière (ou chemin).
- Il n'y a ni chemin ni lisière : on associe comme pour seulement deux éléments les deux meilleures SNP (qui sont adjacentes) avec la méthode décrite dans le paragraphe précédent puis on additionne cet indice avec celui de la troisième SNP.

3.3.3. Conclusions

Dans ce paragraphe sur la qualité, nous venons de voir l'ensemble des SNP ayant une influence sur nos trois espèces gibier. Pour chacune d'elle, nous avons essayé de rassembler l'ensemble des critères qui pouvaient les caractériser et qui nous ont ensuite permis de les classer. A ce classement, nous avons attribué des indices cynégétique qui permettent d'évaluer la qualité intrinsèque des SNP pour les espèces étudiées. Maintenant que nous connaissons la valeur de la SNP, ce qui nous permet de savoir si elle sera utile et utilisée, il nous restera à les agréger aux autres critères (qualité et connectivité), ce qui nous renseignera plus précisément sur le potentiel de l'élément pour le petit gibier.

3.4. La connectivité

Cette notion de connectivité est un paramètre important du paysage car elle permet de relier les "patches" entre eux afin que les espèces puissent échanger leurs gènes et coloniser les territoires. Les corridors ne jouent un rôle dans les flux (conduire, freiner ou arrêter) (Burel et Baudry, 1999) qu'à certaines conditions qui sont fonction de leur qualité propre, des besoins des espèces (Duelli et al., 1990; Henein et Merriam, 1990) et du type de connexions (Baudry, 1984; Baudry, 1988a). Au regard des types de SNP qui seront pris en compte dans notre indicateur, seuls les bandes herbeuses (BH2), les fossés (F2) et les haies de bonne qualité seront capables de jouer ce rôle de corridor pour les insectes, par exemple (Henein et Merriam, 1990). Les intersections entre les SNP et les connexions avec des éléments sources (forêt...), sont des points clés des réseaux (Burel et Baudry, 1999). Elles assurent la continuité des flux tout en disposant d'un environnement particulier qui est à l'origine d'une richesse spécifique plus élevée en plantes, invertébrés (Baudry, 1984) et oiseaux (Constant et al., 1976; Lack, 1988; Saunders, 1994).

Une bonne connectivité va permettre de créer un réseau de SNP à travers la plaine et ces SNP seront autant de corridors que les espèces pourront emprunter pour se déplacer (Henein et Merriam, 1990; Johnson et Beck, 1988). De ce fait, elle contribue à la diversité spécifique des éléments connectés (Tourneur et Marchandeau, 1996a).

3.4.1. Intérêt

- Pour la perdrix

Un réseau d'éléments bien connectés qui court à travers la plaine, va permettre à la perdrix d'exploiter le milieu adjacent en ayant toujours à proximité un couvert de protection (Johnson et Beck, 1988), même si cette espèce est peu sensible à la présence ou non de corridors (Farhig et Paloheimo, 1988). Cette non sensibilité signifie qu'elle peut se déplacer dans la matrice sans difficulté. Cela, est d'autant plus vrai que celle-ci est constituée de cultures qui ne lui sont pas hostiles. Une bonne connectivité permettra aussi d'augmenter la diversité et la quantité d'insectes dans les SNP (persistance des métapopulations (Burel et Baudry, 1999)) et donc une meilleure colonisation des milieux agricoles adjacents à celles-ci (Baudry, 1988a). Pour évaluer la connectivité pour les insectes, il ne faudra prendre en compte comme SNP, que celles capables de leur servir de corridors. Cela signifie qu'il faut définir les critères qui nous permettront d'estimer la richesse en insectes (Morris et Webb, 1987) ainsi que la capacité de transit du plus grand nombre d'entre eux (Baudry, 1992). Les

connaissances à ce sujet sont malheureusement assez faibles ou le plus souvent sous forme d'hypothèses exploratoires.

De ce fait, nous ne prendrons pas en compte l'effet indirect de la connectivité sur la perdrix (disponibilité en insectes), ni l'effet de corridor qui ne nous semblent pas suffisamment pertinents pour cette espèce.

- Pour le faisan

Le faisan aime rester et nidifier à proximité des éléments boisés (Mayot et al., 1988) et si une bonne imbrication des SNP dans les zones cultivées augmente d'autant l'utilisation du milieu, celle-ci n'est pas directement liée à la connectivité. De plus, pour le faisan, la littérature ne fait pas état de l'intérêt d'avoir des éléments connectés, leur présence semble être suffisante. Donc, nous ne retiendrons pas l'effet de la connectivité ni en tant que corridor, ni en tant qu'effet sur les insectes.

- Pour le lièvre

Il n'est pas dépendant du réseau de SNP car il préfère se déplacer à découvert et il est encore moins lié à la quantité d'insectes.

Donc, la connectivité ne sera prise en compte pour aucune des trois espèces.

3.5. L'agrégation

Nous allons agréger les deux variables que nous venons d'évaluer, la quantité (longueur pour les SNP linéaires seules ou en association, leur nombre pour les SNP ponctuelles) avec la qualité (indices cynégétiques de toutes les SNP définies dans les paragraphes 3.2 et 3.3).

3.5.1. Les SNP linéaires

La mesure du linéaire (L) est donnée en mètre alors que la qualité de la SNP (i_e) est une valeur sans unité. Comme d'autres auteurs (Eng et al., 1990; Garcia et Armbruster, 1997), pour d'autres espèces, nous avons fait le choix de multiplier ces deux valeurs pour obtenir un nombre dont l'unité sera appelé "point" cynégétique. Ce nombre représentera la capacité d'accueil potentielle de la structure non productive étudiée (Allen, 1984; Garcia et Armbruster, 1997).

$$\mathbf{i_{SNPL} = i_e * L}$$

3.5.2. Les SNP ponctuelles

Cette fois, la mesure de la quantité étant déjà intégrée dans l'indice cynégétique, elle correspondra au nombre d'éléments présents (N).

$$\mathbf{i_{SNPP} = i_e * N}$$

Nous avons vu en introduction de la méthode d'évaluation, que le calcul peut être réalisé au niveau de la parcelle, de l'îlot de terre ou d'un territoire de chasse, mais, quel que soit l'échelle, on étudie une surface (S). Notre résultat s'exprimera donc en nombre de points

cynégétiques par hectare, nombre qui proviendra de la somme des points de chaque SNP présente sur la parcelle, l'îlot de terre ou le territoire, divisée par la surface de la zone étudiée.

$$i_{parcelle} = (\sum i_{SNPL} + \sum i_{SNPP}) / S$$

3.6. Le passage à l'indicateur

Pour des raisons de lisibilité, il est nécessaire de passer de nos indices sans référence, qui ne permettent pas d'évaluation proprement dite, à un indicateur dont les valeurs varieront, par commodité, entre 0 et 10 et qui, lui, évaluera les SNP.

Tout au long de la démarche d'élaboration de l'indicateur, nous avons à travers l'indice cynégétique de l'élément, de la parcelle ou de l'exploitation, déterminé l'intérêt et l'attrait porté par nos espèces gibier à chaque SNP. Mais, ces indices ne nous renseignent pas sur leurs besoins, c'est à dire le nombre de points cynégétiques/ha nécessaires au bon développement des populations. De ces indices sans référence, nous allons passer à un indicateur qui nous permettra d'évaluer l'impact de la présence de telle ou telle SNP sur nos espèces. Il va donc falloir définir la relation qui existe entre l'indice cynégétique de la parcelle ou de l'exploitation et l'indicateur. Ceci nous amène, comme pour les indicateurs couverture du sol et assolement, à déterminer des valeurs de référence qui serviront à construire cette courbe. Cette référence sera fonction des besoins en structures non productives de chaque espèce ce qui veut dire qu'elle ne sera pas identique entre un faisan qui recherche des éléments boisés en grande quantité et un lièvre pour qui quelques bandes herbeuses et chemins enherbés seront suffisants.

- La perdrix grise

Le chiffre que l'on peut avancer pour cette valeur de référence est très variable selon les études mais surtout selon les pays. De plus, bien souvent, seules les haies sont prises en compte. En Grande Bretagne, l'optimum varie entre 67,5 mètres de haies par hectare (Potts, 1978) et 75 m/ha (Rands, 1982) alors qu'en France, 5 mètres suffisent pour avoir de fortes densités (Ricci et Garrigues, 1986). En fait, le type de paysage défini par la quantité de haies est souvent associé à un type d'agriculture ce qui explique en partie les différences entre pays (Birkan et Jacob, 1988). En France, les haies se retrouvent surtout dans les régions bocagères où dominent les surfaces en herbe qui ne sont pas très favorables à la perdrix, alors que les fortes densités se situent dans les régions de grandes cultures à dominante céréalière, où il existe peu de haies. Par exemple, en Bretagne, les densités les plus élevées se trouvent dans des zones présentant de 10 à 40 mètres de haies par hectare alors que dans les secteurs avec 100 m/ha de haies, les densités sont divisées par deux. Mais il faut relativiser car les densités élevées en Bretagne sont de l'ordre de 4 couples aux 100 hectares alors que dans les régions céréalières, elles dépassent très souvent les 20 couples. Cette grande différence est due uniquement au type d'agriculture pratiquée et non aux SNP. Inversement, le chiffre de 5 m/ha donné par Ricci et Garrigues (1986) ne tient compte que des haies d'où, certainement, en prenant toutes les SNP que nous avons recensées, une valeur supérieure.

Pour en revenir à notre valeur de référence, en prenant en compte tous les types de SNP et quelle que soit leur qualité, l'optimum selon Potts (1978), se situerait entre 80 et 120 m/ha et entre 90 et 130 m/ha pour Birkan et Jacob (1988). Pour notre part, nous avons choisi 60 m/ha mais d'une SNP de qualité (indice cynégétique de 5). L'optimum équivaudra donc à

300 points cynégétiques par hectare soit 60 mètres d'une bande herbeuse de type BH2 ayant plus de 4 mètres de large. Cette valeur est en accord avec d'autres valeurs concernant la richesse et la diversité en invertébrés, ce qui est intéressant par ailleurs pour les poussins (Lagerlöf et Wallin, 1993).

- Le faisan

Le faisan n'est pas une espèce de milieu ouvert comme la perdrix et pour la sélection d'un territoire, il est plus dépendant des éléments fixes du paysage et en particulier des lisières boisées. Comme ces SNP servent surtout à la fixation des mâles et à la territorialité, il est important qu'elles soient en nombre. Lachlan et Bray (1976) a montré que pour que 50 % de la zone étudiée fasse partie de territoires, il faut plus de 50 mètres de lisière boisée par hectare. Nous avons donc choisi de prendre 90 mètres de SNP d'indice cynégétique de 5, ce qui est supérieur à la valeur avancée par Lachlan et Bray (1976), mais, dans notre évaluation, nous tenons compte de l'ensemble des SNP. La valeur de référence correspondra donc à 450 points cynégétiques/ha, soit 90 m/ha d'une haie de type H4 par exemple.

- Le lièvre

Pour le lièvre, on ne trouve aucun chiffre concernant la longueur de SNP nécessaire. Comme la perdrix, c'est un animal de milieu ouvert mais qui est encore moins dépendant des éléments fixes que la perdrix et que le faisan (Pepin, 1977; Pepin, 1981; Peroux et Marboutin, 1995; Tapper et Barnes, 1986), même s'il les utilise, et en particulier celles ayant une végétation herbacée. Nous avons donc choisi de prendre 30 mètres d'une SNP d'indice cynégétique de 5 ce qui nous donne comme valeur de référence, 150 points cynégétiques/ha. Cette valeur équivaut à environ 38 m/ha d'une bande herbeuse de type BH1 de plus de 4 mètres de large.

Maintenant que nous avons défini la valeur de référence pour chaque espèce, nous allons pouvoir construire la courbe qui reliera points cynégétiques par hectare et indicateur. Pour les mêmes raisons que pour l'indicateur assolement, nous avons choisi une courbe sygmoïdale (Dunning et al., 1995), type de courbe qui a été obtenu par Rands (1982) quand il a relié la longueur de haies de bonne qualité avec les densités de perdrix en automne. Par contre, la valeur de référence correspond cette fois à la valeur 10 de l'indicateur car les valeurs obtenues dans la bibliographie concernent l'optimum et non plus la limite entre une agriculture durable et non durable. L'équation de cette courbe polynomiale est toujours du type $y = ax^3 + bx^2 + cx + d$ et les coefficients a, b, c et d sont données dans le tableau 27.

4. Test de sensibilité

4.1. Les variables testées

Dans un premier temps, nous testerons l'erreur que nous pouvons commettre sur la variable quantité : la longueur des SNP. Le fait que nous ayons utilisé, pour la mesure de la

longueur, un plan à l'échelle 1/5000e, peut entraîner une erreur lors de la mesure sur le plan de 1 mm soit 5 mètres sur le terrain. La seconde erreur possible provient, pour des SNP qui ne font pas toute la longueur d'un coté de la parcelle, du report de la SNP sur le plan, où nous pouvons commettre une erreur sur la limite exacte, d'où une sur- ou sous-estimation de la longueur. Ces tests ont été réalisés sur l'ensemble des parcelles (environ 2000) des territoires de chasse suivis dans le cadre de l'étude (Cf troisième partie), ce qui nous permet d'avoir un bon éventail de toutes les possibilités en terme de types de SNP, de longueurs de celles-ci et de tailles de parcelle.

Le second test de sensibilité consiste à évaluer la part réelle de chacun des neufs critères utilisés pour qualifier une lisière boisée dans l'évaluation de cette dernière. Nous avons fait ce test uniquement pour le faisan, car c'est l'espèce la plus sensible aux lisières boisées. Cette fois, nous n'avons pas pris les SNP des territoires suivis, mais pour être encore plus représentatif, nous avons formulé l'ensemble des types de lisières possibles à partir de notre questionnaire en neuf points, ce qui représente 865 types différents. Comme le but est de voir l'effet d'un changement dans la qualification d'une lisière (par exemple l'absence de strate herbacée quand celle-ci était présence) sur l'indicateur parcellaire, il était important de prendre différentes densités de lisières boisées. Nous avons donc choisi trois densités : 10, 50 et 100m/ha.

4.2. Résultats

4.2.1. Test sur la précision de la mesure sur le plan

Nous avons calculé pour l'ensemble des parcelles, l'effet que pouvait avoir une erreur de 1 mm lors de la mesure. Nous avons donc ajouté ou retranché 5 mètres à toutes les SNP et nous obtenons respectivement 5 et 6 % des parcelles dont l'indicateur varie de plus de 1 point. Mais la totalité de ces parcelles font moins de 0,9 ha et la grande majorité d'entre elles moins de 0,3 ha. En fait, les petites parcelles ont dans la plupart des cas une forme allongée, et des SNP qui ne font que 10 ou 20 mètres de long, d'où une erreur proportionnellement plus grande. Par ailleurs, l'effet de ces changements sur l'ensemble de chaque territoire suivi ne dépasse pas les 0,3 point d'indicateur. Donc, il faudra lors de la mesure de la longueur, être particulièrement vigilant lorsqu'il s'agira de petites parcelles ayant des SNP de petites tailles.

4.2.2. Test sur la précision lors du report sur le plan

Que nous ajoutions ou que nous retranchions 10% en longueur à l'ensemble des SNP, nous avons 30% des parcelles dont l'indicateur varie de plus de 0,5 point. Par contre, la variation maximale est de 0,8 point. Cette fois, ce ne sont plus uniquement les petites parcelles qui sont concernées mais l'ensemble d'entre elles, sans discrimination. Quand nous regardons l'indicateur au niveau des territoires, il peut varier, toutes espèces confondues, jusqu'à 0,9 point (territoire ayant la plus grande quantité de SNP). Mais il faut relativiser ce résultat du test, car les cas où le report est imprécis sont rares, car ils ne concernent que les SNP qui ne font pas toute la longueur d'un coté de la parcelle. De plus le risque d'erreur sera, cette fois, plus important sur les grandes parcelles avec de grandes SNP du fait souvent du manque de repères pour estimer où exactement elles s'arrêtent. Ce test nous montre aussi le

poids que peut avoir ce critère qualité, car une variation de 10% dans la mesure de la longueur, peut entraîner une variation de presque 1 point d'indicateur (ce qui fait aussi 10%).

4.2.3. Le changement du type de classe des critères des lisières boisées

Les résultats de ce test de sensibilité sont donnés en fonction de la variation de la valeur d'indicateur. Nous avons mis ces variations en classe, à savoir les parcelles fictives pour lesquelles nous avions moins de 1 point, entre 1 et 2 points et plus de 2 points de variation de la valeur de l'indicateur. La figure 21 donne le pourcentage de chaque classe de variation en fonction des critères qualifiant la lisière boisée et en fonction de la densité de ces lisières.

Nous constatons que pour les faibles densités de lisières (10 m/ha), l'effet d'un changement dans les classes de critères reste limité, car pour 100% des 865 types de lisières, la valeur de l'indicateur varie de moins de 0,4 point. Par contre, pour les autres densités de lisières, nous notons un effet significatif sur l'indicateur, car selon les critères, on peut avoir dans 90% des cas une variation supérieure à 1 point. Ce test de sensibilité permet une classification des critères en fonction de leur poids dans la qualité de la lisière. Ainsi, la présence d'arbres, de talus, de fossé ou encore l'hétérogénéité et la largeur (pour les haies) n'ont pas un grand poids dans la détermination de la qualité pour le faisan. Pour la perdrix, ce même test aurait certainement donné plus de poids à la strate arborée car sa présence peut, pour certaines lisières, diminuer la qualité, ce qui n'est pas le cas pour le faisan où l'arbre est plus "neutre" (la possibilité du percher pour le faisan, compensant l'effet perchoir pour les prédateurs). Ensuite, nous notons l'importance de l'entretien de la haie, mais aussi et surtout de la présence d'une banquette herbeuse et d'une strate herbacée. En effet, ces deux derniers critères ont une importance capitale dans la qualité d'une lisière puisque ce sont eux qui vont fournir nourriture, abri et zone de nidification. Enfin, ce test nous montre le très grand poids que prend la strate arbustive dans la qualité d'une lisière boisée. Cela peut paraître surprenant par rapport à la strate herbacée par exemple. Mais, si l'on regarde de plus près les conclusions des règles de décision, nous constatons que la strate herbacée ne prend de la valeur que quand il y a présence de buissons, et tout particulièrement si l'on se trouve en présence d'une strate arborée. L'intérêt de connaître le poids que peuvent représenter chaque critère dans le calcul, permettra lors de la prise de données, de savoir s'il faut ou non découper en tronçon la haie étudiée. Par exemple, si une petite partie de la haie a une végétation homogène par rapport au reste de celle-ci, nous pouvons ne pas la tronçonner pour en faire deux haies ayant des caractéristiques différentes. Par contre, si une partie de la haie diffère non plus sur le critère hétérogénéité mais strate arbustive, il sera impératif de diviser cette haie en deux tronçons, à caractériser séparément.

L'indicateur "structures non productives", que nous venons d'élaborer, est assez complexe dans sa conception, mais aussi dans l'information à recueillir. En effet, même si les données ne sont pas recueillies au niveau de la parcelle, cela nécessite un passage sur le terrain afin de qualifier et de quantifier chaque élément du paysage, puis d'informatiser l'ensemble de ces données. Mais il eut été difficile et beaucoup moins pertinent de procéder d'une autre façon, qu'en qualifiant élément par élément, sachant tout de même que les critères nécessaires sont faciles à caractériser.

5. La validation

Nous allons parler exceptionnellement de validation dans cette deuxième partie, car une méthode que nous avons employée concerne les SNP et plus particulièrement les haies. Nous avons vu dans le paragraphe sur la méthodologie des indicateurs qu'il existait trois voies de validation des indicateurs dont l'une consistait à valider les résultats obtenus par notre évaluation avec des mesures de terrain ou des avis d'experts.

La qualité des haies et leur utilisation par nos espèces gibier sont assez bien connues des gestionnaires et des spécialistes du petit gibier. C'est pourquoi, nous avons choisi de comparer les résultats obtenus par notre méthode (à partir du questionnaire en neuf points) sur la qualité des haies à des avis d'experts. L'expertise a été réalisée sur le terrain à partir d'un certain nombre de haies choisies dans toute la gamme de qualité. Les experts N° 1 à 3 ont expertisé dix haies et les experts N° 4 à 7, quatorze haies.

Les résultats provenant des avis d'expert et calculés par notre méthode d'évaluation montrent une bonne corrélation (Tableau 28). A part pour l'expert N°1 qui n'est pas spécialiste de la perdrix et du lièvre, l'erreur que l'on peut commettre sur la valeur du coefficient de la régression est acceptable à 5%. Pour certains experts (N° 2 et 4), nous constatons une forte corrélation avec notre méthode (r supérieur à 0,8), ce qui montre qu'elle permet d'évaluer assez correctement la qualité des lisières boisées.

L'indicateur "Machinisme"

1. Introduction

L'intensification de l'agriculture a eu pour conséquence une augmentation de la production qui s'est traduite pour les fourrages par des coupes plus fréquentes et plus tôt en saison et pour les céréales par une moisson plus précoce. Parallèlement, elle a contribué au développement du machinisme afin de travailler plus vite et plus large. Cela a entraîné une mortalité accrue pour la faune qui réside dans ces parcelles et en particulier les oiseaux nicheurs (perdrix, faisans,...) et les lagomorphes (Mayot et al., 1988; Pepin, 1981; Soyez, 1978). Les risques d'accidents sont liés à la probabilité de présence des animaux dans un parcelle et au type de comportement adopté par ces derniers (Havet, 1995). Si la fuite des animaux est fréquente, elle n'est pas systématique, et ils peuvent choisir plutôt de se blottir au sol. Ces deux réactions opposées, vont dépendre de l'âge, de la capacité locomotrice ou à voler, de la densité et de la hauteur du couvert et du sentiment de sécurité. La mortalité concerne surtout les couveuses et leurs nids en période de nidification (avril à juillet) et dans une moindre mesure, les poussins après éclosion (juin - juillet) qui se déplacent encore très mal. Chez le lièvre, ce sont surtout les levrauts qui, tout au long de la période de mise bas (février à septembre) seront exposés car ils vont se blottir plutôt que fuir. A l'exception des couveuses en période de nidification, les adultes des différentes espèces sont, en général, peu touchés car plus mobiles et à de rares exceptions près, préfèrent prendre la fuite avant l'arrivée des engins.

Le passage d'un outil dans une parcelle n'est pas forcément synonyme de mortalité mais entraîne dans la plupart des cas un dérangement. Celui-ci peut être sans conséquence et se traduire par une simple fuite ou plus grave par un abandon du nid par la couveuse.

2. Les travaux à risques

Nous allons répartir les travaux agricoles en plusieurs groupes génériques (travail du sol, récolte,...) suivant l'outillages, parfois très variés, qui est utilisé.

Nous savons que les risques sont liés à la probabilité de présence des animaux dans la parcelle travaillée, du comportement adopté par ceux-ci devant l'engin agricole et des caractéristiques de la machine (largeur de travail, vitesse et type de travail effectué) (Havet, 1995). Donc, pour estimer le risque potentiel d'accidents, nous tiendrons compte pour chaque outil, de ses caractéristiques générales et de la période de l'année à laquelle il est utilisé ; ces deux critères conditionneront en grande partie le taux de mortalité. Ce risque sera bien sûr aussi fonction de la réaction de l'animal face à l'engin agricole, réaction qui dépendra de son

âge et donc de sa capacité ou de sa volonté à fuir (couveuse sur le nid, poussins non volants, levrauts qui se blottissent,...) et du sentiment de sécurité que ressent l'animal (lièvre dans un andin de paille,...). Les comportements des oiseaux nicheurs et des lagomorphes étant assez différents, nous traiterons donc séparément l'effet du machinisme sur ces deux groupes.

2.1. Le travail du sol

Nous tiendrons compte de tous les outils agricoles servant à l'implantation d'une nouvelle culture.

2.1.1. Le déchaumage

La largeur de l'outil qui peut être à disques ou à dents varie le plus souvent entre 3 et 5 mètres et le travail se fait à une vitesse assez rapide (plus de 6 km/h). Le déchaumage se pratique généralement après la récolte des céréales ou du colza. Ceci signifie que s'il y avait un nid, il a déjà été détruit directement ou indirectement par la récolte et qu'il n'y a donc plus de couveuses. Si les poussins ont éclos avant la récolte, ils sont capables de fuir devant le tracteur au moment du déchaumage. Le seul risque à prendre en compte concerne les levrauts qui auraient pu naître entre la moisson et le déchaumage, mais cette période est souvent assez courte ce qui diminue la probabilité de mise bas. Donc le déchaumage n'est pas une pratique pouvant causer une mortalité importante par accident.

2.1.2. Le labour

La charrue est un outil dont la largeur reste encore relativement faible (la plupart du temps inférieure à 2,5 m) avec une vitesse de déplacement peu élevée (4 à 5 km/h). Les périodes auxquelles il est réalisé (hors saison de nidification), n'a pas d'effet sur les oiseaux nichant au sol ni sur leurs poussins qui pourront facilement éviter la charrue. Par contre pour les levrauts, il peut exister un risque à certaines périodes de l'année, à savoir au printemps et en été si sur la parcelle subsiste un couvert (engrais vert, chaumes ou cannes de maïs non broyées). Mais les faibles vitesses et largeurs de cet outil, associées à l'utilisation presque générale de charrues réversibles, permet aux levrauts d'être progressivement repoussés vers l'extérieur de la parcelle.

2.1.3. La reprise du labour

Elle s'effectue généralement avec deux types d'outils, des machines dites animées (herses rotatives, rotovators,...) ou non animées (herses, vibroculteurs,...). Les premières sont en général moins larges (4 m) et progressent à une vitesse assez lente (3 à 5 km/h) alors que les secondes sont plus larges (très souvent supérieures à 6 m) et ce sont leurs vitesses importantes (8 km/h et plus) qui permettent d'affiner la terre. Ces outils sont utilisés à deux périodes différentes de l'année : les semis des cultures d'hiver et des cultures de printemps.

Si la reprise s'effectue directement après le labour, comme cela est souvent le cas pour les cultures implantées avant l'hiver, les risques sont minimes car les adultes fuient avant l'arrivée de l'outil ou ne se sont tout simplement pas réinstallés dans la parcelle. De même, il y

a peu de chance qu'une hase ait mis bas depuis le passage de la charrue. Cela est vrai pour les outils animés ou non.

Par contre, toutes les reprises de printemps d'un labour effectué avant ou durant l'hiver sont mortelles pour les levrauts qui se cachent dans les dépressions créées par les mottes de terre. Dans les secteurs où la plus grande partie des surfaces est en cultures de printemps, on ne retrouve que très peu de lièvres nés avant mai dans les tableaux de chasse (Pepin, 1987); ceux-ci étant tués par les herses et autres vibroculteurs lors de la reprise des labours d'hiver (Pepin, 1987; Pepin, 1981; Peroux et Marboutin, 1995; Scarlatescu et al., 1965; Soyez, 1978). Les outils animés peuvent, au contraire, permettre à quelques levrauts d'échapper, du fait de leurs largeurs et de leurs vitesses moindres.

Ces travaux de reprise n'ont aucun effet sur les oiseaux nicheurs car ils sont réalisés sur des labours qui ne sont pas utilisés pour la nidification.

2.1.4. Le semis

Le semis, quand il est réalisé après la préparation du sol, n'entraîne aucun risque car sur ces étendues planes, il ne reste aucun animal (Havet, 1995).

Quand le semis est réalisé en combiné, les largeurs (environ 4 m) et les vitesses réduites (4 à 5 km/h), correspondent à une reprise classique avec un outil animé.

Le hersage - roulage qui a lieu après le semis n'a pas, ou plutôt n'a plus, d'effet mortel sur les individus malgré la largeur et la vitesse de progression du fait de l'absence d'animaux.

2.1.5. Les méthodes simplifiées de travail du sol

Ces outils, qui ne sont pas encore très répandus, ont des largeurs (3 à 4 m) et des vitesses de travail (4 à 5 km/h) assez faibles.

Pour les semis d'automne, avec ce type de matériel, les risques sont faibles et, hormis quelques levrauts au moment du semis de colza, les seuls individus présents sont des adultes qui vont fuir devant le tracteur.

Les risques seront un peu plus élevés au printemps surtout si la parcelle travaillée contient des engrais verts, des chaumes ou des cannes. Cet outil qui travaille moins large et moins vite qu'un vibroculteur, va permettre aux levrauts les plus âgés de fuir et seuls les plus jeunes peuvent rester blottis.

Dans tous les cas, le travail simplifié du sol permet de faire disparaître la période entre le labour et la reprise de celui-ci et donc de diminuer les risques d'installation des animaux dans les parcelles à semer au printemps.

2.2. Les traitements

2.2.1. L'épandage d'engrais et les traitements phytosanitaires

Ces travaux se font à des vitesses élevées (10 km/h), mais si les largeurs sont importantes, l'outil n'a aucune action mécanique au niveau du sol. Donc, le seul risque sera la mortalité par écrasement des roues de tracteur, écrasement qui est d'autant plus faible que les passages sont limités et les largeurs d'outils élevées (Havet, 1995). De plus, les voies non

semées dans les champs de céréales, prévues pour le passage des roues ne sont pas utilisées par les poules pour nidifier, ce qui limite encore les risques d'écrasement.

2.2.2. Les épandages de lisier ou de fumier

C'est à la période à laquelle ils sont réalisés, sur des parcelles où le couvert est peu important ainsi qu'à la faible largeur des outils, que l'on doit l'absence d'effet de cette pratique sur la mortalité accidentelle d'animaux.

2.3. La récolte

C'est souvent la pratique la plus destructrice, car elle a lieu au moment de la nidification et de la mise bas de levrauts sur des couverts développés donc attractifs (Biadi, 1998; Biadi et Mayot, 1990; Havet, 1995; Pepin, 1981).

2.3.1. Les moissonneuses batteuses

Malgré leurs largeurs importantes, elles se déplacent assez lentement. Les risques les plus élevés se situent dans les champs de céréales, lieu où l'on trouve principalement les nids de perdrix et de faisan à cette période. Si dans les parcelles de céréales, on ne peut éviter la destruction du nid qui après récolte sera à découvert, on peut épargner une grande partie des couveuses et des levrauts en levant la barre de coupe à environ 20 cm du sol (Pepin, 1981; Scarlatescu et al., 1965).

Pour la récolte du maïs et du tournesol, les risques sont inexistants car les parcelles sont peu fréquentées et uniquement par des adultes.

2.3.2. Les ensileuses

Ces machines gagnent de plus en plus en puissance ce qui signifie une augmentation des largeurs et des vitesses de travail. L'ensilage est souvent cité dans la littérature comme une pratique à risque du fait des coupes rases effectuées à des périodes et sur des couverts où la probabilité de trouver du gibier est grande (Biadi, 1998; Havet, 1995; Pepin, 1981). Mais les risques d'accidents seront plus ou moins importants en fonction de la culture ensilée.

- L'ensilage d'herbe

Il a lieu en mai, une période où la mise bas de levrauts est importante et où les oiseaux sont en pleine nidification. Le passage d'une ensileuse va détruire la totalité des nids et ne laisser que peu de chance aux couveuses et aux levrauts (Havet, 1998). Heureusement, les couverts formés par les ray-grass sont très denses voire trop dense pour que les poules et les hases l'utilisent pour se reproduire.

- L'ensilage de luzerne

Il est souvent cité dans la littérature comme la pratique la plus meurtrière (Biadi, 1998; Havet, 1995; Hill et Robertson, 1988; Peroux et Marboutin, 1995; Scarlatescu et al., 1965; Soyez, 1978). Cette culture est très attrayante pour toutes les espèces gibier du fait de l'importance du couvert qui permet une bonne dissimulation tout en restant pénétrable. Cette

culture est un véritable piège pour les animaux qui s'y trouvent au moment de l'ensilage et rares sont ceux qui en réchappent. De plus, il peut y avoir jusqu'à 4 coupes par an ce qui augmente d'autant la mortalité, les levrauts étant les plus touchés (Peroux et Marboutin, 1995).

Si pour l'herbe, il est inconcevable de lever la barre de coupe à environ 20 cm car la plus grosse partie du fourrage serait perdue, les coûts ont été calculés pour la luzerne (Matulich et Bagwell, 1979). Et donc, cette pratique diminue non seulement le rendement de la première coupe mais aussi la qualité de la suivante (résidus non fauchés lors de la première coupe) (Matulich et Bagwell, 1979), ce qui est économiquement défavorable pour l'agriculteur.

- L'ensilage de maïs

Le risque est quasiment nul car, en septembre, très peu de levrauts fréquentent le maïs et les perdreaux et faisandeaux sont capables de voler et donc de s'enfuir devant l'ensileuse.

2.3.3. Les faucheuses

Comme pour les ensileuses, les largeurs et les vitesses de travail tendent à augmenter avec l'intensification. Elles servent surtout aux différentes coupes d'herbe ; elles sont donc utilisées durant toute la saison végétative, de mai à septembre. Qu'elles soient utilisées pour l'ensilage en mai ou pour le foin en juin, elles auront le même effet sur le mortalité et la destruction des nids qu'une ensileuse d'herbe (Biadi, 1998; Mayot *et al.*, 1988; Pepin, 1981; Scarlatescu *et al.*, 1965; Soyez, 1978). En revanche, les coupes ayant lieu après le 15 juillet n'auront plus aucun impact sur les perdrix et les faisans.

2.4. Divers

2.4.1. Le broyage

Comme l'ensilage de luzerne, c'est souvent la pratique qui peut engendrer le plus de risques (Havet, 1995). Mais il est plus facile d'agir sur cette pratique pour la rendre moins meurtrière car on l'utilise surtout sur des parcelles non cultivées (jachères) ou récoltées (cannes de maïs, paille). Donc, l'impact du broyage dépendra surtout du type de couvert broyé et de la période à laquelle il est réalisé.

- Le broyage des jachères

Cette pratique est apparue avec la création de la PAC et l'obligation de laisser une partie des terres en jachères. Le monde de la chasse s'était alors réjoui de voir qu'une partie de la surface agricole allait redevenir plus favorable au gibier. En fait, au lieu d'avoir un effet positif sur les populations, les jachères ont joué le rôle inverse, en devenant des pièges au moment des broyages (Crépin, 1996; Havet et Granval, 1996). Le broyage durant la nidification entraîne la destruction de tous les nids, d'une partie des couveuses ainsi que des levrauts. Par contre, il n'aura plus ou que peu d'effets sur la perdrix et le faisan et permettra même d'augmenter la réussite de la reproduction du faisan et de la perdrix s'il est pratiqué

caractéristiques du matériel utilisé, de la fréquentation de la parcelle au moment du passage de l'outil et de la période à laquelle les travaux sont effectués.

Pour le mode de construction de l'indicateur machinisme, nous allons séparer le lièvre des oiseaux nicheurs, car leur mode de reproduction est différent ; le premier se reproduit sur une longue période avec plusieurs portées alors que les seconds, le font sur une période plus courte avec une seule couvée. De ce fait, pour les oiseaux nichant au sol, la réussite de la reproduction est plus sensible à l'effet du passage d'un outil pouvant occasionner des accidents.

3.1. Le lièvre

Nous avons vu que le machinisme a surtout un impact sur les levrauts et que les adultes sont peu touchés par ces risques d'accidents. C'est pourquoi, nous allons surtout nous concentrer sur les risques de mortalité pour les levrauts.

3.1.1. La date

La reproduction chez le lièvre se fait de février à septembre. Le taux mensuel de naissances varie au cours de cette période, c'est pourquoi nous utiliserons ces taux mensuels (i_N) relevés dans la littérature (Pepin, 1981; Peroux et Marboutin, 1995):

- Février et septembre : 4%
- Mars et août : 11%
- Avril à juillet : 17%

On peut noter que la réussite de la reproduction se fait surtout de mars à août. Donc, nous tiendrons compte uniquement des travaux agricoles qui ont lieu durant cette période. Nous recueillerons comme seule donnée, le mois auquel l'outil a été passé.

3.1.2. La fréquentation

Les risques de mortalité sont dépendants du nombre d'individus présents lors du passage de l'outil agricole. Nous avons donc classé les cultures en fonction de leur attrait lors de la reproduction. L'attrait pour certains couverts varie au cours de la saison de mise bas, du fait de leur développement au cours du temps. Nous avons fait trois classes de cultures pour chacune des deux périodes, de mars à avril et de mai à août (Tableaux 29 et 30 respectivement).

3.1.3. Risques liés aux caractéristiques du matériel

Comme pour la fréquentation, nous avons créé des classes en fonction de la dangerosité du matériel utilisé, qui est elle même liée très souvent à la largeur et à la vitesse de l'outil. Nous n'avons retenu comme types d'outils, que ceux cités dans la partie 2, comme ayant un réel risque de mortalité pour le lièvre (Tableau 31).

Deux techniques simples permettent de diminuer les risques d'accidents en favorisant la fuite des animaux :

- Les systèmes d'effarouchement (barre d'envol, massette frappant l'andin de paille,...) qui permettent de provoquer la fuite des animaux avant que l'outil ne passe en utilisant par exemple des chaînes qui vont frapper le sol.

- L'attaque de la parcelle par le centre : le fait de tourner autour de la parcelle va donner l'impression aux animaux d'être entourés par des machines et ils vont donc au fur et à mesure de l'avancée des travaux se concentrer au centre de la parcelle. Au contraire, l'attaque par le centre de la parcelle permet de repousser les animaux vers l'extérieur de celle-ci car la machine, travaillant toujours du même coté de la parcelle, leur permet de fuir de l'autre coté.

Ces deux moyens de réduire la mortalité par accident, s'ils sont employés, vont permettre à la culture ainsi traitée de passer dans la classe inférieure. Par exemple, si l'on utilise une massette pour frapper les andins avant son pressage ou son broyage, ce type de pratique passera de la classe 2 à la classe 1.

3.1.4. L'indicateur

3.1.4.1. Mode de calcul de l'indice i_M

Il nous reste à agréger ces 3 variables (date, fréquentation et dangerosité) afin d'obtenir un indicateur qui nous permettra d'évaluer l'impact du machinisme sur la faune. Dans un premier temps, nous agrégerons fréquentation et dangerosité afin de définir le risque (i_R) du passage, d'un outil quelle que soit la période, sur une parcelle donnée. Pour cela nous allons de nouveau utiliser des règles de décision (Figure 22).

Ensuite, nous nous baserons sur la date pour estimer le nombre de levrauts présents au moment du passage de l'outil. Nous savons qu'un jeune lièvre de plus d'un mois, pèse plus d'1 kg et se déplace de plus de 120 mètres par jour, ce qui le rend capable de fuir devant un outil (Peroux et Marboutin, 1995). Nous utiliserons donc le taux de naissance mensuel (i_N) de la période à laquelle a été passé l'outil pour rendre compte du nombre relatif de levrauts concernés (de moins d'un mois). Cette méthode tient compte de la répartition des naissances sur toute la saison et donc, de la possibilité d'un rattrapage éventuel, par une autre portée, après le passage d'un outil meurtrier.

Donc, pour chaque passage d'un outil recensé dans l'une des trois classes, nous évaluerons son impact (i_M) sur le lièvre par la formule :

$$\mathbf{i_M = i_R * i_N}$$

Pour une parcelle donnée, l'impact sur le lièvre du passage de plusieurs outils correspond à la somme des impacts de chacun d'eux (un passage par mois au maximum).

<u>Exemples</u> :

- Culture d'orge de printemps : reprise du labour d'hiver en mars avec un vibroculteur et récolte après le 15 juillet avec une barre de coupe basse.

Passage du vibroculteur : $i_R = 6$ et $i_N = 0,11$

Récolte : $i_R = 6$ et $i_N = 0,17$

$i_M = (6 * 0,11) + (6 * 0,17) = 1,68$

- Culture d'orge d'hiver : le seul risque provient de la récolte après le 1er juillet avec une barre de coupe basse.

Récolte : $i_R = 6$ et $i_N = 0,17$

$i_M = 6 * 0,17 = 1,02$

- Récolte d'une parcelle de luzerne: 3 coupes en avril, juin et août.

Récolte d'avril : $i_R = 10$ et $i_N = 0.17$

Récolte de juin : $i_R = 10$ et $i_N = 0.17$

Récolte d'août : $i_R = 10$ et $i_N = 0.11$

$i_M = (10 * 0.17) + (10 * 0.17) + (10 * 0.11) = 4.5$

3.1.4.2. Passage à l'indicateur parcellaire

Pour normer les valeurs de i_M, nous allons partir des résultats obtenus dans des cas concrets. Ainsi, la mortalité lors des récoltes de fourrage et plus particulièrement de luzerne dans le cas du lièvre (nombreuses coupes qui augmentent d'autant la mortalité totale) est connue pour être l'une des plus importante et peut dépasser 40 % des animaux présents (Scarlatescu et al., 1965). Cette mortalité est bien sûr incompatible avec le maintien d'une population de lièvre. C'est pourquoi, nous considérons que la valeur de 4,5 obtenue pour i_M dans cet exemple est ce que l'on peut faire de pire en terme de mortalité par le machinisme.

Nous avons donc choisi une relation simple entre l'indice i_M et l'indicateur I_M ; nous partons de la valeur 10 (pas de travaux à risques) et à laquelle nous enlevons 2,5 fois la somme des risques i_M calculés pour chaque outil.

$\mathbf{I_M = 10 - (2,5 * \sum i_M)}$, pour $i_M \leq 4$ et

$\mathbf{I_M = 0}$ pour $i_M > 4$

Ce qui donne comme valeur d'indicateur pour les exemples précédents :

$\mathbf{I_M = 5,8}$ pour la culture d'orge de printemps

$\mathbf{I_M = 7,4}$ pour la culture d'orge d'hiver

$\mathbf{I_M = 0}$ pour la luzerne déshydratée.

3.1.4.3. Passage à l'indicateur de l'exploitation ou du territoire.

Etant donné que l'indicateur calculé au niveau de la parcelle tient déjà compte du niveau de fréquentation de celle-ci, son calcul au niveau de l'exploitation ou du territoire se fera au prorata de la surface de chaque parcelle. En effet, pour un même passage d'outil, la valeur de l'indicateur sera d'autant plus faible que la parcelle, de par la culture qui s'y trouve, sera plus fréquentée.

$$\mathbf{I_{Mexploitation} = \frac{\sum (I_{Mparcelle\ i} * S_{parcelle\ i})}{S_{exploitation}}}$$

3.2. La perdrix et le faisan

Nous avons vu que le machinisme avait surtout un impact sur la couveuse et le nid et qu'en dehors de cette période, ces deux espèces étaient peu touchées.

3.2.1. La date

La période de nidification démarre réellement début mai pour se terminer aux environs de la mi-juillet. Mais, durant cette période, contrairement au lièvre, le passage d'un outil aura des conséquences plus importantes sur la réussite finale de la reproduction. Les outils que nous considérons à risque sont uniquement des engins de récolte, puisque les nids ne se situent que dans des couverts de qualité, c'est à dire des cultures souvent proches du moment de leur récolte. L'utilisation de ces outils signifie la destruction du couvert et la perte de la totalité des nids. Mais, selon la dangerosité des outils, une partie des couveuses pourra fuir et réaliser un nid de recoquetage (nids ayant un taux de reproduction plus faible). Donc, tout travail effectué sur une parcelle entraînera une reproduction nulle sur celle-ci, mais certaines couveuses pourront, sur une autre parcelle, mener à terme une couvée. Dans cet indicateur machinisme, nous ne tiendrons compte que de la mortalité des couveuses, l'effet sur la reproduction étant déjà introduit dans un autre indicateur (Cf indicateur couverture du sol : une culture récoltée en période de nidification, entraîne la non qualification de celle-ci dans le calcul de l'indicateur).

Durant cette période de nidification qui va du 1er mai au 15 juillet, la réaction de la couveuse va être variable. En effet, plus on se rapproche de la date d'éclosion, moins la couveuse fuira lors d'un danger (Birkan et Jacob, 1988; Serre et al., 1989). Ceci signifie que durant le mois de mai, la couveuse abandonnera plus facilement son nid devant une machine agricole que durant les mois de juin ou de juillet. Durant la première quinzaine du mois de juillet, un grand nombre de nids a déjà éclos et de ce fait, le passage d'un outil entraînera aussi moins de risque. C'est pourquoi, nous pondérerons diversement les mois de la période de nidification, à savoir $i_N = 1$ pour juin et $i_N = 0,5$ pour mai et juillet.

3.2.2. La fréquentation

Les risques de mortalité sont dépendants du nombre d'individus présents lors du passage de l'outil agricole. Nous avons donc, comme pour le lièvre, réparti les cultures en trois classes, en fonction de leur attrait lors de la nidification (Tableau 32).

3.2.3. Risques liés aux caractéristiques du matériel

Nous avons retenu trois classes de risques qui ne varieront pas au cours de la saison de reproduction (Tableau 33).

3.2.4. L'indicateur

3.2.4.1. Mode de calcul de l'indice i_M

Comme pour le lièvre, dans un premier temps, nous agrégerons la fréquentation et la dangerosité afin d'estimer le risque (i_R) du passage d'un outil sur une parcelle donnée (Figure

23). Cet indice ne tiendra compte que du risque pour la couveuse, car on sait que le nid sera, dans tous les cas, détruit ou abandonné.

La date est introduite ensuite dans le calcul afin de préciser la pondération (i_N) à attribuer au passage d'un outil à risque. Donc, pour chaque outil recensé dans l'une des trois classes, nous évaluerons son impact sur la reproduction des oiseaux nicheurs (i_M) par la formule :

$$\mathbf{i_M = i_R * i_N}$$

Dans le cas de plusieurs passages d'outils sur une parcelle donnée, on ne retiendra que le premier, parce que les passages ultérieurs n'occasionneront plus aucun risque. En effet, il n'y aura plus de nids ni de couveuses.

Exemples :

- Culture d'orge de printemps : reprise en mars avec un vibroculteur d'un labour d'hiver et récolte après le 15 juillet avec une barre de coupe basse.

Passage du vibroculteur : $i_R = 0$

Récolte : $i_R = 0$

$i_M = 0$

- Culture d'orge d'hiver : le seul risque provient de la récolte après le 1er juillet avec une barre de coupe basse.

Récolte : $i_R = 6$ et $i_N = 0,5$

$i_M = 6 * 0,5 = 3$

- Récolte d'une parcelle de luzerne: 3 coupes en avril, juin et août.

Récolte d'avril : $i_R = 10$

Récolte de juin : $i_R = 10$

Récolte d'août : $i_R = 10$

On ne retient en fait que la coupe du mois de juin ($i_N = 1$), car les deux autres n'occasionnent pas de risque parce qu'elles se font hors période de nidification.

$i_M = i_R * i_N = 10 * 1 = 10$

Dans ce dernier cas, une grande partie des couveuses a été anéantie dans cette parcelle de luzerne, alors que pour la culture d'orge de printemps, la reproduction a pu être menée à terme sans problème de destruction de nid ni de mortalité de la couveuse.

3.2.4.2. Passage à l'indicateur

Pour normer les valeurs de i_M, nous allons partir des résultats obtenus dans des cas concrets. Reprenons l'exemple concernant la récolte de la luzerne : bien que toutes les poules couveuses n'aient pas été tuées, la mortalité est suffisante pour que la population ne se maintienne plus (Biadi et Mayot, 1990). C'est pourquoi, nous considérons que la valeur de 10 pour i_M, obtenue dans ce cas est ce que l'on peut faire de pire en terme de mortalité par le machinisme. De même, pour la récolte d'orge d'hiver (comme de blé d'hiver), ayant lieu dans la première quinzaine de juillet, $i_M = 3$. Or, nous savons que les pertes dues à la récolte des céréales d'hiver sont acceptables du fait des fortes densités de perdrix rencontrées là où les céréales représentent la plus grande partie de la SAU.

Nous avons donc choisi une relation simple entre l'indice i_M et l'indicateur I_M, nous partirons de la valeur 10 (pas de travaux à risques) à laquelle nous enlevons la valeur de risque i_M du passage de l'outil à risque.

$$\mathbf{I_M = 10 - i_M}$$

Ce qui nous donne pour nos trois exemples précédents :

$\mathbf{I_M = 10}$ pour la culture d'orge de printemps
$\mathbf{I_M = 7}$ pour la culture d'orge d'hiver
$\mathbf{I_M = 0}$ pour la luzerne déshydratée.

Pour cet indicateur, nous n'avons pas réalisé de test de sensibilité, car nous n'avons pas de mesure sur laquelle nous puissions faire une erreur (c'est tout ou rien pour l'information à recueillir). De même au vu des variables, il était difficile de faire varier celles-ci dans leur "intervalle de transition".

L'indicateur "Irrigation"

1. Introduction

Cette pratique agricole s'est développée avec l'intensification de l'agriculture car dans bien des sols, l'eau était devenue le facteur limitant les rendements. Si dans certaines régions, le développement des populations de faisan s'est fait parallèlement aux débuts de l'intensification de l'agriculture et de l'irrigation, rapidement la tendance s'est inversée (Bagwell et al., 1978). De même, en Alsace, l'irrigation a conduit à de nouveaux remembrements afin de permettre l'installation de pivots. Cette pratique a un effet indirect sur la faune par l'augmentation de la taille des parcelles, par la disparition des structures non productives pour libérer le passage du matériel d'irrigation et par la pratique de la monoculture. Ces points sont traités par ailleurs (assolement, structures écologiques...) et n'entreront donc pas dans l'évaluation de l'impact de l'irrigation.

Nous traiterons uniquement dans cet indicateur, de l'impact direct de l'irrigation qui consiste à reproduire l'effet négatif des précipitations sur la démographie des oiseaux nicheurs (aucun impact n'ayant été trouvé pour le lièvre) (Biadi et Mayot, 1990; Birkan et Jacob, 1988; Green, 1984; Panek, 1992; Serre et al., 1995). Sur une période prolongée, les pluies sont néfastes aux poussins car elles ralentissent leurs déplacements par engluement, accentuent le refroidissement et facilitent la propagation des maladies. Pour anecdote, les Anglais considèrent que les conditions météorologiques de la troisième semaine de juin, pendant les courses de chevaux d'Ascot, correspondant au pic d'éclosion, déterminent le tableau de chasse (Aebischer, 1990). Quant aux précipitations sous forme d'orages violents, elles peuvent entraîner un abandon du nid par la poule, et plus rarement détruire les couvées (les anciens chasseurs savaient, après un violent orage en juin, que ce ne serait pas une bonne année pour la perdrix). L'irrigation a lieu le plus souvent dans des périodes où le temps est clément (forte évapotranspiration due à des températures élevées) et se trouve plus proche de l'averse que de la pluie prolongée (surtout pour les céréales afin de limiter la propagation de maladies fongiques). Elle peut, selon le type d'outil utilisé, mimer l'effet d'orages violents (canon qui amène 30 mm d'eau en 10 minutes) et de ce fait entraîner l'abandon du nid par la poule (Serre et al., 1989). A cause de cet abandon, les œufs ne sont plus protégés, vont refroidir (d'autant plus que l'eau d'irrigation est froide) et seront donc perdus.

Nous nous intéresserons, pour évaluer l'impact de l'irrigation sur le petit gibier et plus particulièrement sur les oiseaux nicheurs (perdrix et faisan), uniquement à cet effet mimant celui des "orages violents". Pour cela, nous prendrons en compte l'intensité de l'irrigation, critère qui va dépendre du matériel et bien sûr de la probabilité d'avoir un nid dans la zone irriguée.

2. Le matériel

2.1. Le canon

Il arrose une bande de culture au fur et à mesure de l'enroulement du tube d'acheminement de l'eau sur un enrouleur situé au bout de la parcelle. Il débite environ 30 mm d'eau en 2 heures mais son jet tournant n'arrosera le nid que durant 10 minutes. L'eau arrive donc sur le sol sous forme de trombe qui effraie et glace la poule qui finit par s'enfuir. Les quantités d'eau apportées à chaque passage d'irrigation sont importantes, car la mise en place de l'enrouleur et du canon nécessite du temps et de la manutention. L'agriculteur ne pouvant revenir suffisamment souvent sur la même parcelle, apportera une plus grande quantité d'eau pour compenser la périodicité faible. L'irrigation par ce type de matériel est donc celle qui est la plus proche d'un orage violent même si elle se décompose en de nombreuses averses à intervalles réguliers. D'après Serre *et al* (1989), le canon entraînerait l'abandon du nid quel que soit le stade d'incubation de la poule et quelle que soit la densité du couvert que l'on pourrait supposer protecteur.

2.2. Le pivot et la rampe frontale

Le pivot est un système d'irrigation circulaire automatique pivotant autour d'un point central d'où il est alimenté en eau. Il entraîne plusieurs travées d'arrosage sur roue ce qui permet d'irriguer de grandes surfaces sans avoir à réinstaller le matériel (comme pour le canon). La quantité d'eau apportée à chaque passage est inférieure à un canon, car le retour d'irrigation peut être plus fréquent (matériel automatisé), ce qui permet de mieux gérer les ressources en eau. La quantité d'eau apportée est de ce fait variable, entre 15 mm pour un maïs sur sol superficiel et 30 mm pour un blé afin de ne pas revenir trop souvent pour ne pas favoriser le parasitisme par une humidité élevée constante. L'eau d'irrigation tombe sur le sol sous forme de brouillard avec une intensité croissante du centre vers l'extrémité du pivot. En bout de pivot, où l'intensité est la plus forte, 30 mm sont apportés sur une durée d'environ 30 à 40 minutes.

Quelquefois, afin d'arroser les coins de parcelles (la surface arrosée étant circulaire), le pivot est muni en son extrémité d'un canon qui ne fonctionne que lorsque le pivot arrive dans les angles de la parcelle. Dans ce cas, ce système d'irrigation se situera, du point de vu de son impact, entre le canon et le pivot.

La rampe frontale est un système d'irrigation identique au pivot mais qui se déplace en ligne et qui ne pivote qu'en bout de parcelle. Ce type de matériel est donc mieux adapté au parcellaire rectangulaire. L'intensité de son irrigation qui est identique tout au long de la rampe, est du même ordre de grandeur qu'un pivot.

Pour le pivot ou la rampe, du fait de l'intensité d'irrigation moindre, les abandons sont moins fréquents, car les poules, une fois l'incubation commencée, quitteront plus difficilement le nid (Serre et al., 1989).

2.3. La couverture intégrale

Elle couvre la totalité de la parcelle grâce à une multitude d'asperseurs. Ce type de matériel est assez proche du pivot par les quantités faibles apportées (10 mm), la durée (60 min) et par l'aspect sous lequel l'eau arrive au sol. Ce type de matériel est généralement utilisé dans l'irrigation du maïs.

3. La méthode de calcul

L'impact de l'irrigation sur les oiseaux nicheurs va dépendre de l'intensité de l'irrigation donc du type de matériel utilisé ainsi que de la fréquentation de la parcelle irriguée.

3.1. Le type de matériel utilisé

On sait que le type de matériel de par son intensité d'irrigation influe sur le risque d'abandon du nid. Nous allons, après classement, déterminer pour chaque système d'irrigation un niveau de risque.

Le canon (type 1) aura un niveau de risque maximal, car d'après Serre *et al* (1989), la poule abandonne son nid quelles que soient les conditions (stade d'incubation, densité du couvert...), cet abandon étant dû à la violence de l'eau arrivant sur le sol et donc sur la couveuse.

Dans le cas du pivot, de la rampe frontale et de la couverture intégrale (type 2), même si la quantité d'eau apportée peut être importante (30mm), l'eau arrive au sol sous forme de brouillard. Face à ce type d'irrigation, la couveuse ne va pas forcément fuir surtout si elle se trouve en phase finale de l'incubation. C'est pourquoi, nous pouvons situer ces matériels à un niveau intermédiaire de risque.

En revanche, si au bout du pivot ou de la rampe frontale a été installé un canon afin d'irriguer les angles des parcelles ou de réduire le nombre de travées d'irrigation, alors le risque d'abandon sera plus grand. En effet, le canon va irriguer tout ou partie des bordures de parcelle, là où se trouve le plus grand nombre de nids (Serre et al., 1989). Ce type d'équipement (type 3) aura un risque que l'on peut situer entre la canon et le pivot simple.

3.2. La fréquentation

La présence d'un nid dans une parcelle, au moment d'un passage d'irrigation, va dépendre de l'attrait de la culture irriguée (qualité de celle-ci en tant que couvert de nidification) et de la date de l'irrigation.

3.2.1. La date

La période de nidification s'étend généralement du 1er mai au 15 juillet, et l'irrigation ne sera à risque que durant cette période. Mais l'effet de l'abandon d'un nid ne sera pas le même selon que le passage d'irrigation ait lieu en début ou en fin de période de nidification. En effet, une irrigation à la mi-mai entraînera peut être l'abandon du nid, mais la couveuse

aura encore de grandes chances de mener à bien un nid de recoquetage. Par contre, la même irrigation à la mi-juin, si elle entraîne aussi l'abandon du nid, aura des conséquences plus fâcheuses, car le nid de recoquetage, s'il a lieu, aura une productivité beaucoup moins grande. Comme pour l'indicateur machinisme, nous pondérerons différemment les mois de cette période, à savoir $i_{N1} = 0,5$ pour mai et $i_{N2} = 1$ pour juin et juillet.

3.2.2. L'attraction

Les cultures n'ayant pas toutes le même attrait en période de nidification, nous tiendrons compte de celle-ci afin de savoir si l'irrigation de telle culture est potentiellement plus à risque que l'irrigation de telle autre. Nous reprendrons, pour cela, le classement des cultures utilisé pour la nidification dans l'indicateur machinisme (Tableau 34). Les cultures de la classe 1 n'étant pas des zones nidifiables, l'irrigation de ces parcelles n'aura bien sûr aucune incidence sur la reproduction. L'irrigation des cultures de la classe 2 aura un peu plus d'incidence sur la reproduction, car elles sont plus fréquemment utilisées pour la nidification.

En fait, ce sont les cultures de la classe 3 qui servent le plus souvent de zone de nidification. Mais, parmi ces cultures, la jachère n'est jamais irriguée et la luzerne, si elle est irriguée, en faisant fuir les couveuses, permettra à celles-ci d'échapper à la destruction par les ensileuses. Donc, seule l'irrigation dans la classe 3 des céréales d'hiver et de printemps entraînera un risque.

Nous pouvons définir dès maintenant que l'indicateur irrigation (I_{irr}) sera égal à 10 pour les cultures de la classe 1, ainsi que pour la jachère et la luzerne, soit parce qu'elles ne sont pas irriguées, soit parce qu'elles ne contiennent pas de nids, soit enfin parce que l'irrigation fait fuir le gibier d'une zone à très haut risque.

3.3. L'indicateur

3.3.1. Mode de calcul de l'indice i_{irr}

La méthode de calcul de l'indicateur irrigation consiste à estimer la baisse de reproduction due à l'abandon des nids arrosés. Pour cela, nous avons formulé deux hypothèses et un constat :

- La répartition des nids entre les parcelles de cultures identiques est aléatoire, ce qui sous-entend que la densité de nids est indépendante de l'irrigation. Donc, une irrigation de 50% de la surface en blé touchera 50% des nids présents dans cette céréale.
- Un passage d'irrigation ne peut avoir qu'un effet négatif sur la faune et donc, chaque irrigation (d'une culture fréquentée) entraînera la baisse de l'indicateur.
- Sur une parcelle, un seul système d'irrigation est utilisé. En effet, si un pivot a été installé, l'agriculteur n'utilisera pas un canon qui lui demanderait plus de travail pour irriguer sa parcelle.

Comme pour l'indicateur machinisme, nous allons, dans un premier temps, agréger l'attrait de la culture et le risque d'abandon lié au type de matériel à l'aide de règles de décision (Figure 24). Ensuite, nous faisons intervenir la date dans le calcul de l'indice i_{irr}. Nous calculerons celui-ci par période, ce qui nous renseignera sur le risque d'un ou de plusieurs

passages d'irrigation uniquement durant la période considérée et indépendamment des autres périodes, à savoir du 1er au 31 mai (période 1) et du 1er juin au 15 juillet (période 2).

$$\mathbf{i_{irr1} = [1- (1 - i_R)^{n1}] * i_{N1}}$$ pour la période 1

$$\mathbf{i_{irr2} = [1- (1 - i_R)^{n2}] * i_{N2}}$$ pour la période 2

avec n_1 et n_2 le nombre d'irrigations durant les périodes 1 et 2 respectivement.

Pour la parcelle ou la culture irriguée, l'indice i_{irr} correspondra à la valeur maximale de i_{irr} des deux périodes. C'est à dire qu'on retient la ou les irrigation (s) ayant entraîné le plus faible taux de réussite de la reproduction.

$$\mathbf{i_{irr\ parcelle} = max\ (i_{irr1}\ ;\ i_{irr2})}$$

3.3.2. Passage à l'indicateur

Pour passer de l'indice i_{irr} à l'indicateur I_{irr}, nous avons choisi une relation simple : nous partons de la valeur 10 (pas d'irrigation), à laquelle nous enlevons 1 point pour un risque i_{irr} de 0,1.

$$\mathbf{I_{irrparcelle} = 10 - (10 * i_{irr\ parcelle})}$$

La valeur d'indicateur à la parcelle ne signifie pas grand chose. En effet, si l'on prend l'exemple de l'irrigation d'une parcelle de pois avec un canon, l'ensemble des nids seront abandonnés du fait de ce passage d'irrigation, mais la valeur de l'indicateur n'est pas nulle mais de 7. En fait, cette valeur d'indicateur renseigne sur l'effet d'irriguer cette parcelle de pois ayant une faible attraction par rapport aux autres parcelles présentant d'autres cultures.

Donc, la valeur de l'indicateur irrigation aura une réelle signification lorsque celui-ci sera calculé au niveau de l'exploitation ou du territoire. Le passage de l'indicateur parcellaire à l'indicateur exploitation ou territoire se faisant au prorata de la surface nidifiable (cultures appartenant aux classes 2 et 3) de chaque parcelle.

3.4. Exemples

Pour mieux comprendre le mode de calcul de cet indicateur irrigation, nous allons prendre un exemple avec une exploitation agricole de 100 ha avec 40 ha de blé, 50 ha de maïs et 10 ha en jachères. Sur cette exploitation, l'ensemble du blé et du maïs est irrigué. Le maïs faisant partie de la classe 1 de fréquentation, on ne retiendra pas son irrigation dans le calcul. Nous allons faire notre calcul uniquement pour le blé, avec deux types de matériel (pivot ou canon) et pour deux fréquences d'irrigation (deux irrigations, une en mai et l'autre en juin ou une seule irrigation en mai). Ce qui nous fait quatre cas de figure

1) deux irrigations avec un pivot
2) deux irrigations avec un canon
3) une irrigation avec un pivot
4) une irrigation avec un canon

Donc, pour les quatre cas de figure, $i_{N1} = 0.5$; $i_{N2} = 1$ et $n_1 = n_2 = 1$

1) $i_R = 0.5$ pour le pivot
en mai : $i_{irr1} = [1- (1 - i_R)^{n1}] * 0.5 = 0.25$
en juin : $i_{irr2} = [1- (1 - i_R)^{n2}] * 1 = 0.5$
Donc, $i_{irr\ parcelle} = \max (i_{irr1} ; i_{irr2}) = 0.5$
Et, $I_{irrparcelle} = 10 - (10 * i_{irr\ parcelle}) = 5$

2) $i_R = 1$ pour le canon
en mai : $i_{irr1} = [1- (1 - i_R)^{n1}] * 0.5 = 0.5$
en juin : $i_{irr2} = [1- (1 - i_R)^{n2}] * 1 = 1$
Donc, $i_{irr\ parcelle} = \max (i_{irr1} ; i_{irr2}) = 1$
Et, $I_{irrparcelle} = 10 - (10 * i_{irr\ parcelle}) = 0$

3) $i_R = 0.5$ pour le pivot
en mai : $i_{irr1} = [1- (1 - i_R)^{n1}] * 0.5 = 0.25$
Donc, $i_{irr\ parcelle} = \max (i_{irr1} ; i_{irr2}) = 0.25$
Et, $I_{irrparcelle} = 10 - (10 * i_{irr\ parcelle}) = 7.5$

4) $i_R = 1$ pour le canon
en mai : $i_{irr1} = [1- (1 - i_R)^{n1}] * 0.5 = 0.5$
Donc, $i_{irr\ parcelle} = \max (i_{irr1} ; i_{irr2}) = 0.5$
Et, $I_{irrparcelle} = 10 - (10 * i_{irr\ parcelle}) = 5$

Pour calculer l'indicateur irrigation au niveau de la parcelle, il faut prendre les cultures des classes 2 et 3 de fréquentation. Dans notre exemple, il n'y a que le blé et la jachère, car le maïs, même s'il est irrigué ne rentrera pas dans le calcul de l'indicateur à l'exploitation. Donc, il ne reste plus qu'à calculer l'indicateur de l'exploitation au prorata de la surface de blé et de la jachère

1) $I_{exploitation} = [(40 * 5) + (10 * 10)] / 50 = \mathbf{6}$
2) $I_{exploitation} = [(40 * 0) + (10 * 10)] / 50 = \mathbf{2}$
3) $I_{exploitation} = [(40 * 7.5) + (10 * 10)] / 50 = \mathbf{2}$
4) $I_{exploitation} = [(40 * 5) + (10 * 10)] / 50 = \mathbf{6}$

Pour les mêmes raisons que l'indicateur machinisme (pas d'intervalle de transition pour les variables), nous ne ferons pas de test de sensibilité sur les variables d'entrée servant au calcul de l'indicateur irrigation.

L'indicateur "Pesticides"

1. Introduction

L'utilisation de pesticides est une autre pratique qui s'est fortement développée avec l'intensification de l'agriculture. Ce sont tout d'abord les herbicides qui ont vu leur quantité fortement augmenter puis les insecticides et enfin les fongicides. Les pesticides sont bien souvent accusés d'être à l'origine d'une mortalité élevée chez le gibier. Il faut préciser que toutes les matières actives utilisées n'entraînent pas autant de risques pour la faune que le très médiatique DDT. Un seul exemple pour minimiser une telle réputation : c'est dans les grandes régions céréalières de France (Beauce, ...) où l'on pratique une agriculture intensive et où le nombre de traitements phytosanitaires est important, que les densités de perdrix sont les plus fortes.

Dans la littérature, on parle des effets directs et indirects des pesticides (Colborn et al., 1993; Freemark et Boutin, 1995; Fuller et al., 1991; Johnston et al., 1990; McLaughlin et Mineau, 1995; Pinet, 1983). Les effets directs sont liés à la toxicité de la matière active utilisée et peuvent entraîner, dans certains cas, la mort par empoisonnement. Il est fait aussi état des problèmes indirects qu'ils posent, à savoir la simplification de l'habitat. L'épandage de pesticides entraîne la perte de biodiversité, là où ils sont appliqués (la parcelle) et quelquefois même en dehors de ces zones par la dérive (volontaire ou non) du produit (Boutin et Jobin, 1998; Boutin et al., 1994; Longley et al., 1997; Longley et Sotherton, 1997; Moreby, 1996). Ce qui conduit à la destruction d'espèces non cibles (Fuller et al., 1991), soit directement (insecticides à large spectre d'action qui tuent aussi les arthropodes bénéfiques), soit indirectement par des herbicides qui détruisent les plantes hôtes sur lesquelles se développent les insectes utiles (Freemark et Boutin, 1995; Pinet, 1983). Dans les effets indirects, nous pouvons aussi citer l'utilisation des fongicides qui a rendu possible la succession blé / blé.

2. Les problèmes posés par les pesticides

2.1. Simplification de l'habitat

Les pesticides ont contribué à augmenter les rendements en permettant d'éliminer la concurrence des adventices et la destruction des cultures par les parasites. Mais ceci a entraîné une simplification maximale de l'écosystème parcelle. Plusieurs groupes de produits utilisés en grandes cultures (herbicides, insecticides, fongicides...) ont des effets variables sur la biodiversité.

- Les herbicides : ils sont utilisés dans le but d'éliminer toutes les plantes qui pourraient entrer en concurrence pour l'eau, les minéraux ou la lumière avec la culture. Mais,

en ne permettant plus qu'à la seule plante cultivée de subsister, ils contribuent à la perte de biodiversité générale de la flore et aussi de le faune. En effet, de nombreux insectes sont associés à ces plantes que sont les mauvaises herbes et se raréfient en même temps que l'on détruit leur micro-habitat.

- Les insecticides : ils n'ont en principe qu'un effet sur les insectes, mais avec un mode d'action qui peut être très ciblé ou à large spectre. Ces derniers vont entraîner une mortalité chez les espèces non parasites et bien souvent chez les espèces bénéfiques telles que les carabes.

- Les fongicides : ils sont utilisés pour combattre les champignons qui sont à l'origine de pertes de rendement importantes. Certains de ces produits peuvent aussi avoir des propriétés insecticides (Potts, 1991; Potts, 1986). Ces matières actives ont un effet indirect négatif non négligeable car ils ont facilité le passage à la quasi monoculture en permettant de se passer de la rotation culturale, nécessaire jusqu'alors pour diminuer la pression des parasites.

- Les molluscicides et rodenticides : ils se présentent le plus souvent sous forme d'appâts pour détruire les limaces et autres rongeurs. Ils n'ont pas d'influence réelle sur la simplification de l'habitat, mais peuvent entraîner des mortalités importantes d'oiseaux (rapaces) et de mammifères non cibles.

L'effet indirect de ces traitements, sur la perdrix et le faisan, se fait surtout sentir au niveau de la réussite de la reproduction et plus particulièrement sur le taux de survie des poussins. Ceux-ci se nourrissent exclusivement d'insectes durant les trois premières semaines de leur vie, avant que leur régime alimentaire change pour se composer presque uniquement de végétaux. Ces insectes sont en effet, une très bonne source de protéines, indispensables à la croissance des poussins (Biadi et Mayot, 1990; Birkan et Jacob, 1988). Or, les différents traitements phytosanitaires ont contribué globalement à une baisse des quantités d'insectes disponibles pour les poussins. Cette baisse les oblige à augmenter le temps de recherche de la nourriture et quelquefois à dépenser plus d'énergie dans cette recherche qu'ils n'en retirent des quantités d'insectes prélevées. Or les poussins sont incapables dans les premières semaines de leur vie de réguler leur température et sont donc obligés de revenir souvent sous la poule pour se réchauffer, retours qu'ils doivent écourter si les quantités d'insectes sont faibles. Ces deux conséquences de la baisse des quantités d'insectes peuvent entraîner une mortalité importante par inanition (Potts, 1985; Potts, 1986).

2.2. Risques d'intoxication par les matières actives

Les intoxications de la faune sont fréquentes dans les parcelles cultivées. Si cela provient la plupart du temps de la mauvaise manipulation des produits, il arrive aussi que cela se produisent dans les conditions normales d'utilisation (de Snoo et al., 1999). C'est pourquoi de nombreux pays d'Europe ont mis en place des réseaux de surveillance (SAGIR en France) afin d'identifier les causes exactes du décès d'un animal lorsque l'on soupçonne un empoisonnement. On constate que ce sont presque toujours les mêmes produits qui sont incriminés (anticoagulants, insecticides organophosphorés, carbamates,...) (Hatier et al., 1997). Nous comprenons, au vu du mode d'action de ces matières actives sur les rongeurs et dans une moindre mesure sur les insectes, qu'elles puissent entraîner une mortalité sur les

espèces gibier dont la biochimie est assez proche de certaines espèces que l'on cherche à détruire.

3. Le mode d'évaluation

3.1. Simplification de l'habitat

Nous avons vu que les différents effets indirects des pesticides sur l'habitat auront surtout un impact sur la réussite de la reproduction de la perdrix et du faisan, du fait de la diminution des quantités d'insectes. Cette diminution peut être due soit à l'effet indirect des herbicides (difficile à évaluer), soit à l'effet direct des insecticides. C'est pourquoi, dans cette partie, nous ne retiendrons que les insecticides, du fait de leur rôle connu sur le taux de survie des poussins (Mollot et Granval, 1996; Potts, 1986).

Il est difficile économiquement, voire impossible quelquefois, de faire l'impasse sur un traitement insecticide, c'est pourquoi, nous ne pénaliserons pas les agriculteurs qui le pratiquent. En revanche, de nombreux exploitants traitent en préventif sans attendre qu'il y ait réellement infestation (observée par eux ou prédite par des stations d'avertissement). Dans ce cas, nous pouvons considérer que les agriculteurs ne font pas une bonne gestion de leur traitement.

Des études ont montré que le fait de ne pas traiter les premiers mètres de la parcelle (entre 6 et 10 m) entraînait une augmentation du nombre de poussins par poule. Dans ces expériences, seul un anti-graminées était autorisé et aucun traitement n'était fait sur les bordures de la parcelle de blé d'hiver après le mois de janvier (Chiverton, 1994; De Snoo et De Leeuw, 1996; Oliver-Bellasis et Sotherton, 1986). De même, il a été noté l'importance de ne pas traiter du 1er juin au 15 juillet, afin de favoriser le développement d'insectes qui seront utiles lors de l'éclosion des poussins (Potts, 1991).

Nous allons, à partir de ces constatations sur les différentes gestions possibles des insecticides et de leur effet indirect sur la réussite de la reproduction, déterminer les valeurs de l'indicateur (I_i).

Aucun traitement insecticide sur la parcelle. Cette gestion étant la meilleure pour favoriser les insectes, on aura $I_i = 10$.

Un traitement insecticide est réalisé sur la parcelle en réponse à une infestation observée, mais sans application de produit sur les bordures et quelle que soit la période de l'année. Cette gestion peut être qualifiée de durable car connue pour permettre d'inverser le déclin de la perdrix (De Snoo et De Leeuw, 1996), d'où $I_i = 7$.

$I_i = 5$: traitement insecticide réalisé sur toute la parcelle en réponse à une infestation observée en dehors de la période du 1er juin au 15 juillet.

$I_i = 0$: traitement non raisonné, en préventif ou durant la période du 1er juin au 15 juillet.

3.2. Risques d'intoxication par les matières actives

Le risque d'intoxication par une matière active va dépendre de nombreux critères (Barnard et al., 1997). Le premier d'entre eux est la toxicité. En effet, qu'importe les conditions qui ont permis la présence d'une molécule dans l'organisme d'un individu, elle n'aura pas de conséquences négatives pour celui-ci si elle n'est pas toxique. La toxicité conditionne donc une grande partie du risque d'empoisonnement pour l'animal (De Lavaur et Grolleau, 1983; Soyez, 1978).

L'autre paramètre qui intervient dans les risques liés à l'emploi d'une matière active est sa durée de vie dans le milieu, qui conditionne le temps durant lequel l'animal sera potentiellement en contact avec la matière active (Barnard et al., 1997; Klein et al., 1993).

Enfin, le troisième point important va concerner le risque pour l'animal de rentrer en contact avec le produit (Barnard et al., 1997; Greig-Smith, 1991; Hardy, 1990). Il existe trois voies d'absorption (cutanée, par ingestion et par inhalation) et le risque de rentrer en contact avec la matière active sera conditionné par celles-ci (Driver et al., 1991; Kjolholt, 1990; Martin et Forsyth, 1998). Mais la prédominance d'une voie d'absorption sera conditionnée par la forme sous laquelle le produit est présent dans l'environnement (granulés, appâts, enrobage de semences, pulvérisation liquide) (Hardy, 1990) et par le type de positionnement utilisé (pulvérisation sur sol nu ou sur un couvert,...).

3.2.1. Les critères retenus et les données nécessaires

3.2.1.1. La toxicité de la matière active

Cette toxicité peut être soit aiguë, ce qui peut entraîner la mort directe ou par prédation (due à un affaiblissement) (De Snoo et al., 1994; Fryday et al., 1996), soit chronique par des troubles physiologiques (dysfonctionnement hormonal, problème de fécondité,...) (Colborn et al., 1993; Johnston et al., 1990). La toxicité aiguë est donnée par la DL50 qui correspond à la dose mortelle pour 50 % des animaux en expérience. La toxicité chronique (LC50 sur un certain nombre de jour) est évaluée par l'absorption quotidienne de faibles doses de matières actives. Les données concernant cette toxicité chronique sont difficilement accessibles (peu de données dans les bases de données) mais nous savons qu'elle est, entre autre, liée à la durée de vie de la molécule dans l'environnement (De Lavaur et Grolleau, 1983), critère déjà pris en compte par ailleurs (persistance). La toxicité, en général, va aussi dépendre de la quantité répandue dans le milieu (Freemark, 1988; Pfleeger et al., 1996). C'est pourquoi, le risque dû à la toxicité est souvent exprimé par une variable qui combine toxicité et dose épandue, à savoir la DL50/m². Nous avons donc, pour chaque matière active, recherché sa toxicité (DL50) dans différentes bases de données (The Pesticides Manual, Extoxnet et "Choisissez et dosez" éditée par l'ONC) ainsi que la dose recommandée en traitement.

Les données sont rares pour le faisan et la perdrix, mais beaucoup plus fréquentes pour le canard colvert, le colin de Virginie et la caille. Comme DL50 pour nos oiseaux gibier, nous avons donc pris la valeur de DL50 la plus faible (toxicité la plus élevée) des six espèces citées dans les bases de données (canard colvert, caille, colin, perdrix, faisan et poule domestique). Il nous manque 16 données de DL50 sur les 268 molécules que nous avions recensées dans notre base de données, soit 6%, et pour lesquelles nous ne pourrons pas calculer le risque.

Pour le lièvre, les valeurs sont encore plus rares (20,5% des matières actives seulement). En revanche, en comparant les valeurs de DL50 lièvre et DL50 rat pour les molécules pour lesquelles nous disposons des valeurs (55 matières actives), nous constatons qu'il existe une corrélation qui n'est certes pas très forte entre les toxicités ($r^2 = 0,46$), mais que les ordres de grandeur des deux toxicités sont proches (les faibles toxicités avec des DL50 dont les valeurs sont élevées tirent la droite de régression et font baisser le coefficient r^2). C'est pourquoi, nous utiliserons la DL50 du rat pour les molécules pour lesquelles la DL50 du lièvre n'est pas disponible. Ces deux espèces sont des mammifères ayant une physiologie somme toute assez proche, d'où l'utilisation des données concernant le rat pour estimer la toxicité des matières actives sur le lièvre. Dans tous les cas, l'utilisation de la DL50 du lièvre est préférable, mais à défaut de données, celle du rat permettra une évaluation acceptable du risque.

3.2.1.2. La persistance de la matière active

Dans la nature, les produits les plus à risque sont ceux qui, en plus de leur toxicité, ont une dégradation lente dans l'environnement (De Lavaur et Grolleau, 1983). En effet, la persistance conditionne le temps durant lequel l'animal sera potentiellement en contact avec la matière active. Cette valeur pour chaque produit est connue et s'exprime par la DT50 (durée nécessaire pour que 50% du produit ait disparu). Cette donnée est disponible pour toutes les matières actives recensées dans notre base.

3.2.1.3. Les risques de contact avec la matière active

Si la persistance conditionne le temps durant lequel l'animal sera potentiellement en contact avec une molécule, la forme sous laquelle se présente cette molécule dans l'environnement conditionne le degré d'exposition. En effet, le mode d'application du pesticide, liquide épandu sur un sol nu ou sur une plante (Freemark, 1988), enrobage de semences, appâts ou granules, entraînera une absorption plus ou moins facile de la matière active par les animaux. Par exemple, un épandage par pulvérisation d'un herbicide sur sol nu où le seul risque est un simple contact avec les pattes est moins dangereux qu'un semis de graines enrobées très attractives pour les oiseaux et concentrant la matière active (celle-ci n'est plus épandue sur un m^2, par exemple, mais tient sur quelques graines seulement).

- Granulés, appâts et semences enrobées

Se sont ces conditionnements qui entraînent le plus de risques car ils concentrent la matière active en un point, qui plus est, ayant une forte attraction visuelle et d'appétence pour l'animal. Les risques pourront être diminués si ces différentes formes du produit sont enfouies dans le sol, directement lors de leur application ou après par un hersage. Malgré cela, des risques subsistent car la matière active de l'enrobage est souvent systémique et peut se retrouver dans la plantule et être consommée après levée de la culture.

- Pulvérisation liquide ou de poudre

Dans ce cas, les risques proviendront essentiellement du positionnement du pesticide à savoir sur sol nu ou sur la plante. Sur le sol nu, les risques sont minimes car le produit est rapidement adsorbé sur les colloïdes du sol ce qui rend toute absorption par l'animal peu probable (contact des pattes uniquement). Par contre, si le traitement est fait sur la plante, les risques sont bien plus importants car l'animal pourra absorber la molécule soit en consommant les parties traitées (feuilles des céréales par exemple) soit en entrant en contact (cutané) avec

les feuilles traitées lors de ses déplacements dans la parcelle. Cela va nous conduire à séparer en deux groupes les couverts en fonction de la possibilité de rentrer plus (blé, orge, pois,...), ou moins (maïs, tournesol,...) facilement en contact (cutané ou ingestion) avec les parties traitées de la plante.

3.2.2. L'agrégation des critères

Comme cela a été le cas pour l'indicateur pesticide déjà mis au point par le laboratoire, mais avec une autre problématique, nous allons agréger nos trois critères à l'aide d'un système expert utilisant la logique floue (Van der Werf, 1997). Cette méthode, combinant système expert et logique floue, ayant déjà servi à l'indicateur couverture du sol, nous ne ferons que quelques rapides rappels la concernant afin de déterminer les caractéristiques des paramètres utilisés dans l'agrégation.

Le système expert est constitué de règles de décision auxquelles nous devrons attribuer une valeur qui déterminera le risque d'intoxication par une matière active. Quant à la logique floue, elle est basée sur le concept de la vérité partielle, à savoir l'existence de valeurs comprises entre complètement vraies et complètement fausses. Cette méthode est utilisée lorsque, comme dans notre cas, les limites des classes sont vagues ou difficiles à définir, ce qui permet d'éviter les transitions brutales entre classes. La logique floue passe par la définition du degré d'appartenance d'un élément à une classe et de ce fait, cette valeur n'est plus de 0 ou de 1, mais peut prendre toutes les valeurs comprises dans l'intervalle [0 ; 1].

Pour chaque critère, nous allons devoir définir les valeurs des limites des deux classes floues que sont F (favorable) et D (défavorable) ainsi que les courbes qui nous permettront de définir le degré d'appartenance à ces deux classes floues. Ensuite, nous formulerons la série de règles de décision sous forme de prémices: "si... et... alors...", auxquelles nous attribuerons les valeurs de risque qui seront le reflet des connaissances ou de jugements d'experts.

3.2.2.1. Définition des limites de classe et du degré d'appartenance

Pour la toxicité, donnée par la variable DL50/m², nous avons fondé notre démarche sur le classement défini dans le livret édité par l'ONC (ONC, 1987). Les auteurs y ont défini quatre classes en fonction de la valeur de DL50/m² :

- < 1 DL50/m² : risque faible à très faible
- [1 ; 2] DL50/m² : risque faible à moyen
- [2 ; 3] DL50/m² : risque moyen à élevé
- > 3 DL50/m² : risque très élevé

Nous avons utilisé ces valeurs, pour définir les limites des classes floues. Nous avons considéré que dès qu'un produit, ayant même une toxicité faible, est épandu dans la nature, cela entraîne un risque. Donc, la limite de la classe floue favorable est 0 DL50/m². Pour la limite de la classe floue défavorable, nous avons choisi 3 DL50/m², car d'après la brochure "Choisissez et dosez", à partir de 3 DL50/m², le risque est élevé et donc défavorable.

Quant aux courbes permettant de déterminer le degré d'appartenance aux classes floues, elles sont données dans la figure 25 et les coefficients de l'équation polynomiale $y = ax^3 + bx^2 + cx + d$ dans le tableau 35.

Après la toxicité, le second critère qui intervient est la persistance (DT50) car plus la molécule est stable, plus longtemps elle pourra être absorbée ou en contact avec les individus.

Nous savons et nous le verrons pour le critère suivant, que le risque de contact est important dans le cas où la molécule se trouve sur les feuilles ou sous forme de granulés, d'appâts ou de semences traitées. Or, dans tous ces cas, l'animal sera de moins en moins en contact avec cette matière active, car rapidement la forme sous laquelle elle se présentait lors de son épandage, changera d'état. En effet, les granulés et les appâts fondent, les semences germent et sont moins appétentes et les feuilles traitées sont lessivées ou fanées et ne sont donc plus consommées. C'est pourquoi, nous avons décidé de prendre 30 jours comme limite de la classe floue défavorable. Cette valeur se justifiant par le fait que lors d'un épandage d'un produit toxique, il ne reste que rarement plus de deux semaines sous sa forme initiale (granulés, film sur le feuillage), malgré sa persistance (Ebeling, 1963). Donc, pour une molécule ayant une DT50 de 30 jours, nous pouvons dire que la diminution du risque de rentrer en contact avec la matière active ne sera pas due à sa dégradation naturelle (donnée par la DT50) mais uniquement à la dégradation de l'état sous laquelle elle se présentait lors de son épandage.

Pour la limite de la classe favorable, nous avons pris 1 jour car en dessous de cette valeur le produit ne pourra atteindre son objectif agronomique (il sera dégradé plus vite qu'il ne peut être absorbé par sa cible). La figure 26 présente les courbes d'appartenance aux classes floues et les coefficients (a, b, c et d) de ces courbes sont donnés par le tableau 35.

Le degré d'exposition est fonction du mode d'application du pesticide (enfoui, sur sol nu ou sur la plante) (Freemark, 1988) et de la forme sous laquelle il se présente (granules, appâts et semences enrobées ou liquide). Les conditionnements sous forme de granules, appâts et semences enrobées entraînent le plus de risques car ils concentrent la matière active en un point, qui de plus présente une forte attraction pour l'animal. Dans le cas de pulvérisations liquide ou de poudre, les risques proviendront essentiellement du positionnement du pesticide à savoir sur sol nu ou sur la plante. Si le traitement est fait sur la plante, les risques dépendront, comme nous l'avons vu auparavant, de l'accessibilité pour l'individu des parties traitées. Chaque type de conditionnement ou d'application a été placé sur une échelle de risques allant de 1 à 5 (Tableau 36). Nous avons considéré qu'un traitement par pulvérisation sur sol nu (risque 1) était favorable alors que l'épandage d'appâts ou de semences enrobées (risque 5) était défavorable. Pour les valeurs du risque de contact comprises dans l'intervalle]1;5[et qui sont des nombres entiers, le degré d'appartenance aux classes floues ne sera plus donné par des courbes sygmoïdales mais par des courbes en "escalier" (Figure 27).

3.2.2.2. Les règles de décision

La figure 28 donne l'effet des variables "toxicité", "persistance" et "risque de contact" sur les conclusions du risque d'intoxication pour le gibier, en fonction de leur appartenance aux classes floues favorable et défavorable.

3.2.2.3. Résultats

Nous avons calculé, à l'aide du système expert utilisant la logique floue, le risque pour le gibier de l'utilisation de matières actives. Ce calcul a été réalisé pour 264 molécules utilisées en grandes cultures avec les doses recommandées (Index phytosanitaires), les DT50 (trouvées dans l'ensemble des bases de données) et le risque de contact le plus élevé. En effet,

pour ce dernier critère, nous avons choisi, parmi les types de conditionnement et d'application, celui qui était à plus fort risque. Par exemple, pour un fongicide utilisé en traitement des feuilles et en enrobage de semences, nous avons fait le calcul avec un risque de contact de 5 (maximal) correspondant au traitement de semence. De même, pour un produit utilisé sur plusieurs cultures faisant partie de deux groupes de cultures différents (entraînant donc des risques de contact différents), nous avons pris le groupe le plus à risque, à savoir le risque 3. Nous obtenons donc une valeur de risque toxicologique pour la perdrix, le faisan et le lièvre pour chacune des matières actives de notre base de données (Annexe I).

Parmi les molécules pouvant entraîner le plus de risque toxicologique pour le lièvre, nous trouvons principalement des insecticides (19) et cela quel que soit le conditionnement ou le type de traitement, deux fongicides et un seul herbicide (Paraquat). Les molluscicides (1) et surtout les rodenticides (6) sont aussi fortement à risque ; en effet, ils ont une action mortelle sur des espèces biologiquement proches du lièvre (campagnols,...).

Concernant les oiseaux, les insecticides figurent toujours en tête pour le nombre des molécules à risque surtout quand ils sont utilisés en traitement de semences (une trentaine), mais on y trouve aussi trois fongicides, trois herbicides, trois rodenticides et un molluscicide.

3.2.3. Le passage à l'indicateur de risque d'intoxication (I_R)

Nous venons de calculer un indice de risque d'intoxication par des produits phytosanitaires, mais il nous faut encore passer à l'indicateur afin de connaître l'impact de ce risque sur nos espèces gibier. Tout d'abord, définissons le niveau pour lequel nous calculons l'indicateur ; il sera déterminé par parcelle et pour chaque application (par passage de pulvérisateur) si les passages de pulvérisateur sont distants de plus de 15 jours (durée retenue pour la variable persistance). En effet, au delà de cette date, nous estimons que la matière active de l'application précédente n'a plus d'action. Si plusieurs applications ont lieu dans un délai de moins de quinze jours, alors nous les considérerons comme un seul traitement. Si lors d'un passage, l'agriculteur traite avec plusieurs matières actives, nous sommerons leurs indices de risque. Cette somme ne permet pas de rendre compte de l'interaction qui pourrait exister entre les molécules, l'interaction pouvant être positive ou négative (Johnston et al., 1990). Mais tellement peu de choses sont connues dans ce domaine que nous préférons ne pas faire intervenir d'interactions intermoléculaires dans notre mode de calcul. Nous considérerons donc que deux molécules absorbées simultanément par l'animal auront un effet additionnel simple. Ainsi, l'indice de risque pour une application ($i_{application}$) sera :

$$i_{application} = \Sigma\, i_{matière\ active}$$

Enfin, il reste à passer à l'indicateur proprement dit. Nous allons reprendre la méthode proposé par Van der Werf (1997) pour l'indicateur pesticides, mais dans le cadre d'une autre problématique (effet des pesticides sur l'homme) :

$$I_{application} = 10 - (10 * i_{application})$$

3.3. L'indicateur pesticides

Cet indicateur va être calculé au niveau de la parcelle. Pour cela, nous allons dans un premier temps passer de l'indicateur $I_{application}$ à celui de la parcelle puis pour les oiseaux lui agréger l'indicateur I_i concernant la gestion des insecticides.

3.3.1. Le lièvre

Pour le lièvre, l'indicateur pesticides I_P ne sera constitué que du risque d'intoxication, car l'utilisation d'insecticides et donc la destruction des insectes n'aura aucun effet indirect sur lui. Pour les risques d'intoxication dus à plusieurs applications de produits phytosanitaires épandus durant la culture, nous ne retiendrons que celle qui a entraîné le plus de risque.

$$I_P = \text{Min}\ (I_{application})$$

3.3.2. La perdrix et le faisan

Pour ces espèces, nous ferons intervenir l'utilisation des insecticides dans le calcul de I_P car cette fois, la destruction des insectes peut entraîner une baisse de la réussite de la reproduction. Nous avons choisi de donner le même poids au risque d'intoxication par les matières actives et à la destruction des insectes indispensables à la réussite de l'élevage (pour de très nombreux auteurs ce serait la cause du déclin de la perdrix).

$$I_P = (\text{Min}\ (I_{application}) + I_i) / 2$$

Pour le lièvre comme pour le faisan et la perdrix, le calcul de l'indicateur I_P au niveau de l'exploitation se fera au prorata des surfaces de chaque parcelle pour laquelle nous aurons calculé l'indicateur pesticides (I_P).

3.4. Exemples

Pour bien montrer le cheminement du calcul de l'indicateur pesticides pour le lièvre, la perdrix et le faisan, nous avons pris un exemple avec deux itinéraires de traitement sur blé d'hiver (avec ou sans insecticide) :

- Traitement de semence appliqué en octobre : Gaucho blé
- Herbicide en avril : un passage avec trois produits commerciaux (Celio, Allié et Starane)
- Fongicide en mai : un passage avec un mélange de deux produits (Ogam et Amistar)
- Insecticide en juin : Sumiton (uniquement pour le 1er itinéraire)

3.4.1. Lièvre

Le premier itinéraire se décompose en quatre applications espacées chacune de plus de 15 jours et seront donc prises séparément. Pour chaque application, le risque d'intoxication $i_{application}$ correspondra à la somme des risques de chaque matière active appliquée (ligne "total" dans le tableau 37). Dans notre exemple, seul le traitement insecticide entraînera un risque faible d'intoxication pour le lièvre (0.03).

$I_{application} = 10 - (10 * i_{application}) = 9.7$ pour l'insecticide et 10 pour tous les autres traitements. Donc, $I_p = \text{Min}\ (I_{application}) = 9.7$

Pour le second itinéraire sans traitement insecticide, l'indicateur $I_p = 10$ car aucun risque de toxicité n'existe pour les matières actives utilisées dans les trois autres traitements.

3.4.2. Perdrix et faisan

Comme pour le lièvre, le premier itinéraire se décompose en quatre applications. Il existe une application d'insecticide (faite en juin), ce qui agira sur les quantités d'insectes. Donc, pour ce traitement $I_i = 0$.

Concernant l'intoxication, le traitement de semences (0.09) et l'application de l'insecticide (0.07) entraînent un risque (Tableau 37). Nous ne retiendrons que le traitement de semences car étant le plus à risque. Donc, $I_{application} = 9.1$

Pour l'itinéraire de traitement sur blé d'hiver avec insecticide, l'indicateur pesticides vaut $I_p = (I_{application} + I_i) / 2 = 4.55$

Pour l'itinéraire de traitement sur blé d'hiver sans insecticide, nous avons deux changements, car $I_i = 10$ et de ce fait, nous avons $I_p = 9.55$ ($I_{application}$ ne changeant pas, le traitement de semences étant toujours le plus à risque).

4. Test de sensibilité

Nous allons réaliser un premier test de sensibilité qui concernera les trois variables d'entrée (toxicité, demi-vie et contact) qui constituent l'évaluation du risque d'intoxication par les matières actives. Le but étant de connaître le poids de chacune dans l'indice de risque, ainsi qu'une meilleure compréhension du fonctionnement du système. Pour cela, nous avons fait varier la toxicité (DL50/m²) et la demi-vie (DT50) dans leur intervalle de transition compris entre complètement favorable et complètement défavorable (respectivement entre 0 et 3 et entre 1 et 30). Pour le risque de contact, nous avons pris uniquement les cinq valeurs possibles (1; 2; 3; 4 et 5). Dans le même temps, les deux autres variables étaient fixées soit à des valeurs considérées comme favorables pour la toxicité, la demi-vie et le risque de contact (respectivement 0, 1 et 1), soit médianes (respectivement 1.5, 15 et 3), soit défavorables (respectivement 3 , 30 et 5).

Les résultats, donnés par la figure 29, nous renseignent sur le poids de chaque variable dans l'indice d'intoxication. En effet, nous constatons l'importance de la toxicité, ce qui était attendu et voulu car c'est le critère qui est la cause même du risque d'intoxication ; ensuite arrive le risque de contact. Le poids de ce dernier se comprend aisément, car il permet d'augmenter ou de diminuer effectivement le risque engendré par l'épandage d'une molécule toxique en la rendant, par sa formulation, plus ou moins absorbable par l'animal. Enfin, la demi-vie de la molécule n'a qu'un faible poids, et uniquement quand les deux autres variables prennent des valeurs médianes. Ce rôle très faible joué par la DT50 provient des valeurs données aux conclusions des règles de décision où nous notons une variation limitée à 0,1 entre deux règles. Mais plus que la faible variation due à la DT50, c'est le poids très important donné aux deux autres critères dans l'évaluation qui fait que la demi-vie des matières actives passe inaperçue. Par exemple, quand la molécule a une toxicité favorable, les autres critères n'ont aucun effet car les valeurs de conclusion des règles de décision sont nulles. Cette variable (DT50) peut donc être supprimée de la méthode d'évaluation, car nous ne reviendrons pas sur les pondérations (valeurs des conclusions) attribuées aux différents critères, puisqu'elles sont en accord avec les jugements d'experts. Cette suppression de la DT50 exposera moins notre méthode à la critique puisqu'on pouvait lui reprocher d'utiliser des

valeurs de DT50 recueillies dans différentes bases de données. En effet, il est difficile d'évaluer la vitesse de dégradation d'une molécule dans l'environnement car cela dépend de nombreux facteurs comme la surface sur laquelle elle est appliquée (pierre, argile, matière organique, feuilles) ou les conditions climatiques (pluviométrie, température, ensoleillement...). De plus, les données disponibles sont souvent issues de mesure de demi-vie dans le sol qu'il est impossible d'extrapoler à la feuille par exemple.

Le second test n'est pas réellement un test de sensibilité car il consistera à comparer l'indice d'intoxication calculé à partir des DL50 pour le lièvre à celui calculé à partir des DL50 pour le rat, dans le cas des 55 molécules où nous disposons des deux données. Il permettra de savoir si l'écart que nous avions au départ entre les DL50 des deux espèces (régression dont le coefficient $r^2 = 0,46$) était dû aux fortes valeurs de certaines DL50 (et donc de faibles toxicités) qui tiraient la droite de régression à elles. Quand nous comparons les indices d'intoxication pour les 55 molécules, nous obtenons un meilleur résultat puisque le coefficient r^2 de la droite de régression est de 0,63. Si en plus, nous supprimons deux molécules pour lesquelles la toxicité est importante pour le rat est inexistante ou presque pour le lièvre (principe de précaution) le coefficient r^2 atteint 0,9. Donc, à partir de cet échantillon, qui représente 20% des molécules et pour lequel nous avons une bonne corrélation, nous pouvons extrapoler en disant que la DL50 du rat (quand celle du lièvre n'est pas disponible) permettra une évaluation acceptable du risque de toxicité des pesticides pour le lièvre.

Troisième partie

Evaluation de la valeur cynégétique et application à des exploitations agricoles et à des territoires de chasse

2.1. Le faisan

2.1.1. Qualité de l'habitat

- Le faisan est surtout une espèce de milieu boisé et donc très dépendante des SNP (principalement les lisières boisées) pour sa reproduction, mais aussi comme abri et source de nourriture. Ce critère est indispensable pour le maintien d'une population viable de faisan.

- Les cultures et le couvert qu'elles offrent, suivent directement dans l'ordre d'importance. Elles ont les mêmes fonctions que les SNP (lieu de reproduction, abri et nourriture) mais sont moins utilisées que ces dernières dans le cas où les SNP sont présentes. Mais la couverture du sol pourra pallier, en partie, l'absence de SNP.

- L'assolement permet de diversifier le milieu et d'augmenter les lisières favorables à l'utilisation des cultures. Ce critère ne sera pas prépondérant mais apparaîtra comme un bonus dans la qualité de l'habitat.

2.1.2. Critères négatifs

Nous considérons que les effets de ces critères peuvent diminuer ou même annuler la qualité de l'habitat définie par les trois pratiques citées précédemment.

- Les pesticides : ils peuvent, dans le cas d'apport à des doses létales, annuler tous les effets bénéfiques de la gestion de l'habitat. En outre, ils contribuent à la diminution de la réussite de la reproduction en diminuant les quantités d'insectes disponibles pour les poussins.

- Le machinisme : l'effet négatif se situe surtout au moment de la nidification par destruction des nids et la mort d'une partie des couveuses. Mais le machinisme n'intervient que sur les nids présents dans les cultures et non dans les SNP, ce qui aura moins d'effet négatif sur la reproduction. Donc, les interventions mécaniques annuleront l'effet de la couverture du sol, mais pas des SNP.

- L'irrigation : comme le machinisme, elle agit sur la nidification mais n'affecte que les poules présentes dans les cultures.

2.2. La perdrix

2.2.1. Qualité de l'habitat

- C'est surtout une espèce de milieu ouvert et donc très dépendante du couvert provenant des cultures pour se reproduire, se nourrir et s'abriter. Ce critère est donc indispensable pour le maintien d'une population de perdrix.

- L'assolement suit directement dans l'ordre d'importance. Il permet de diversifier le milieu et surtout d'augmenter les lisières favorables à l'utilisation des cultures. Ce critère n'apparaîtra que comme un bonus dans la qualité de l'habitat.

- Dans le même ordre d'importance, on trouve les SNP . Elles ont la même utilité que la couverture du sol mais sont moins utilisées que cette dernière. Par contre, elles pourront pallier en partie seulement l'absence de couvert de nidification des cultures, principalement

quand ces dernières sont détruites par la récolte, les broyages ou rendues inutilisables par un passage d'irrigation.

2.2.2. Critères négatifs

- Les pesticides : l'impact est identique à celui sur le faisan en entraînant soit une mortalité par absorption de doses létales de produits toxiques soit une baisse de la reproduction finale par épandage d'insecticides.
- Le machinisme : l'effet négatif intervient surtout au moment de la nidification. La nidification ayant lieu surtout dans les cultures, toutes les interventions mécaniques à risques auront pour conséquence d'annuler l'effet du couvert de nidification avec en plus la destruction d'une partie des couveuses.
- L'irrigation : comme le machinisme, elle agit sur la nidification et affecte les couveuses présentes dans la culture. Mais l'irrigation annulera uniquement l'effet de la couverture du sol (non des SNP), sans créer de mortalité sur les couveuses.

2.3. Le lièvre

2.3.1. Qualité de l'habitat

- C'est surtout une espèce de milieu ouvert et donc très dépendante des cultures. Mais l'importance des cultures ne vaut que si en plus de la qualité du couvert apporté, il y a une diversité des cultures et la présence de plusieurs d'entre elles dans son espace vital. Donc, le critère assolement aura autant de poids que la couverture du sol dans la qualité de l'habitat.
- Les SNP ont la même utilité que le couvert mais à un moindre degré d'importance. Ce critère ne sera pas prépondérant mais pourra apparaître comme un bonus dans la qualité de l'habitat.

2.3.2. Critères négatifs

- Les pesticides : ils peuvent, dans le cas d'apport de doses létales, annuler tous les effets bénéfiques de la gestion de l'habitat.
- Le machinisme : l'effet négatif intervient surtout lors de la reproduction et quasiment uniquement sur les levrauts. L'effet sera donc négatif et aura un impact sur la réussite finale de la reproduction.
- L'irrigation : n'ayant aucun effet sur le lièvre, cette pratique n'a pas été évaluée.

Maintenant que nous venons de "pondérer" l'influence de chaque pratique dans l'impact global d'un système de cultures, nous allons détailler les deux modes d'agrégation que nous utiliserons.

3. Le système expert associé à la logique floue

3.1. La simplification

Nous venons de voir que l'agrégation se fera sur six critères pour la perdrix et le faisan et cinq critères pour le lièvre. Nous savons qu'avec un système expert, il devient très compliqué d'agréger plus de quatre critères à la fois, car alors il est difficile, pour un expert, de déterminer les conclusions des règles de décision. C'est pourquoi, nous conserverons les groupes de pratiques agricoles définis dans le paragraphe précédent : les critères qui contribuent à la qualité de l'habitat (couvert, assolement et SNP) et les critères qui par leur mauvaise gestion, ne peuvent qu'entraîner une baisse de cette qualité (pesticide, irrigation et machinisme). Nous agrégerons donc, dans un premier temps, les trois critères qui composent la qualité de l'habitat puis, nous agrégerons ce premier résultat avec les trois autres critères dits négatifs.

Parallèlement à ce découpage des critères en deux groupes et pour éviter à cette deuxième agrégation de se faire à partir de quatre critères, nous avons fait le choix de simplifier encore en diminuant le nombre de critères. Le choix du critère à "éliminer", s'est porté sur l'irrigation. Tout d'abord pour un aspect pratique, car l'irrigation utilisée sur des cultures à risque reste rare (surtout en Alsace), d'où une complication de l'agrégation pour une pratique qui ne sera bien souvent pas mise en œuvre. Ensuite, puisque l'irrigation agit pour nos espèces nicheuses comme une pratique qui influe sur le couvert de nidification en le rendant inutilisable, il devenait facile de l'intégrer dans l'indicateur de couverture du sol. En effet, pour chaque point d'indicateur en dessous de la valeur 10 (correspondant à aucune irrigation), nous enlèverons 10% de la surface qualifiée comme nidifiable sur l'exploitation (Cf indicateur couverture du sol pour la qualification des cultures). Donc, il ne nous reste plus que 5 critères à agréger : la couverture du sol (après intégration de l'irrigation), l'assolement, les structures non productives (SNP), les pesticides et le machinisme.

3.2. L'agrégation

Nous ne reviendrons pas sur les détails de la démarche de cette méthode, mais uniquement sur les paramètres qui changent en fonction des critères pris en compte. Il nous faut donc déterminer trois points : les conclusions des règles de décision, les limites des classes floues favorable et défavorable et les équations définissant le degré d'appartenance à ces classes floues.

3.2.1. Critères de la qualité de l'habitat

Cette première agrégation concerne les critères couverture du sol (dans lequel nous aurons introduit préalablement l'irrigation), assolement et SNP. Les conclusions des règles de décision sont données par espèce figure 30, en s'appuyant sur les pondérations définies dans le paragraphe 2, pour l'impact de chacune des trois pratiques sur le gibier. Pour les limites de classes, comme il est difficile de les définir, car rien n'indique à priori à quelle classe appartient telle ou telle valeur d'indicateur, nous avons considéré que seule la valeur 0 de

l'indicateur serait considérée comme complètement défavorable et la valeur égale à 10 comme complètement favorable. Par contre, le choix des courbes sygmoïdales (tangentes aux axes aux limites de classe) permet de lisser une éventuelle erreur dans la détermination de ces limites (Figure 31). Les coefficients de l'équation polynomiale, $y = ax^3 + bx^2 + cx + d$, permettant de calculer le degré d'appartenance des valeurs d'indicateur aux classes floues, sont donnés dans le tableau 39.

3.2.2. Seconde agrégation

Nous allons agréger, de la même façon, le résultat obtenu lors de la première agrégation avec les indicateurs machinisme et pesticides. Les règles de décision sont simplifiées (il n'en reste plus que 5), car si la qualité de l'habitat définie par les trois indicateurs agrégés précédemment est défavorable, elle ne peut être rattrapée par une bonne gestion du machinisme ou des pesticides. Les conclusions de ces règles sont toujours en accord avec l'impact de chaque pratique sur le gibier (Figure 32). Si les limites de classes restent identiques à celles de la première agrégation, il n'en est pas de même des courbes utilisées pour calculer le degré d'appartenance aux classes floues. En effet, la façon de calculer les indicateurs "machinisme" et "pesticides", pose de façon certaine les limites de classes (l'effet même faible d'une matière active est directement répercuté sur la valeur de l'indicateur pesticide) et donc nous n'avons plus besoin d'utiliser des courbes sygmoïdales pour lisser une erreur dans la détermination de celles-ci. C'est pourquoi, nous avons pris des droites d'équation $y = ax + b$ (Figure 33) dont les coefficients a et b sont respectivement 0,1 et 0 pour la droite définissant le degré d'appartenance à la classe favorable et – 0,1 et 1 pour la classe défavorable.

4. Le multicritère

4.1. Une philosophie

Le multicritère est né de la critique de l'optimisation ou recherche de l'optimum, qui provient pour nos cultures occidentales des sciences exactes. Cela passe par le fait que l'on attache à tout objet, une valeur, que l'on range ensuite sur une échelle numérique, ce qui nous donnera forcément l'optimum ou le meilleur. Cette notion se retrouve dans le choix ou la décision qui repose sur l'optimum. Mais si cette méthode a fait ses preuves et fonctionne dans de nombreux cas (Ex : mélange optimum de composés), elle a ses limites et en particulier quand le problème ne peut pas être isolé de son contexte (Ex : choix d'une nouvelle localisation industrielle). Un problème devient difficile à trancher en particulier s'il met en jeu l'homme ou toute autre espèce.

Roy a bien résumé la critique que l'on peut porter à l'optimisation : *L'optimum (...) apparaît comme porteur d'une vérité qui devrait s'imposer à tous. Tout le travail mathématique, avec l'auréole de rigueur et de mystère qui peut l'entourer, a été orienté de façon à démontrer que cette solution était la meilleure (...).* Mais *le flou des données, les divergences d'opinion des différents acteurs, la genèse toujours possible d'actions non*

initialement envisagées, le réajustement des préférences face aux limites du possible et à l'opinion d'autrui, lesquelles se révèlent progressivement, rendent souvent illusoires les tentatives de démonstration par le formalisme mathématique et le calcul numérique de l'optimalité d'une solution (in (Schärlig, 1985)). Ce qui fait dire à Schärlig (1985) que : *Plutôt que de se lancer dans des calculs complexes, à partir d'hypothèses simples, on décide*, et c'est le cœur de l'approche multicritère, *de faire des calculs simples, mais sur des hypothèses plus proches de la réalité complexe. Des calculs qui tiennent compte de la multiplicité des aspects de la question, donc de la multiplicité des critères en cause.*

Avec le multicritère, on ne parle plus d'optimum, on ne moule plus sa pensée, mais on recherche un compromis. Il permet d'intégrer l'avis de plusieurs personnes et autorise la multiplicité des critères même non commensurables.

4.2. La démarche

A titre d'exemple et pour illustrer les calculs à venir, nous allons utiliser notre problématique de l'impact des exploitations agricoles sur le petit gibier. Dans notre cas, il faut classer les exploitations agricoles à partir des cinq critères ou indicateurs (les SNP, la couverture du sol, l'assolement, le machinisme et les pesticides). Concernant les poids dont l'échelle de valeurs varie en fonction de l'espèce, nous utiliserons ceux attribués au faisan (Tableau 40). La démarche est constituée de quatre étapes durant lesquelles nous définirons les termes employés en multicritère :

- L'inventaire des actions potentielles qui, dans notre cas, seront les exploitations agricoles. Nous devons à cette étape, cerner l'objet de la décision et l'esprit de la prescription ce qui revient à choisir la méthode à utiliser (Cf § 4.3).
- La liste des critères à prendre en considération (nos cinq indicateurs correspondant à l'évaluation des cinq pratiques agricoles) auxquels il faudra attribuer une pondération.
- Remplir la matrice des jugements ou tableau à double entrée avec les valeurs d'indicateur pour chaque exploitation.
- Agréger ces jugements ou valeurs d'indicateur, pour déterminer la ou les meilleure(s) exploitation(s) agricole(s). C'est à ce stade que les difficultés commencent et que les méthodes deviennent diverses, mais, c'est là aussi que se révélera tout l'intérêt du multicritère.

4.3. L'agrégation

Les spécialistes du multicritère distinguent deux types d'agrégation, l'agrégation complète et l'agrégation partielle.

4.3.1. Les agrégations complètes

Nous ne nous attarderons pas sur ces méthodes, car elles quittent en quelque sorte le multicritère pour retomber dans le monocritère, puisque que l'on passe à nouveau par un critère unique. Comme exemple de méthodes, nous pouvons citer la somme et ses variantes (méthode compensatoire : un mauvaise note dans un critère peut être rattrapée par une bonne note dans un autre critère) et la multiplication (méthode non compensatoire : une mauvaise note dans un critère élimine l'exploitation dans sa course au meilleur).

4.3.2. Les agrégations partielles

On distingue trois types de méthodes d'agrégation partielle en fonction de la problématique :

- Les méthodes de choix ou de type alpha en langage multicritère, qui permettent de retenir un sous-ensemble des meilleures actions sans savoir laquelle sera la meilleure. Ces méthodes sont utilisées, par exemple, pour retenir à l'entretien, les candidats ayant les meilleurs dossiers.
- Les méthodes de tri ou de type bêta, qui permettent d'affecter chaque action à une catégorie. On peut, par exemple, définir trois catégories (bon, moyen, mauvais) et retenir sans plus d'examens les candidats faisant partie des bons, de rejeter ceux qui font partie des mauvais et de regarder de plus près ceux de la troisième classe (moyen).
- Les méthodes de rangement ou de type gamma, qui permettent de classer de la meilleure à la moins bonne les différentes actions.

C'est ce dernier type de méthodes que nous allons détailler ici, car ce sont celles qui répondent le mieux à notre problématique qui est de retenir la ou les exploitation(s) agricole(s) qui favorise(nt) le plus le petit gibier dans le but de leur remettre un prix.

4.3.3. Une méthode de rangement : Electre III

La description de la méthode Electre III passe par la compréhension des méthodes qui l'ont précédée chronologiquement, mais qui ne sont pas forcément de type gamma (Electre I, Iv, Is et II). C'est pourquoi, nous résumerons toutes ces méthodes pour aboutir à la description d'Electre III.

A titre d'exemple et pour illustrer les calculs à venir, nous utiliserons l'exemple du tableau 40.

4.3.3.1. Electre I

C'est la plus ancienne méthode de la famille des Electre, mais elle jette les bases du multicritère : le surclassement et sa synthèse, les autres méthodes pouvant être considérées comme des variantes de celle-ci.

- Les surclassements

La manière d'établir le surclassement d'une action sur l'autre (première étape de la démarche) repose sur l'expression : *« une action en surclasse une autre si elle est au moins aussi bonne que l'autre relativement à une majorité de critères, sans être trop nettement plus mauvaise que cette autre relativement aux autres critères ».* Le surclassement est soumis à une condition de concordance (une certaine majorité de critères en faveur de l'action surclassante) mais en même temps à une condition de non - discordance (qu'il n'existe pas un écart trop important dans un des critères en faveur du surclassement inverse).

- Les indices

Pour chaque paire ordonnée d'actions, on fait l'hypothèse que la première surclasse la seconde et on lui attribue un indice de concordance et un indice de discordance. L'indice de concordance est obtenu en divisant la somme des poids des critères pour lesquels la première action est au moins aussi bonne que la seconde par la somme de tous les poids.

Dans le cas de « exploitation 2 surclasse exploitation 3 », les critères en accord sont couverture du sol (4), machinisme (2) et pesticides (5) et l'indice de concordance vaut (4 + 2 + 5) / 20 soit 0,55.

L'indice de discordance est calculé à partir des autres critères en regardant dans lequel l'écart entre les valeurs d'un même critère pour les deux exploitations est le plus grand. Cette différence est divisée par la longueur de l'échelle. Dans notre exemple (2 surclasse 3), en ce qui concerne les autres critères (SNP et assolement), l'écart est le plus grand pour l'assolement (4) que l'on divise par 10 (longueur de l'échelle) et l'on obtient 0,4.

L'ensemble des résultats concernant les indices de concordance et de discordance de l'exemple du tableau 40, sont donnés dans les tableaux 41 et 42.

- Les seuils de surclassement

Dans l'hypothèse de départ, une action n'en surclasse une autre que si elle a une bonne concordance et une discordance pas trop importante. Pour en juger, on fixe deux seuils, un de concordance, l'autre de discordance.

Si par exemple, on fixe un seuil de concordance de 0,6 et un seuil de discordance de 0,3, on obtient un seul surclassement : 1 surclasse 4 car, à la fois, son indice de concordance est supérieur au seuil de concordance et son indice de discordance est inférieur au seuil de discordance (valeurs soulignées dans le tableau 41 et 42 et schéma de surclassement donné par la figure 34).

- La synthèse

C'est la deuxième phase des agrégations partielles. Tout ce que nous pouvons dire au regard de la figure 34, c'est que l'exploitation 1 est bien placée au contraire de 4, mais nous ne pouvons rien conclure au sujet des exploitations 2 et 3. Il est possible de faire varier les seuils pour voir si d'autres surclassements apparaissent quand nous relâchons notre exigence pour obtenir des surclassements faibles. Nous avons donc pris un seuil de concordance moins sévère de 0,55 et nous constatons que l'exploitation 2 surclasse les exploitations 1 et 4, que 1 surclasse 3 et 3 surclasse 4 (Figure 35). Cette fois, c'est l'exploitation 2 qui semble la mieux placée. Enfin, si nous relâchons notre exigence mais cette fois sur la discordance, nous faisons apparaître un dernier surclassement qui est 2 surclasse 3 (Figure 36). Nous pouvons donc dire que nous avons peut être notre vainqueur, puisque l'exploitation 2 appartient au groupe des meilleures. Mais bien souvent la méthode ne fait pas ressortir d'actions et nous ne pouvons conclure sur un quelconque vainqueur, ce qui dans notre cas pourrait poser problème lors de la remise du prix de la meilleure exploitation agricole.

4.3.3.2. De Electre I à Electre III

Electre I est une méthode de type alpha, qui nous fournit un sous ensemble d'actions où se trouve la meilleure, alors que les méthodes qui suivent sont de type gamma (rangement). Mais pour bien comprendre l'idée générale du multicritère, il fallait commencer par la méthode la plus simple, car Electre III en est un développement. Nous détaillerons donc uniquement les changements qui ont eu lieu.

Entre Electre I et III, il existe une méthode Electre II qui fait une distinction entre surclassements forts et faibles, les seconds servant à affiner le jugement. Electre III va encore plus loin, car si le surclassement est toujours soumis à une condition de concordance et de non discordance, on le considère tout en se demandant quel est le degré de crédibilité de cette

hypothèse. Ce degré varie entre 0 (le surclassement n'est pas justifié) et 1 (surclassement complètement justifié).

- Les indices

Le changement provient de l'introduction du flou dans la relation de surclassement. Pour le calcul de l'indice de concordance, on ne répond plus par oui ou par non pour savoir si l'action a surclasse b dans un critère, mais on introduit des seuils qui permettent de faire intervenir un des principes du multicritère : la préférence faible. Le premier seuil fixé est celui d'indifférence q (Figure 37). Ce seuil permet de décider que pour un critère donné et pour l'hypothèse a surclasse b, si l'écart (en valeur absolue) entre la valeur de l'action a et de l'action b est inférieure à q, on a indifférence (la différence est trop faible pour considérer que a surclasse b dans ce critère). Le second seuil est appelé de préférence (p). Cette fois si la différence des valeurs de a et b dans un critère est supérieure à cette valeur, alors l'une sera préférée strictement à l'autre. Et entre ces deux valeurs seuil (entre q et p), c'est à dire entre l'indifférence et la préférence stricte, on se situe dans la zone de préférence faible. Avec l'aide du flou, on associe à la concordance un indice de crédibilité qui vaut 1 quand la concordance est totale (jusqu'à ce que la valeur de a soit inférieure de q à la valeur de b), 0 lorsqu'il n'y a pas concordance (lorsque valeur de a moins valeur de b est inférieure à -p) et entre 0 et 1 dans la zone comprise entre ces deux seuils (-q et -p) où l'on a une fonction linéaire. C'est ce degré de crédibilité qui multipliera le poids du critère et l'indice de concordance de a surclasse b sera la somme de ces produits. La méthode de calcul est identique à Electre I mais la réponse n'est plus du genre tout ou rien mais correspondra à une nuance entre ces deux extrêmes.

Pour l'indice de discordance aussi, on fixe des seuils. Il y a discordance quand la crédibilité de la concordance est nulle, c'est à dire quand la valeur de a moins la valeur de b est inférieure à -p (b est mieux noté que a dans ce critère). Plus cette valeur de (a - b) baisse (valeur absolue qui augmente), plus la discordance est forte. C'est là qu'intervient un nouveau seuil, celui de veto (v). Donc, jusqu'à -p, la discordance est acceptable car on a encore une concordance même atténuée, puis elle augmente jusqu'à devenir complète à -p. On va calculer cette fois une intensité de discordance qui vaut 1 quand la discordance est complète, 0 quand la concordance est non nulle et entre 0 et 1 entre ces deux seuils (fonction linéaire).

- Les classements

A ce stade et à partir des indices calculés précédemment, on calcule un degré de crédibilité du surclassement « a surclasse b ». Il consiste à atténuer l'indice de concordance (= Σ degré de crédibilité dans le critère * poids du critère) par les indices de discordance. De même, le degré de crédibilité de "b surclasse a" est calculé. Donc, entre les deux membres de chaque paires d'action, nous n'aurons plus une mais deux flèches, une dans chaque sens, portant chacune son indice de crédibilité que l'on aura préalablement calculé. Pour ordonner cet ensemble de flèches et d'indices de crédibilité, on pratique ce que l'on appelle une distillation. Elle consiste à extraire de l'ensemble la ou les meilleure(s) action(s) avec une règle de sélection sévère. Après avoir retiré de l'ensemble des actions cette ou ces action(s), on redistille le reste. Cette distillation est appelée descendante et nous donne un premier classement. On réalise ensuite la distillation inverse, ou ascendante, en extrayant à chaque fois le moins bon pour former un second classement.

- La synthèse

De ces deux distillations, on tire un graphe du classement final ainsi qu'un classement médian tiré du classement final ; à partir des deux classements provenant des deux distillations, on regarde quelles actions changent de position de l'un à l'autre. Ceci nous permet de tirer ce classement médian qui sera d'autant plus solide que le résultat des deux distillations sont proches. Si au contraire, l'écart est important, on prendra les actions de rang sûr (qui ne varie pas entre les classements) et les autres seront déclarées peu ou pas comparables à celles de ce premier groupe.

5. La comparaison des deux méthodes : système expert et Electre III

Nous avons décidé de comparer les deux méthodes afin d'estimer dans un premier temps si elles donnent des résultats identiques. Ensuite, en fonction des qualités et défauts de chacune, nous essayerons de déterminer laquelle serait la plus appropriée pour classer nos exploitations agricoles. Nous avons donc défini une cinquantaine d'exploitations fictives, auxquelles nous avons attribué aléatoirement des valeurs d'indicateurs pour les cinq pratiques agricoles (couverture du sol, assolement, SNP, machinisme et pesticides) (Annexe II).

5.1. Les méthodes

- Le système expert

Pour le système expert, il n'y a rien d'autre à définir que ce que nous avons déjà fait dans le paragraphe 3.2. à savoir les limites de classes, les équations des courbes d'appartenance aux classes floues (Figure 31 et 33) et les règles de décision (Figure 30 et 32).

- Electre III

Pour la méthode multicritère, il faut, dans un premier temps, définir le poids de chaque critère et ce pour chaque espèce. Ensuite, toujours par espèce et pour chaque critère il faut déterminer les différents seuils (indifférence (q), préférence (p) et veto (v)). Nous avons choisi un seuil d'indifférence unique de 0,5 point d'indicateur, car nous avons estimé, au vu des modes de calcul, que c'est l'erreur maximale d'estimation que l'on pouvait commettre. Les seuils de préférence ont, par contre, été choisis en fonction du poids du critère, c'est à dire que pour avoir une préférence stricte dans un critère ayant peu d'intérêt, il faudra une différence plus grande entre les deux valeurs d'indicateur que pour un critère important. Cela signifie qu'il faut une forte variation d'indicateur pour les pratiques agricoles à faible poids, pour que l'on ait une réponse positive ou négative de l'espèce en question. Nous utilisons cette même façon de faire pour fixer les seuils veto. L'ensemble de ces valeurs sont données par espèce dans le tableau 43.

5.2. La comparaison

Le tableau 44 nous donne les rangs obtenus par les 50 exploitations pour les trois espèces et ce pour chaque méthode. Nous avons réalisé une corrélation de Spearman afin de

comparer statistiquement les rangs obtenus par chaque exploitation dans les deux classements. Les coefficients de corrélation (r^2) varient entre 0.74 et 0.85 selon les espèces et ces valeurs de r^2 sont hautement significatives.

Nous allons tenter d'expliquer cette différence (puisque r^2 est inférieur à 1) entre les deux classements par les qualités et les défauts de nos deux méthodes. Tout d'abord, les valeurs obtenues après agrégation par le système expert montrent qu'il existe parfois de faibles différences entre les exploitations. Premièrement, le fait que deux exploitations soient si proches en terme de qualité cynégétique, va généralement entraîner un classement légèrement différent selon les méthodes (entre un ou deux rangs dans le classement). Deuxièmement, aussi faible soit cette différence, le système expert donnera un classement, alors que la méthode multicritère ne permettra pas de classer ou aura du mal à déterminer le classement, estimant que cette différence n'est pas significative. Ce second point peut être à l'origine d'exploitations "baladeuses", c'est à dire qui ont des classements différents entre nos deux méthodes d'agrégation. En fait, cette remarque nous ramène aux conflits entre l'optimisation et le multicritère, puisque la note entre 0 et 10 permet un classement quelles que soient les différences entre les exploitations alors que la méthode multicritère ne s'avance que quand cette différence est "flagrante".

Plaçons nous cette fois du coté des utilisateurs pour savoir quelle serait la meilleure méthode. Le système expert a pour avantage de donner une note aux exploitations (que l'on pourrait qualifier de transparente vis à vis de l'utilisateur). De plus, il permet de moduler les poids de chaque critère en fonction des valeurs prises par les autres indicateurs. Cela signifie que les règles de décisions vont permettre par exemple de donner un peu plus de poids à un critère quand un autre critère sera défavorable (par exemple, chez le faisan, la couverture du sol qui peut pallier le manque de SNP), alors que dans le cas contraire, ce premier critère ne pèsera pas aussi lourd (exemple contraire où le manque de couverture du sol n'aura pas de conséquences fâcheuses si l'indicateur SNP est favorable). En revanche, la méthode multicritère et en particulier Electre III, peut conceptuellement être de meilleure qualité, et surtout nous donne des surclassements entre exploitations plus sûrs. Mais, les utilisateurs non spécialistes du multicritère peuvent faire le reproche de l'utilisation d'une boîte noire (même si la logique floue associée au système expert n'est pas facile non plus). De plus, cette méthode ne fait que classer sans préciser si les exploitations sont bonnes ou mauvaises, et dans le cas où elle est utilisée seule, cela peut faire ressortir la meilleure exploitation même si cette dernière n'est pas favorable à la faune (cas où les exploitations sélectionnées seraient toutes mauvaises). Or cette absence de "note" attribuée à chaque exploitation peut aussi être gênante pour les utilisateurs comme pour les bénéficiaires (agriculteurs) qui ne sauront pas où ils se situent dans l'absolu.

En fait, il serait bon d'utiliser les deux méthodes (sauf si l'utilisateur a sa propre préférence) pour renforcer le classement ; des éléments se situant au même rang quelle que soit la méthode utilisée (principalement pour les premiers) verraient leur classement conforté.

6. Test de sensibilité

Ce test ne sera réalisé que pour la méthode du système expert, car au final, nous obtenons une valeur d'indicateur sur laquelle nous pourrons effectivement observer une variation. Ce test sera réalisé par espèce, car nous savons qu'en fonction de l'espèce, les pratiques ayant le plus d'impact ne sont pas identiques. Ce test de sensibilité consiste à faire varier chaque critère (SNP, assolement, couverture du sol, machinisme et pesticide) dans leurs intervalles de variation (entre 0 et 10 pour les indicateurs) pendant que les autres critères sont fixés à une valeur défavorable (0), médiane (5) ou favorable (10).

Les résultats de ce test sont donnés dans les figures 38, 39 et 40 respectivement pour le faisan, la perdrix et le lièvre. En revanche, pour les trois espèces, le graphe concernant les tests réalisés alors que les quatre variables fixées ont des valeurs défavorables (0) n'est pas présenté dans les figures, car l'indicateur cynégétique reste nul quelque soit l'indicateur que l'on fait varier. Donc un seul critère, même favorable, ne peut jamais remplacer la défaillance de tous les autres. Dans les autres cas de figure, (valeurs médianes ou favorables), la pondération des critères est variable selon les espèces.

6.1. Le faisan

Pour le faisan, curieusement la pratique qui a le plus de poids dans notre évaluation de la valeur cynégétique, est la gestion des pesticides. En effet, l'épandage d'une ou de plusieurs molécules très toxiques associé à des traitements insecticides systématiques en période de reproduction et ce sur l'ensemble des parcelles, risque d'entraîner une mortalité importante (adultes et poussins) et donc une forte baisse des effectifs. Mais, dans la réalité, ce cas extrême est rare, voire inexistant et généralement l'indicateur pesticide aura plutôt des valeurs comprises entre 7 et 10 (Cf résultat – discussion). Ensuite, ce sont les structures non productives qui ont le plus de poids (assez proche des pesticides). En effet, la qualité de l'habitat pour les faisans dépend surtout des SNP, plus que de la couverture du sol ou de l'assolement dont l'impact reste faible. En revanche, bien qu'un manque de SNP ait un effet sur les densités de population, leur présence n'est pas suffisante pour atteindre un bon score d'indicateur (Figure 38a : la variation de l'indicateur cynégétique ne varie que de 1,3 à 3,5 points). Quant au machinisme, nous notons que si l'impact est loin d'être négligeable (du même ordre que la couverture du sol), l'effet est moindre que pour la perdrix par exemple, car le faisan est moins dépendant des cultures pour se reproduire et donc moins sensible au passage d'outils dans les parcelles.

6.2. La perdrix

Trois pratiques ont des pondérations identiques dans l'impact sur la perdrix : la couverture du sol, le machinisme et les pesticides. Pour les mêmes raisons que le faisan, la mauvaise gestion des pesticides peut entraîner une forte mortalité. Il en est de même pour le machinisme qui prend plus d'importance que pour le faisan, car la perdrix, étant plus liée au couvert des cultures, est plus sensible aux passages d'outils à risque dans les parcelles. Enfin, notons l'importance de la couverture du sol dans la qualité de l'habitat pour la perdrix, ce qui était attendu du fait de la forte dépendance de la perdrix vis à vis des cultures. Pour les SNP,

leur effet sur la qualité est moindre car la perdrix est une espèce de milieu ouvert. Il en est de même pour l'assolement surtout quand la couverture du sol est de bonne qualité (fortes densités de perdrix dans les zones où dominent les céréales d'hiver).

6.3. Le lièvre

Concernant le lièvre, les pratiques qui ont le plus d'impact sur les populations sont le machinisme, suivi des pesticides. En effet, les risques que créent, principalement pour les levrauts, les passages répétés d'outils destructeurs ne sont pas exagérés dans notre indicateur ; l'effet, par exemple, du passage d'un vibroculteur au printemps sur la quasi totalité de la surface d'un territoire se traduit par l'absence de lièvres nés avant mai dans les tableaux de chasse (Pepin, 1987). Cependant, le test de sensibilité est réalisé sur tout l'intervalle de variation (entre 0 et 10), or dans la réalité, les valeurs de l'indicateur machinisme sont rarement inférieures à 7. Ainsi, si l'on passe le vibroculteur pour semer des cultures de printemps, celles-ci seront récoltées tard (après la période de reproduction) sans aucune autre utilisation d'outils à risque entre ces deux périodes, garantissant une reproduction non affectée par le machinisme. Comme pour les deux autres espèces, les pesticides ont un poids important sur les populations de lièvre, mais là aussi, la valeur de l'indicateur est généralement bonne, d'autant plus que l'impact indirect des insecticides n'est plus pris en compte. Pour la qualité de l'habitat, la couverture du sol et l'assolement ont un poids identique, alors que les SNP ont un impact négligeable. Cela correspond bien à l'écologie du lièvre, une espèce de milieu ouvert, qui affectionne d'avoir une diversité de cultures (nourriture et abri) dans son espace vital ; diversité qui lui permet de se passer aisément des SNP. C'est pourquoi, au vu du peu de poids que représente finalement l'indicateur SNP dans la valeur cynégétique, nous proposons de supprimer cette pratique. Il ne nous reste ainsi que quatre pratiques à évaluer : la couverture du sol, l'assolement, le machinisme et les pesticides, ce qui permettra de simplifier l'évaluation si l'on ne s'intéresse qu'au lièvre. En effet, le recueil des données concernant l'indicateur SNP est assez lourd, mais il restera obligatoire si l'on se préoccupe aussi de la perdrix et du faisan.

Résultats et discussion

1. Introduction

La démarche d'évaluation de la valeur cynégétique d'exploitations agricoles ou de territoires est arrivée à son terme. En effet, après avoir rassemblé les connaissances sur la biologie de nos espèces, nous avons évalué l'impact de chacune des six pratiques agricoles à l'aide d'indicateurs, dont l'agrégation nous a permis d'évaluer la valeur cynégétique. Afin de tester sur le terrain notre méthode d'évaluation, nous avons fait un suivi de sept territoires et quatre exploitations agricoles de grandes cultures. Pour chacun, nous avons fait le relevé du parcellaire ainsi que son informatisation par Isaplan, ce qui nous a permis de calculer les indicateurs assolement et couverture du sol. Pour les structures non productives, nous avons fait une tournée durant l'année 1999 afin de toutes les recenser et les qualifier. Enfin, pour le machinisme et les pesticides, nous avons procédé différemment selon qu'il s'agissait d'un territoire ou d'une exploitation. Pour les quatre exploitations suivies, dont les exploitants étaient volontaires, les données nécessaires à ces deux indicateurs ont pu être recueillies sans problème. Par contre, au niveau de territoires regroupant en général une dizaine d'exploitants, il était plus problématique d'avoir accès à ces données, d'où le choix, que nous verrons plus tard, de prendre des itinéraires techniques types. Parallèlement à ce suivi, nous avons procédé pour les territoires à des comptages de lièvres afin d'avoir un aperçu de la densité de populations. Pour la perdrix, du fait de sa disparition de la quasi totalité des territoires, ce suivi n'avait pas d'intérêt, de même que pour le faisan, à cause des biais que pouvaient introduire les nombreux lâchers (comptages faussés).

Dans une première partie, nous allons décrire ces territoires et exploitations agricoles et commenter le résultat du calcul de nos indicateurs. A partir de la valeur prise par nos indicateurs et des données sur les populations, nous discuterons de la pertinence de notre méthode dans l'évaluation de la valeur cynégétique et de ses applications dans l'aide à la décision pour d'éventuels aménagements.

2. Application de notre méthode à des territoires et exploitations agricoles

Dans cette partie, nous allons tout d'abord décrire les territoires suivis, et nous commenterons les résultats obtenus pour les indicateurs responsables de la qualité de l'habitat (assolement, couverture du sol et structures non productives). Ces trois indicateurs étant calculés à partir des données recueillies sur le terrain. Ensuite, nous calculerons les indicateurs machinisme et pesticides après avoir défini des itinéraires techniques, car dans ce cas, nous

n'avons pas d'information les concernant. Par contre, pour les exploitations agricoles, nous calculerons les cinq indicateurs à partir des données de terrain. Enfin, nous donnerons et commenterons les résultats de l'agrégation des cinq pratiques agricoles pour les territoires et les exploitations, afin d'évaluer leur valeur cynégétique.

2.1. Indicateurs de qualité de l'habitat (territoires)

Une partie des informations recueillies sur les territoires est donnée dans les annexes III et IV, respectivement pour les surfaces des cultures et les structures non productives. Les résultats des indicateurs se trouvent dans les annexes V, VI et VII respectivement pour le faisan, la perdrix et le lièvre. Pour l'indicateur SNP, les valeurs sont souvent identiques entre les années, car nous n'avons fait qu'un passage pour recueillir l'information (1999), sauf quand d'importants changements étaient intervenus (implantation de bandes herbeuses en nombre,...).

2.1.1. Territoire N° 1

2.1.1.1. Description

Ce territoire de 550 ha typique du sud de l'Alsace (Sundgau) est principalement tourné vers les grandes cultures (90% de la surface) (Annexe VIII). Les deux cultures dominantes (stables à environ 80% de la SAU) sont le maïs et le blé avec respectivement 40 à 50% et 24 à 36% de la SAU selon les années. Viennent ensuite la betterave sucrière, le colza et l'orge (10% au total) ainsi que la jachère, les prairies ne représentant que 6% de la SAU.

Ce territoire, bordé au nord par une forêt, peut être séparé en deux zones ; la première comporte de grandes parcelles et la seconde, non remembrée, comporte un petit parcellaire (à l'est près du village) où l'on trouve de nombreux vergers familiaux et quelques maisons d'habitation. En ce qui concerne les SNP, les deux zones sont assez semblables.

2.1.1.2. Résultats

L'indicateur assolement varie entre 4,4 (1997) et 5,2 (1999). La valeur maximale (en 1999) étant due principalement à la baisse des surfaces en maïs et à la hausse de celles en blé. Ceci a pour conséquence d'augmenter l'indice de Shannon par un rééquilibrage des surfaces des cultures ainsi que l'indice de répartition par une baisse des lisières maïs - maïs.

L'indicateur couverture du sol varie entre 3,8 (1997) et 5,4 (1999) pour la perdrix et le faisan et entre 5,7 et 7 pour le lièvre. Cet indicateur est moyen pour deux raisons, la présence d'un couvert de protection durant les hivers (50 ha d'engrais verts semés chaque année) et la bonne proportion de blé dans l'assolement (couvert de nidification). D'ailleurs, les variations observées entre les années proviennent essentiellement des fluctuations de la surface en blé (la meilleure année étant celle où les céréales occupaient environ 40% de la SAU).

L'indicateur SNP est très variable selon les espèces et varie un peu dans le temps (implantation supplémentaire de bandes herbeuses ainsi que d'une haie). Le linéaire moyen (127 mètres/ha), constitué de plus d'un tiers de chemins de type C1 et d'un quart de type C2, n'est de ce fait, pas très important. Par contre, 1/4 du linéaire correspond à des haies (30 m/ha) et 8% à des lisières de forêts (10 m/ha). Pour le faisan (4), ce territoire manque de

lisières boisées (il en faudrait deux fois plus), même si celles qui sont présentes sont de bonne qualité. Le nombre de chemin de type C2, les bandes herbeuses et les haies de bonne qualité avec peu d'arbres permettent à l'indicateur SNP de ce territoire d'être bon pour la perdrix et amplement suffisant pour le lièvre.

2.1.2. Territoire N° 2

2.1.2.1. Description

Ce territoire un peu vallonné et qui s'étend sur presque 820 hectares est tourné vers la polyculture–élevage (Annexe IX). Les prairies (fauche et pâture) couvrent 20% de la SAU. Les cultures sont toujours dominées par le maïs (36%) et le blé (25%) suivies par l'orge d'hiver (entre 6 et 12%) et la jachère (5%). On y trouve aussi quelques parcelles de betterave, d'avoine, d'orge de printemps, de colza, de verger et de pomme de terre sur un peu plus de 4% de la surface.

Ce territoire, sans aucune forêt, forme une cuvette au fond de laquelle se trouve les habitations de deux communes. Le parcellaire est relativement petit (1,6 ha) et cette taille est constante sur l'ensemble du territoire. Les cultures aussi sont équitablement réparties, mais avec tout de même des zones où se concentrent un peu plus les prairies (coteaux et fonds humides) et le maïs (zone plate ou moins pentue au nord - ouest).

2.1.2.2. Résultats

L'indicateur assolement est bon puisque qu'il varie de 7,7 (1999) à 6 (2000). Cette différence de presque deux points d'indicateur entre deux assolements successifs, est due à la baisse de la diversité H' (réduction de 3% de la sole en céréales et hausse de 2% du maïs) mais surtout à une moins bonne répartition des cultures (K passe de 1,5 à 1,33).

L'indicateur couverture du sol est assez favorable au lièvre (plus de 7,5), car ce territoire, en plus de présenter un tiers de céréales, comprend 20% de prairies qui permettent au lièvre de trouver toute l'année une végétation rase pour se nourrir. Par contre, l'indicateur est un peu moins bon pour la perdrix et le faisan (valeurs autour de 5) et ce surtout en raison du manque de couvert de nidification représenté uniquement par les céréales ; les prairies étant soit pâturées, soit fauchées précocement. Mais la variation d'indicateur entre les années est faible, car globalement les surfaces varient peu.

Les SNP sont nombreuses (171 m/ha) et très diversifiées puisque toutes sont bien représentées (sauf la forêt). Concernant l'indicateur SNP, il est excellent pour la perdrix et le lièvre (10), car le milieu reste très ouvert avec beaucoup de chemins de type C2 (85 m/ha), de fossés et de bandes herbeuses (nombreux talus enherbés). Par contre, ce territoire est un peu moins intéressant pour le faisan (7), car outre les fossés de type F2 (23 m/ha), on y trouve peu de lisières boisées (seulement 20 m/ha).

2.1.3. Territoire N° 3

2.1.3.1. Description

Ce territoire de 315 ha est un ancien ried où les prairies ont disparu au profit de la quasi monoculture de maïs puisque cette culture représente entre 76 et 83% de la SAU

(Annexe X) ; le reste de la surface étant occupée par du blé (2 à 9%), des prairies (3 à 6%) et bien sûr de la jachère (8 à 11%).

Ce territoire est bordé au nord et à l'ouest par des forêts, au sud par un ruisseau et à l'est par le village. A l'est, subsiste un parcellaire assez petit avec quelques vergers, alors qu'à l'ouest, le terrain appartenant en grande partie à la commune, a été remembré avant location (d'où des chemins en quadrillage et de grandes parcelles).

2.1.3.2. Résultats

L'indicateur assolement est faible (3), car si le coefficient de répartition reste bon (grâce à la partie Est du territoire), la diversité est mauvaise (80% de la SAU en maïs). Il faut noter l'amélioration, même faible (0,7 point), de l'indicateur en 1999, due à l'obligation de la PAC de passer de 5 à 10% de jachères, passage qui s'est fait au détriment du maïs (-8%).

Avec 80% de maïs, nous nous attendions à avoir un indicateur couverture du sol aussi faible pour la perdrix et le faisan. En effet, le couvert en hiver se résume à des labours à perte de vue et le couvert de nidification est limité (blé et jachères) puisqu'il ne couvre que 11 à 18 % de la surface. Pour le lièvre, l'indicateur donne des résultats moins catastrophiques (2,6 à 3,8) car 20% de la surface lui est encore favorable (blé, jachères et prairies) et il est un peu moins sensible que les oiseaux nicheurs au manque de couvert durant la période de reproduction. A noter l'amélioration de l'indicateur entre 1998 et 1999 (de 0,3 à 0,7 point), due à la baisse de la sole en maïs (-8%) et de la hausse du blé (+2,5%) et des jachères (+2,5%).

Par contre, l'indicateur SNP est meilleur que les deux précédents puisqu'il varie entre 4,8 et 6 pour le faisan, 7,1 et 8,6 pour la perdrix et est sable à 10 pour le lièvre. Cela s'explique pour le faisan par le linéaire de lisières boisées (41 m/ha) qui représente le quart du linéaire total et pour les deux autres espèces par les chemins de type C2, les fossés et les bandes herbeuses. D'ailleurs, on peut noter la différence d'indicateur (entre 1,2 et 1,5 points) entre 1997 et 1998, provenant de l'implantation de 2.5 km de bandes herbeuses le long d'éléments fixes déjà existants (haies et fossés). Cela afin de leur redonner l'attrait qu'ils avaient perdu par des traitements herbicides et des labours jusqu'au pied des buissons. Ces bandes ont été retournées à la fin de l'année 1999, d'où la baisse de l'indicateur en 2000.

2.1.4. Territoire N° 4

2.1.4.1. Description

Ce territoire légèrement vallonné de 561 ha s'étend sur deux communes. Il est délimité au nord par un canal et au sud par une forêt (Annexe XI). On y pratique la polyculture – élevage avec le tiers des surfaces agricoles occupées par des prairies, principalement dans les zones un peu plus humides le long des ruisseaux. Concernant les cultures, c'est toujours le maïs qui domine (35 – 38%), suivi du blé (16 à 24%), les 5 à 8% des surfaces restantes étant réparties entre de l'avoine, du colza, de l'orge d'hiver, de la jachère (seulement 2%) et de la pomme de terre. Le parcellaire est assez petit (1,4 ha) et souvent très allongé, ce qui augmente les lisières entre les cultures. Hormis la grande forêt au sud, on en trouve une autre de 30 ha au milieu des cultures (sud ouest).

2.1.4.2. Résultats

L'assolement est de bonne qualité, car ajouté à une assez bonne diversité (trois cultures principales et quelques cultures très secondaires), la répartition est excellente à cause du petit parcellaire très allongé.

Cependant, il n'en est pas de même pour la couverture du sol, surtout pour la perdrix et le faisan (entre 2,4 et 3.6). En effet, le couvert de protection est rare en hiver et surtout en période de nidification où il ne représente que 24 à 30% de la surface (céréales et jachères). Pour le lièvre l'indicateur est meilleur, car dans les couverts intéressants, on trouve, une fois de plus, des prairies (fauche et pâture).

Pour la perdrix, l'indicateur SNP est assez faible et relate bien le fait que ce territoire comporte trop de lisières boisées de mauvaise qualité (lisières de forêt abruptes sans buissons et haies pâturées) et pas assez d'éléments "enherbés" (fossés et bandes herbeuses). La mauvaise qualité des lisières boisées entraîne, pour le faisan, un mauvais indicateur. Malgré la quantité importante des lisières boisées (38 m/ha), elles ne permettent pas de jouer pleinement leur rôle dans la recherche d'un territoire par le mâle. Enfin pour le lièvre l'indicateur est bon, les chemins (C2) et les fossés étant suffisants pour qu'il ne soit pas gêné outre mesure par la présence de forêts ni même par leur qualité médiocre.

2.1.5. Territoire N° 5

2.1.5.1. Description

Ce territoire de 320 ha qui s'étend sur deux communes est presque entièrement entouré de forêt (sauf au sud-ouest), avec deux forêts (24 et 56 ha) au milieu, ce qui en fait le territoire ayant le plus de linéaire boisé (100 m/ha) (Annexe XII). On y pratique la polyculture–élevage avec un tiers de la SAU en prairie. Pour les cultures, c'est toujours le maïs qui domine (entre 36 et 44%) suivi du blé (entre 7 et 23%) puis de l'avoine, de l'orge d'hiver et de printemps,due colza et de la jachère. Le parcellaire est assez grand puisqu'il fait plus de 2 ha de moyenne, avec une mauvaise répartition des cultures, le maïs se trouvant plutôt à l'est et les prairies plutôt au nord et au sud.

2.1.5.2. Résultats

L'indicateur assolement est assez bon en 1998 et 1999 (5,8), malgré une apparente mauvaise répartition des cultures qui ne se vérifie pas lors de la mesure de K. Entre ces deux années, la sole en blé a fortement baissé (23 à 7%) et celle en maïs augmenté (36 à 44%), mais la diversité H' est restée stable, car le taux de jachères et la sole en colza ont augmenté et l'orge de printemps est apparue. En revanche, en 2000, l'indicateur chute (3,8) et ce pour deux raisons. La première est une baisse de diversité, car si le maïs reste stable, le blé réoccupe de la surface au dépend du colza, de l'orge de printemps et de la jachère (baisse du nombre de cultures). La seconde cause est la mauvaise répartition des cultures avec de gros blocs en monoculture de maïs.

Pour la perdrix et le faisan, les résultats de l'indicateur couverture du sol sont, surtout en 1999, à la limite de la nullité et suivent assez bien la sole en blé d'hiver. En effet, le couvert de nidification, ne provenant que des céréales et de la jachère, est tombé pour 1999 à 17% seulement, ce qui est insuffisant pour espérer une bonne réussite de la nidification. Pour le

lièvre, l'indicateur est meilleur car il faut considérer les 33% de prairies qui lui sont favorables.

Pour la perdrix, ce territoire contient trop de lisières boisées (100 m/ha) pour que l'indicateur SNP ne soit favorable. Mais l'effet négatif des forêts est compensé en partie par des haies et des fossés de qualité (partie sud qui s'ouvre sur une grande plaine au delà du territoire suivi) d'où la valeur de 4,4 pour l'indicateur. Pour le faisan, l'indicateur pourrait être meilleur au vu de la quantité de lisières boisées, mais celles-ci sont de mauvaise qualité (principalement les forêts). Enfin pour le lièvre, les quelques haies de qualité et les fossés permettent d'obtenir une bonne valeur d'indicateur.

2.1.6. Territoire N° 6

2.1.6.1. Description

Ce territoire de 330 ha est séparé en deux par le village avec au nord une zone de grandes cultures et au sud des surfaces davantage tournées vers l'élevage (Annexe XIII). Les prairies situées au sud représentent 31% de la SAU alors que le maïs plutôt au nord couvre entre 40 et 50% du territoire. Viennent ensuite le blé d'hiver (12 à 20%) et un ensemble de cultures (betterave, colza, orge d'hiver et de printemps, pomme de terre et jachères) dont la surface varie entre 7 et 11% de la SAU. Si le nord est un milieu très ouvert (chemins et fossés), le sud a un paysage plus typique de zones un peu humides où dominent les prairies, avec beaucoup de haies recouvrant de petits rus ainsi que de nombreux fossés avec une végétation de milieux humides.

2.1.6.2. Résultats

Si l'indicateur assolement est faible en 1998 (3,9), il gagne plus d'un point en 1999 (4,9) et 2000 (5,2). Ce gain provient d'une part de la baisse de la sole en maïs (-10%) parallèlement à l'augmentation de celle du blé d'hiver (8%) et d'autre part de la meilleure répartition des cultures (moins de blocs de maïs). Mais l'indicateur aura du mal à dépasser 5,2 car les prairies se situant plutôt au sud et les cultures au nord limitent l'indice de répartition.

L'indicateur couverture du sol n'est pas très favorable aux oiseaux nicheurs (maximum 2,7) car le couvert n'est pas présent en assez grande quantité lors de la nidification (entre 14 et 24%). Par contre, comme pour les territoires 4 et 5, l'indicateur est meilleur pour le lièvre car les prairies lui sont favorables toute l'année.

L'indicateur SNP est moyen (5,2) pour le faisan car si les lisières boisées (haies) et les fossés de type F2 sont abondants dans le sud, ils sont inexistants dans le nord. Par contre pour la perdrix et le lièvre, l'indicateur est bon car dans le nord, les fossés et les chemins (C2) contribuent aussi à la qualité de l'habitat.

2.1.7. Territoire N° 7

2.1.7.1. Description

Ce territoire de 478 ha est principalement tourné vers les grandes cultures (12% de prairies seulement) (Annexe XIV). La culture majoritaire reste le maïs (43 à 51%) suivie du blé d'hiver (17 à 32%) et du colza (6 à 10%). Enfin, viennent la betterave (4%), l'orge d'hiver

et de printemps, la pomme de terre et la jachère. Les cultures sont assez bien réparties (sauf les prairies concentrées au sud ouest et quelques blocs de maïs) avec un parcellaire moyen de 2,16 ha (le plus grand des sept territoires) de parcelles allongées. Ce territoire est bordé par deux forêts (nord ouest et sud est) et par une autoroute au nord est.

2.1.7.2. Résultats

L'indicateur assolement est moyen (autour de 5), car bien que les parcelles soient relativement grandes avec quelques blocs de monoculture (prairie et maïs), le parcellaire est allongé avec une assez bonne diversité et répartition des cultures.

L'indicateur couverture du sol est, par contre, médiocre pour la perdrix et le faisan, surtout en 1999, car le couvert de nidification est insuffisant (50% de maïs et seulement 17% de blé). Le lièvre s'en sort un peu mieux avec un indicateur moyen dû à l'apport des prairies et au fait qu'il soit moins exigeant en couvert.

C'est le territoire qui a le moins de linéaire de SNP (108 m/ha), ce qui est malgré tout suffisant pour le lièvre (10) grâce aux chemins (C2), aux fossés et aux quelques bandes herbeuses. Pour la perdrix, malgré la présence de ces éléments fixes favorables, les quantités ne sont pas suffisantes d'où un indicateur moyen. Enfin, pour le faisan, ce sont les lisières boisées qui ne sont ni en assez grande quantité (20 m/ha) ni de bonne qualité (forêts avec des lisières abruptes).

2.2. Indicateurs pesticides et machinisme (territoires)

2.2.1. Les itinéraires techniques

2.2.1.1. Machinisme

Pour la perdrix et le faisan, les travaux à risque se limitent à la récolte (Tableau 45). Pour les céréales de printemps, le maïs, la betterave et les pommes de terre, les risques sont nuls car la récolte a lieu hors période de reproduction. Pour l'orge récoltée au début du mois de juillet, l'indicateur machinisme sera de 4 (cf machinisme pour le calcul de l'indicateur). Le blé d'hiver est récolté en grande partie (deux tiers) avant le 15 juillet, le reste l'étant après (un tiers), d'où un risque global moindre et un indicateur de 6. Le colza est récolté pratiquement en même temps que l'orge d'hiver, mais le risque étant moindre (mauvais couvert de nidification), la valeur d'indicateur sera de 9. Quand les prairies sont uniquement pâturées, le risque est nul (indicateur égal à 10) et pour les autres (deux ou trois fauches et mixtes), le risque provient de la première coupe et donc l'indicateur vaut 5. Enfin, pour la jachère, si elle est broyée avant le 15 juillet, l'indicateur vaut 0 sinon il vaut 10.

Pour le lièvre, aux travaux de récolte il faut rajouter pour les cultures de printemps, la préparation du sol. Nous avons considéré que cette dernière est réalisée au vibroculteur uniquement, étant donné que le labour d'hiver est systématique et qu'aucun agriculteur ne pratique le semis direct. Le résultat des valeurs prises par l'indicateur machinisme est donné dans le tableau 45.

2.2.1.2. Pesticides

Comme pour le machinisme, nous allons prendre des itinéraires de traitements phytosanitaires types pour les cultures présentes sur les territoires suivis. Sur la jachère et les prairies, nous partons du principe qu'il n'y a aucun traitement effectué (Ip = 10). Pour les cultures restantes, nous déterminerons, à partir des produits les plus communément utilisés, trois itinéraires de traitement, un itinéraire entraînant le moins de risque possible, un itinéraire intermédiaire et un itinéraire à fort risque. Le fait qu'un itinéraire soit à risque pour une culture provient souvent d'un seul produit très dangereux comme un traitement de semences (Promet) ou l'épandage d'un molluscicide (Mesurol). Nous ne détaillerons pas les produits utilisés dans ces itinéraires, mais nous donnerons uniquement la valeur de l'indicateur. Toutefois il faut savoir que le choix des matières actives est très étendu : seize matières actives, par exemple, pour le désherbage du blé d'hiver (Tableau 44).

2.2.2. Les résultats

Les résultats du calcul des indicateurs machinisme et pesticides sont donnés dans les annexes V à VII respectivement pour le faisan, la perdrix et le lièvre.

2.2.2.1. Le machinisme

Les valeurs d'indicateur sont assez bonnes pour l'ensemble des territoires. Pour la perdrix et le faisan, le territoire N°3 est le meilleur (9,4) alors que le territoire N°2 est le moins bon (7,6). Ce résultat est en accord avec le terrain, puisque pour le territoire N°3, le maïs représente 80% de la surface, d'où un risque de mortalité faible (récolte en dehors de la période de reproduction). Par contre pour le territoire N°2, le risque lié au machinisme est plus grand car on y trouve beaucoup plus de céréales et dans une moindre mesure des prairies, d'où effectivement une mortalité par accidents plus importante lors de la récolte. Pour le lièvre, tous les territoires ont des valeurs d'indicateur très proches (autour de 7,6). Mais la cause de la mortalité n'est pas la même selon les territoires. En effet, pour le territoire N°3, la plupart des pertes a lieu lors de la préparation du sol pour le semis de maïs, alors que pour le territoire N°2, à cette préparation du sol au printemps (moins importante), il faut rajouter les mortalités au cours de la récolte des céréales et des fourrages (prairies).

2.2.2.2. Les pesticides

Pour le faisan et la perdrix, nous avons fait trois itinéraires de traitements phytosanitaires. L'itinéraire 1 étant le moins à risque, l'indicateur n'est pas égal à 10 pour toutes les cultures, car il est difficile de se passer d'insecticides dans certains cas. Nous avons donc, pour l'itinéraire 1, des résultats qui varient peu entre les territoires : entre 7,9 (N°3 avec beaucoup de maïs sur lequel est réalisé un traitement insecticide) et 9,1 (N°2 avec moins de maïs et plus de prairies sans traitement)). L'itinéraire 2 donne des résultats assez proches du premier (entre 7,6 et 8,8), car nous y avons ajouté des produits de traitements qui ont seulement une légère toxicité. Entre les itinéraires 1 et 2, on dispose d'une gamme étendue de produits commerciaux. Cela montre aussi que du point de vue de la toxicité (mais pas destruction des insectes), il est possible de mettre en place de nombreux programmes de traitements qui soient sans risque pour la faune. L'itinéraire 3, par contre, par l'utilisation d'une molécule à risque pour quasiment chaque culture, fait chuter l'indicateur pesticides (de

4,5 à 7,3) et entraîne une différence plus grande entre les territoires (3 points). Le territoire N°3 a l'indicateur le plus faible du fait de la forte présence du maïs (Ip = 3,5) alors que les territoires N°2 et 4, avec un assolement comprenant beaucoup plus de prairies (Ip = 10) et de céréales (Ip = 8,75), ont de meilleures valeurs d'indicateur.

Pour le lièvre, il est possible de faire de nombreux itinéraires de traitements (exemple : itinéraire 1) sans aucun risque d'intoxication. Par contre l'itinéraire 2 montre que l'utilisation de certaines molécules peut entraîner une chute des valeurs de l'indicateur sur les territoires et principalement quand ces matières actives sont utilisées sur une culture dominante (N°3). Comme pour la perdrix et le faisan, les territoires qui présentent le meilleur indicateur pesticides sont ceux où une partie de la surface est en prairie (pas de traitement) et en céréales (les molécules utilisées sont moins dangereuses).

2.3. Les indicateurs calculés sur les exploitations agricoles

2.3.1. Exploitation N° 8

2.3.1.1. Description

Cette exploitation de 118 ha est tournée, comme toutes celles que nous suivons, vers les grandes cultures (Annexe XV). Les cultures principales sont le maïs (40 à 46%), le blé d'hiver (20 à 33%) et le colza (12 à 14%). L'exploitant dispose aussi d'un quota de production de betterave sucrière (7 à 22% de la SAU) et n'implante que 3 à 4% de sa SAU en jachères. Le peu de jachères et la variation de la surface en betterave sont dus au fait qu'il travaille également sur une seconde exploitation. L'exploitation considérée ici est limitée au nord par une forêt et possède un parcellaire assez grand (plus de 5 ha) avec quelques parcelles non contiguës.

2.3.1.2. Résultats

L'indicateur assolement n'est pas très bon (entre 3,3 et 4,2) et cela non pas à cause de la diversité qui au niveau d'une exploitation est acceptable, mais à cause de la mauvaise répartition des cultures (Annexe XVII à XIX). En effet, la grande taille et la contiguïté de certaines parcelles de même culture, sont à l'origine d'un indice de répartition faible (il ne dépasse pas 1). Par contre, ce même indice K permet à l'indicateur de gagner un point entre 1997 et 2000 (moins de contiguïté).

L'indicateur couverture du sol n'est pas non plus très favorable pour les oiseaux nicheurs. De plus, il est très variable selon les années (différence de 2 points), ce qui ne favorise pas les populations de perdrix, par exemple, car le taux de reproduction n'est pas stable dans le temps. Cette variation est due principalement au manque de couvert lors de la nidification (baisse de la sole en blé). L'indicateur est meilleur pour le lièvre (≈ 5), car ce dernier est moins exigeant en quantité et moins dépendant du couvert, que peuvent l'être la perdrix et le faisan.

L'indicateur SNP est très favorable pour nos trois espèces. En effet, les haies, qui sont de bonne qualité, y contribuent beaucoup et il faut rajouter la forêt pour le faisan et les chemins, fossés et bandes herbeuses pour la perdrix et le lièvre (Annexe XVI).

L'indicateur machinisme est bon pour toutes les espèces (> 8,5) car les cultures de printemps sont implantées en semis direct et seule la récolte de blé est à risque. Par contre, on ne peut pas en dire autant de l'indicateur pesticides. Notons cependant l'amélioration importante, en particulier pour le lièvre (plus de 3 points), à partir de 1999, du fait que l'exploitant a supprimé une molécule à risque de ses traitements.

2.3.2. Exploitation N° 9

2.3.2.1. Description

Cette exploitation de 80 ha est en monoculture de maïs (84 à 93%) où seule subsiste la jachère obligatoire (7 à 16%). Le parcellaire y est très éclaté (pas de remembrement) avec une taille moyenne de 2,4 ha. De nombreuses parcelles sont en bordure de forêt ou délimitées par une haie.

2.3.2.2. Résultats

Du fait de l'éclatement du parcellaire, pour le calcul de l'indicateur assolement nous n'avons pas utilisé le coefficient de répartition (K) mais l'indice T issu de la taille moyenne des parcelles. Le résultat donne des valeurs faibles d'indicateur, surtout du fait de l'indice de diversité (H') qui est inférieur à 1,1 et donc, si l'on se réfère à l'appartenance aux classes floues, fait presque entièrement partie de la classe défavorable.

L'indicateur couverture du sol est nul pour la perdrix et le faisan et à peine meilleur pour le lièvre. En effet, au vu de la sole en maïs, on s'imagine aisément les labours à perte de vue de novembre à avril puis une culture qui couvre très peu au niveau du sol et donc inutilisable pour nidifier. Seule la jachère offre quelques tâches de couvert, ce qui se reflète dans la valeur de l'indicateur qui augmente avec le taux de jachère obligatoire (1999), mais ce couvert reste bien insuffisant au milieu d'un paysage si peu accueillant pour le petit gibier.

Les valeurs de l'indicateur SNP sont, par contre, meilleures, voire excellentes sur la période 1998-1999. Cette amélioration est due à l'implantation d'une moyenne de 35 m/ha de bandes herbeuses, et ce le long d'éléments fixes déjà existants (fossés et haies) afin de les rendre plus accueillants. Il faut rappeler qu'auparavant, le labour et les herbicides épandus arrivaient jusqu'au pied des arbres de la haie et que la mise en place de bandes herbeuses a permis d'éloigner ces mauvais traitements du cœur de la haie.

Enfin, bien que l'indicateur machinisme soit bon, sauf peut être pour le lièvre (mortalité due à la reprise des labours d'hiver), l'indicateur pesticides montre une mauvaise gestion des produits utilisés. En effet, le traitement insecticide systématique contre la pyrale, et l'utilisation d'une molécule très toxique sont les deux causes principales des faibles valeurs d'indicateur.

2.3.3. Exploitation N° 10

2.3.3.1. Description

Cette exploitation de plus de 200 ha est très diversifiée puisqu'on n'y trouve pas moins de neuf cultures différentes. La principale culture, même si elle baisse régulièrement, est le blé d'hiver (18 à 40%) suivi du blé de printemps (0 à 18%). Le reste des cultures : colza, orge

d'hiver, orge de printemps, maïs, pois, haricot, pomme de terre, jachère et même le trèfle semence se situe toujours en dessous de 10%. Le parcellaire est grand mais tend à diminuer dans le temps puisqu'il est passé de 9,7 ha en 1996 à 7,4 ha en 2000, et ce par le découpage des grandes parcelles par de la jachère en bande de plus de 20 mètres de large. Dans le même temps et pour pallier le déficit de structures non productives, il a été implanté près de 3,5 km de haies.

2.3.3.2. Résultats

L'indicateur assolement de cette exploitation est assez bon et augmente même avec la mise en bandes de la jachère afin de couper les grandes parcelles (5,5 à 6,8). Cela vient du fait que l'indice de diversité est excellent (proche de, voire complètement favorable) même si l'on peut mieux faire en matière de répartition, car les parcelles en cultures (exceptées les jachères) ont des surfaces le plus souvent comprises entre 15 et 20 ha malgré le découpage.

Si la couverture du sol est très favorable au lièvre (8,7 à 9,2), elle l'est un peu moins pour la perdrix (6,2 à 7,8) et le faisan (5,6 à 7,3). Cela est dû en grande partie au manque de couvert après l'éclosion des poussins, ce qui les rend vulnérables face aux prédateurs, alors que pour le lièvre, à cette période, la réussite de la reproduction est quasiment acquise.

Si la valeur de l'indicateur SNP était proche de 0 en 1996 (les seuls éléments fixes étant des chemins), après l'implantation de 3,5 km de haies, l'exploitation (en terme de SNP) devient plus favorable à la perdrix et au lièvre, mais cela n'est pas encore suffisant pour le faisan.

Les indicateurs machinisme (semis direct au printemps et récolte tardive) et pesticides sont très bons avec un petit bémol pour l'utilisation d'insecticides juste avant ou pendant l'élevage des poussins, ce qui réduit la quantité d'insectes disponibles.

2.3.4. Exploitation N° 11

2.3.4.1. Description

Cette exploitation de 148 ha que nous n'avons suivie qu'une seule année, est axée principalement sur la rotation blé d'hiver (59%) betterave (24%). On y trouve aussi 12% de pois, 2,5% de jachère et une pâture qui représente 1,5% de la SAU. Les structures non productives ne sont pas très nombreuses (50 m/ha) même si les haies sont d'assez bonne qualité.

2.3.4.2. Résultats

L'indicateur assolement (4,3) n'est pas très bon car l'indice de diversité est faible du fait de la dominance d'une culture, le blé d'hiver. Par contre, pour la même raison, la couverture du sol est favorable (entre 7,1 et 9 selon les espèces) car le blé d'hiver ajouté aux engrais verts, apportent nourriture et abri en hiver et en été, ainsi qu'un excellent couvert de nidification. A noter, tout de même, comme pour l'exploitation N°10, le manque de couvert après l'éclosion des poussins qui a un peu moins d'impact ici car les couverts, durant les autres périodes, sont excellents. Si les structures non productives semblent suffisantes pour le lièvre (7,2), ce n'est pas le cas pour la perdrix (3,3) et surtout pour le faisan (1,3). Pour ce dernier, plus que la qualité, c'est la quantité qui est insuffisante (50 m/ha).

Le machinisme est excellent pour les oiseaux nicheurs (retard dans la récolte du blé) mais moins bon pour le lièvre à cause des semis de printemps. Pour les pesticides, l'indicateur est bon pour les trois espèces car aucune molécule utilisée n'est très toxique

Jusqu'à présent, dans ce paragraphe 2, nous avons décrit et calculé les indicateurs pour l'ensemble des territoires et exploitations suivis. Ensuite, nous avons commenté les résultats par rapport aux données de terrain. Ces commentaires nous ont montré à quel point les indicateurs pouvaient être de véritables outils d'aide à la décision, puisqu'à un changement sur le terrain correspondait toujours une variation de la valeur de ceux-ci. Et donc inversement, ces indicateurs vont permettre de prévoir l'effet d'aménagements afin de savoir si l'investissement sera à la hauteur des attentes. Dans le paragraphe à venir, nous allons agréger le résultat de ces indicateurs afin d'avoir une vision globale de la qualité cynégétique des territoires et des exploitations suivis et non plus pratique par pratique.

2.4. La valeur cynégétique

Nous avons agrégé pour l'ensemble des territoires et exploitations, les valeurs d'indicateur que nous avions calculées. Pour obtenir la valeur cynégétique, il faut passer par deux agrégations successives (Cf chapitre "évaluation de la valeur cynégétique"). La première agrège les structures non productives, la couverture du sol et l'assolement, pour donner la valeur "habitat" (Annexe XX). En effet, ces trois indicateurs font la qualité de l'habitat, le machinisme et les pesticides ne pouvant que diminuer cette qualité par leur mauvaise gestion. Ensuite, nous avons fait la seconde agrégation à partir des résultats de la première et des valeurs des indicateurs machinisme et pesticides. Pour les territoires, nous allons reprendre les trois itinéraires de traitements phytosanitaires, dont les risques étaient croissants, pour calculer l'indicateur de valeur cynégétique (itinéraires 1 à 3 dans l'annexe XX). Pour les quatre exploitations, nous avons réalisé l'agrégation à partir de l'indicateur pesticides calculé avec les données que nous avions recueillies (colonne itinéraire 1 dans l'annexe XX).

2.4.1. Les territoires

2.4.1.1. L'habitat

Concernant la première agrégation, qui nous donne la qualité de l'habitat (sans la mortalité due au machinisme et aux pesticides, les territoires sont assez différents, mais avec des valeurs maximales moyennes pour les oiseaux nicheurs (inférieures à 6 pour le faisan (de 2,6 à 5,9) et la perdrix (de 1,1 à 6,1)) et bonnes pour le lièvre (inférieures à 8 (de 2,8 à 7,8)). Nous notons la différence qu'il peut y avoir entre les différentes années quand les surfaces attribuées à chaque culture varient. Si nous prenons l'exemple du territoire N°1, la variation entre 1999 et 2000 atteint presque 1 point pour la perdrix et le lièvre tandis qu'elle n'est que de 0,4 point pour le faisan. Cette différence s'explique par l'augmentation de la surface en maïs et par la baisse de celle en blé, ce qui entraîne une baisse de l'indicateur couverture du sol de 2 points. L'effet de cette baisse se répercute plus fortement sur la qualité de l'habitat pour la perdrix et le lièvre que pour le faisan, car ils sont plus dépendants de cette pratique que le faisan, qui lui dépend davantage des SNP. Si nous prenons cette fois l'exemple du territoire

N° 4, nous constatons que la qualité de l'habitat est médiocre pour les oiseaux nicheurs et bonne pour le lièvre. On peut trouver les causes dans l'importance de la surface en maïs et en prairies peu favorables à la nidification de la perdrix, dans des SNP médiocres pour le faisan cependant que la qualité de l'assolement (bonne diversité associé à une très bonne répartition) profite au lièvre.

2.4.1.2. L'indicateur de valeur cynégétique

La valeur cynégétique des territoires suivis n'est pas de très bonne qualité, même avec l'itinéraire 1 (entre 2,1 et 4,2 pour le faisan, entre 1,1 et 3,8 pour la perdrix et entre 2,4 et 5,7 pour le lièvre). Le territoire N°2 qui était le meilleur lorsque l'on considérait uniquement l'habitat, le reste pour la valeur cynégétique (itinéraire 1), mais ce qui en faisait sa qualité (assolement avec beaucoup de céréales et de prairies), en fait aussi sa faiblesse (cultures qui entraînent un risque de mortalité plus élevé lors de la récolte). Pour les oiseaux nicheurs, les différences de l'indicateur de valeur cynégétique entre les itinéraires 1 et 3 (itinéraires pour lesquels la différence de risque est la plus élevée), sont inférieures à 1 point (entre 0 et 0,9). Dans la réalité, on doit se situer plus près des valeurs de l'itinéraire 1 que de l'itinéraire 3 car l'utilisation de molécules vraiment toxiques reste rare. C'est pour cela, que le choix des résultats de l'indicateur de valeur cynégétique se porterait plutôt sur l'itinéraire 2.

2.4.2. Les exploitations

2.4.2.1. L'habitat

Pour le faisan, les exploitations N° 8 et 9 ont un habitat assez bon (indicateurs plus ou moins proches de 5) du fait de la qualité et du nombre de SNP et ce malgré le manque de couverture de l'exploitation N°9, manque lié à la monoculture de maïs. Par contre, pour les exploitations N° 10 et 11, le manque de SNP engendre des valeurs qui dépassent difficilement 4 et ce malgré la qualité de la couverture du sol et de l'assolement.

Pour la perdrix, ce sont les exploitations N° 10 et 11 qui ont la meilleure qualité d'habitat (respectivement 6 et 6,4) car la couverture du sol est bonne (surtout pour l'exploitation N°11). A l'opposé, si l'exploitation N° 8 n'est pas très mauvaise ($\approx$ 4), l'exploitation N° 9, en revanche, ne permet certainement pas la survie de populations de perdrix (< 1,7).

Pour le lièvre, comme pour la perdrix, les exploitations N°10 et 11 ont une bonne qualité de l'habitat, principalement l'exploitation N°10 qui est proche de la valeur 8. Ce résultat provient non seulement de la qualité de la couverture du sol mais aussi de celle de l'assolement (diversité et répartition), pratique qui est moins favorable dans le cas de l'exploitation N° 11. Pour les exploitations N°8 et 9 les explications des résultats de la qualité de l'habitat sont les mêmes que pour la perdrix, à savoir un déficit de la couverture du sol.

2.4.2.2. L'indicateur de valeur cynégétique

Pour le faisan, les quatre exploitations ont finalement une valeur cynégétique assez proche (et pas très bonne) qui se situe autour de 3 points d'indicateur. Ce nivellement entre les exploitations N° 8 et 9, dont l'habitat les plaçait à un meilleur rang et les exploitations N° 10

et 11 provient de la gestion des pesticides (emploi d'une molécule à risque dans les exploitations N° 8 et 9).

Pour la perdrix, c'est l'exploitation N°11 qui est la meilleure (6). Les exploitations N° 8 (≈ 2,5) et 10 (≈ 3,7) ne sont pas très favorables car l'habitat a là encore été dégradé par la toxicité des produits (N°8) ou par l'utilisation d'insecticides (N° 10). Enfin, l'habitat étant déjà médiocre pour l'exploitation N° 9, il ne pouvait en être autrement de la valeur cynégétique, d'autant plus que l'indicateur pesticides n'était pas très bon (≈ 5).

La meilleure exploitation pour le lièvre, est l'exploitation N°10, car elle présente le meilleur compromis de qualité entre couverture du sol et assolement. Mais la valeur cynégétique reste moyenne du fait du risque de mortalité accidentelle relativement faible mais bien réel et de l'utilisation d'une molécule légèrement toxique dans le désherbage des blés (hiver et printemps). L'effort devrait donc se porter sur ces deux pratiques, et rien qu'en remplaçant cette matière active, la valeur cynégétique augmenterait de 0,5 point d'indicateur. Pour les autres exploitations, la qualité de l'habitat n'était pas très bonne, mais la valeur cynégétique est encore diminuée par la mauvaise gestion du machinisme (N° 11) ou des pesticides (N° 8 et 9).

2.5. Le suivi des populations.

Parmi les méthodes de validation possibles, nous avons cité la comparaison entre le résultat donné par notre indicateur et une mesure de terrain. Pour mesurer la valeur cynégétique d'une exploitation ou d'un territoire, quoi de plus normal que de prendre les densités de populations, celles-ci étant normalement corrélées à la qualité de l'habitat ? C'est pourquoi, sur l'ensemble des territoires, nous avons fait un suivi des populations de lièvres. Nous n'avons pas fait de même pour le faisan, car les individus présents proviennent en grande partie des nombreux lâchers réalisés chaque année, ce qui aurait créé un artefact. Nous ne l'avons pas non plus fait pour la perdrix car celle-ci avait disparu de nombreux territoires et ne subsistait que marginalement (moins d'un couple/100ha) sur les exploitations N° 1 et 2.

La mesure des densités de lièvres consistait en un comptage à la tombée de la nuit à l'aide de sources lumineuses sur un circuit préétabli et conservé à chaque comptage. Nous réalisions chaque année un comptage au printemps (fin mars – début avril) et un comptage en automne (fin octobre – début novembre). Le résultat de ces comptages est donné par l'indice kilométrique (IK) qui correspond au nombre de lièvres comptés, divisé par la distance parcourue en kilomètre.

Les comptages pour les sept territoires suivis sont donnés par la figure 41. Ces résultats montrent qu'en général les densités ont une tendance à augmenter au cours du temps mais avec des écarts entre les territoires qui restent stables. Seul le territoire N°4 chute en 1998 pour des raisons inexpliquées, pour bien se rattraper ensuite. Notons aussi les pics saisonniers, c'est à dire de plus fortes densités en automne après reproduction qu'au printemps en sortie d'hiver. Cette figure nous montre aussi qu'entre les années les taux de reproduction ne sont pas identiques. En effet, 1998 a été une très mauvaise année et tous les territoires (sauf N° 2) montrent une baisse de densité entre le printemps 1998 et le printemps 1999. En revanche, l'année 2000 a vu un fort taux de reproduction en général (voir les territoires N° 2 et 4 entre P 00 et A 00).

Pour valider (possible uniquement pour le lièvre) notre indicateur par ces données de terrain, nous avons comparé les données calculés aux comptages afin de les corréler (Figure 42). Lorsque l'on prend l'ensemble des données, nous constatons que le coefficient de régression est très faible (0,06). Par contre, si nous supprimons les données provenant du territoire N° 3, ce même coefficient passe à 0,48. Cette différence provient du fait que ce territoire N° 3 est très mal noté par notre indicateur alors que les densités restent relativement bonnes. Au vu de la qualité de l'habitat (plus de 80% de maïs), il est difficilement compréhensible de rencontrer autant de lièvres lors des comptages. La seule explication possible proviendrait de l'effet source - puits, puisque l'on trouve au nord de ce territoire, des densités beaucoup plus élevées. Nous avons aussi effectué des régressions sur les données annuelles, car les différences climatiques peuvent entraîner des taux de reproduction variables. En effet, pour une même valeur d'indicateur sur deux années et donc une même qualité de l'habitat, on peut avoir des indices kilométriques en baisse du fait d'une importante pluviométrie sur la période de reproduction. Ces régressions annuelles entre valeurs d'indicateur et comptages (Figure 42) ont de bons coefficients r^2 (très proches de 1), quand on soustrait les données provenant du territoire N° 3. Ces résultats montrent que le lien qui existe entre l'habitat et les densités de population sont variables selon les années (équation différentes), mais que l'augmentation de la valeur du milieu estimée par notre indicateur entraîne toujours une augmentation des indices kilométriques. Pour 2000 qui est une bonne année, l'accroissement d'environ 1 point de l'indicateur fait passer l'IK de 1 à 4, alors que la même variation de notre indicateur en 1998 (mauvaise année) ne fait passer l'indice kilométrique que de 1 à 2,5. Cela revient à dire qu'il faudrait pour obtenir la même population dans deux zones climatiques très différentes (une plutôt sèche et l'autre plutôt humide) avoir une qualité d'habitat supérieure dans la région plus humide. On pourrait, pour la zone humide, expliquer ce constat par un taux de reproduction meilleur dû à l'habitat mais qui serait compensé négativement par une mortalité plus grande liée aux mauvaises conditions climatiques.

On peut aussi noter que l'ordonnée à l'origine de nos droites de régression n'estt pas nulle mais qu'elle se situe plutôt autour de 4. C'est à dire que la valeur de notre indicateur doit dépasser 4 pour que l'on puisse trouver des lièvres lors des comptages et qu'en dessous de cette valeur ceux-ci disparaîtraient. Cela revient à dire qu'en dessous de 4, la reproduction, qui est toujours fonction de la qualité de l'habitat, ne pourrait pallier la mortalité liée à des facteurs que nous n'avons pas pris en compte. Parmi ces facteurs, on pourrait citer la prédation qui deviendrait très dommageable dans le cas où la densité de population serait tombée en dessous d'un niveau seuil. On peut aussi attribuer une partie de cette disparition au dérangement (chiens non tenus en laisse, pratique du sport,...), à la circulation routière, sans oublier bien sûr les maladies (Peroux et Marboutin, 1995). Nous ne citerons pas la chasse du lièvre, car sur l'ensemble de ces territoires, elle a été abandonnée.

Pour les exploitations, nous n'avons pas fait de suivi particulier, mais des données existent. Pour les exploitations N° 8 et 9, elles se trouvent au milieu de territoires sur lesquels nous avons fait des comptages de lièvres avec report du lieu exact où se situaient les individus aperçus, ce qui pourrait fournir des relevés de population. Mais, ces exploitations étant trop éclatées et trop petites, cela n'aurait aucun sens. Pour les exploitations N° 10 et 11, nous disposons de données recueillies par les agriculteurs qui font un suivi précis des populations présentes pour déterminer le niveau de prélèvement. Cependant, leurs comptages de lièvre ne sont pas effectués de nuit, mais par battue le jour. Donc, nous disposons d'une valeur dont

l'unité est un nombre d'individus au 100 hectares alors qu'avec notre méthode, le nombre d'individus est ramené à la distance parcourue en kilomètre. Malheureusement, il n'existe aucune correspondance entre ces deux types de données. Néanmoins nous pouvons comparer entre elles les exploitations N° 10 et 11 pour l'année 2000, car les méthodes de comptage employées pour le lièvre, comme pour la perdrix d'ailleurs, y sont identiques. Pour le lièvre, l'exploitation N° 10 (20 lièvres / 100 ha) est meilleure que l'exploitation N° 11 (12 lièvres / 100 ha), alors que l'on obtient le contraire pour la perdrix (100 couples / 100 ha (N° 11) contre 18 couples (N° 10). Les valeurs de notre indicateur vont dans le même sens que ces données de terrain, puisque nous obtenons des valeurs de 4,9 et 3,8 pour les exploitations N° 10 et 11 respectivement en ce qui concerne le lièvre et de 6 et 3,5 pour les exploitations N° 11 et 10 respectivement en ce qui concerne la perdrix. Remarquons que notre indicateur de valeur cynégétique suit bien ce que l'on peut observer effectivement sur le terrain, malheureusement, nous ne pourrons pas effectuer de régression par manque d'un nombre suffisant de données ni ajouter ces résultats à ceux des territoires suivis. Donc, nous ne pourrons pas conclure que ces valeurs ont permis de valider les résultats de nos indicateurs, même si elles vont dans le même sens.

3. Discussion

Nous venons d'évaluer la qualité cynégétique d'un ensemble de territoires et d'exploitations agricoles, en utilisant les indicateurs que nous avons mis au point. Cette mise au point a nécessité une bonne connaissance de la biologie des espèces afin de répertorier les critères à retenir et les poids à leur attribuer dans l'impact de chaque pratique agricole. Mais, si la construction de ces indicateurs peut paraître quelquefois complexe, arbitraire ou subjective, nous allons aussi montrer que cette méthode a des points forts (lisibilité, accessibilité des données, ...). De même, nous verrons dans quelle mesure ces indicateurs sont en accord avec leur définition présentée dans le paragraphe 2.3 de l'introduction décrivant leurs deux utilisations possibles. Rappelons, en effet, que ces indicateurs constituent un outil de diagnostic qui va mettre à jour des dysfonctionnements et des qualités éventuels, soit en prenant une "photographie" à un instant t de l'exploitation, soit en la suivant sur une période plus longue. D'autre part ces indicateurs peuvent être utilisés comme outil d'aide à la décision qui évaluera à posteriori le degré d'atteinte des objectifs ou à priori les effets potentiels d'un changement dans une pratique culturale. Enfin, nous commenterons les différentes méthodes de validation des indicateurs que nous avons mises en œuvre.

3.1. Avantages et inconvénients des indicateurs et de leur construction

3.1.1. Les inconvénients

L'information nécessaire à la réalisation des indicateurs passe et nous l'avons dit précédemment, par une synthèse bibliographique de la biologie des espèces. Or, la dynamique

des populations et le lien entre espèces et habitat sont très complexes et bien souvent les connaissances lacunaires. Pour contourner ce manque de connaissances, qui d'ailleurs correspond plus à un manque de données précises que de compréhension globale des relations entre l'animal et son milieu, nous avons fait appel à des jugements d'experts. Ceux-ci ont permis à la fois de pondérer les critères, quand cela était nécessaire, et de discuter de la construction proprement dite de l'indicateur. Or, les critiques faites à ces indicateurs comme à la méthode en général, proviennent de cette utilisation d'avis d'experts quand l'information, plus que les connaissances, vient à manquer. Une critique avait été émise sur la classification des cultures en fonction de leur attraction pour la mise bas des levrauts. Ce classement est nécessaire pour évaluer le risque de mortalité des levrauts car il existe, en effet, des préférences générales dans le choix du site de mise bas. Mais ces préférences ne sont que des généralités et il est peut-être réducteur de l'extrapoler à la culture. Toutefois ces avis participent à un consensus entre les experts et il ne faut pas oublier que l'une des caractéristiques des indicateurs, est qu'il est évolutif, ce qui permet d'intégrer au fur et à mesure des connaissances nouvelles.

L'autre remarque que l'on peut faire et que nous avons déjà signalée pour la couverture du sol, provient de la complexité de la construction, qui peut être perçue comme une boîte noire pour les utilisateurs. Même s'il est prévu que l'on apporte aux utilisateurs une méthode "toute faite", il est en effet indispensable qu'ils comprennent la démarche d'élaboration afin que l'outil d'aide à la décision soit le plus performant possible. Ainsi, si l'on revient à la couverture du sol, l'indicateur pour les oiseaux nicheurs se décompose dans un premier temps en indicateurs par période clé, ce qui permet d'apporter un premier commentaire sur la qualité du couvert. Et si l'on va encore plus loin, en fonction des indices déterminés pour chaque culture, on peut aisément comprendre pourquoi l'indicateur par période est favorable ou non.

Une autre qualité d'un indicateur en général tient dans la facilité et l'accessibilité des données à recueillir pour son calcul. Or, pour les SNP comme pour les pesticides, nous avons vu que la prise de données à la parcelle peut rapidement alourdir le recueil de l'information. Notons qu'il est possible de le simplifier, comme nous l'avons fait avec les itinéraires de traitements phytosanitaires. En effet, à partir des ventes de produits phytosanitaires au niveau d'une coopérative agricole par exemple, on peut redéfinir les itinéraires de traitements, pourtant cette méthode peut laisser échapper la prise en compte d'une molécule à risque. De même, pour les SNP, il est possible de passer de la parcelle à un groupe de parcelles quand les SNP ne sont pas trop nombreuses.

3.1.2. Les avantages

Le premier avantage réside dans la facilité du recueil des données et même si quelquefois ce travail présente une certaine lourdeur, ce n'est pas souvent le cas. Ainsi pour la couverture du sol, il suffit de connaître la surface de chaque culture dans l'assolement. De même, pour les SNP, si la quantité d'information est grande malgré les simplifications citées dans le paragraphe précédent, les données sont disponibles (simple passage sur le terrain) et faciles à recueillir en ce qui concerne la qualification des éléments (méthode rapidement compréhensible) et leur quantification (longueur). Par contre, la lisibilité de nos indicateurs a atteint son objectif car ils se présentent sous forme d'une "note" et sont tous à la même échelle de 0 à 10.

La complexité de la construction des indicateurs apparaît comme une boîte noire aux yeux des utilisateurs, mais du point de vu de la qualité de l'évaluation elle est indispensable. Si l'on reprend l'exemple de la couverture du sol, l'information de départ nécessaire au calcul se résume à la surface de chaque culture, alors que l'indicateur prend en compte tout un ensemble de critères. En effet, chaque culture est caractérisée mensuellement par sa surface foliaire (développement), sa structure, sa pénétrabilité et son appétence pour le gibier. En fait, nous avons décomposé au maximum afin de disposer des différents critères qui en font la qualité. De ce fait, nous sommes partis de l'échelle de la plante pour expliquer la qualité du couvert à l'échelle d'un territoire. Cette démarche nous a permis de classer les cultures en fonction de leur qualité en terme de protection tout en expliquant la préférence de nos espèces pour une culture à une période donnée.

Le dernier point fort de notre méthode provient de la stabilité des variables. En effet, nous avons vu lors des tests de sensibilité que l'erreur que l'on pouvait commettre lors de la prise des données n'avait toujours qu'une faible incidence sur la valeur finale de l'indicateur. Ce même test nous a permis de visualiser le poids donné à chaque variable, afin de savoir si cela correspondait à notre choix de départ. De même, il est à l'origine de la simplification (suppression de la DT50 pour l'indicateur "pesticides") ou de la suppression de certains indicateurs (SNP pour le lièvre).

3.2. Outil d'évaluation et de diagnostic

Après avoir critiqué la méthode, nous allons nous intéresser plus particulièrement à l'emploi que les utilisateurs pourront faire de l'outil mis au point dans cette étude. Le premier point que nous aborderons dans ce paragraphe concerne nos indicateurs en tant qu'outil de diagnostic et d'évaluation. En effet, nous avons vu que le calcul annuel de l'indicateur cynégétique nous renseigne sur la capacité du milieu à maintenir ou à développer les populations, ce qui en fait un bon outil d'évaluation. Mais, en même temps, le calcul des six indicateurs d'impact permet de faire le diagnostic du territoire ou de l'exploitation en y repérant les points forts et les points faibles. Cette évaluation permet, enfin, de comparer les territoires et les exploitations entre eux afin d'effectuer le classement qu'avaient demandé les chasseurs.

Dans la gestion des populations, il est important aussi de s'inscrire dans le temps. Notre outil et nous l'avons montré, permet de faire ce suivi nécessaire sur plusieurs années afin d'estimer l'évolution du milieu. Car, si la valeur cynégétique proprement dite du territoire contribue aux densités de populations, la stabilité de celui-ci est aussi importante (Hobbs et Hanley, 1990). Ce suivi nous renseignera donc sur l'évolution dans le temps, de la qualité du milieu, ce qui permettra aussi d'expliquer en partie le niveau des populations. Si l'on prend comme exemple le territoire N°5 pour les années 1998 et 1999, nous constatons qu'il perd près de 2 points d'indicateur (il passe de 3,5 à 1,7) (Annexe XX). Cette baisse est due à celle de la sole en blé qui fait passer la surface nidifiable (céréales et jachères) de 23 à 10% seulement de la SAU. Ces changements vont entraîner une baisse de plus de 2 points de l'indicateur couverture du sol et un demi point de l'indicateur assolement. Cette fluctuation de la qualité de l'habitat risque, lors de ces mauvaises années, de faire chuter les populations de petit gibier, qui auront par la suite du mal à revenir à leur niveau de départ, d'autant plus que le milieu n'est déjà pas d'une grande qualité.

Profitons de cette discussion pour faire une remarque sur l'utilisation de notre méthode. Il faut marquer une attention toute particulière à l'homogénéité du territoire suivi. En d'autres termes, et nous allons le voir dans l'exemple qui suit, il faut veiller à ce que les systèmes de culture soient relativement bien répartis dans l'espace. Le territoire N°6 est divisé en deux zones distinctes séparées par le village, une première au sud où domine les prairies et une partie au nord où se pratique les grandes cultures. Cette séparation provient du type de sol qui est plus humide au sud, car le long d'un canal, et qui peut se retrouver quelquefois inondé. Notre indicateur assolement tient en partie compte de cela par son indice de répartition, mais cette séparation très nette de ces deux systèmes de culture a d'autres conséquences. En effet, dans la partie au sud du village, on va trouver de très nombreuses SNP alors qu'au nord, le paysage est très ouvert, avec uniquement quelques chemins. De plus, le calcul de la couverture du sol et de l'assolement se fait sur l'ensemble de la surface, ce qui ne met pas en évidence la disparité entre les deux zones.

Ce constat nous a conduit à recalculer nos indicateurs en séparant ces deux secteurs (Tableau 46). Au vu des résultats, nous constatons bien que ces deux parties du territoire n'ont pas la même capacité d'accueil pour nos espèces. Pour le faisan et le lièvre, la partie sud est plus attractive et ce à cause des SNP pour le premier et de la couverture du sol pour le second. Au nord, on ne trouve que très peu de SNP et le couvert est rare du fait de la forte proportion de maïs (57 à 71%). Pour la perdrix, aucune des deux zones n'est réellement favorable, car la couverture du sol reste médiocre et ce principalement par le manque de couvert de nidification (prairie au sud et maïs au nord). Notons tout de même, qu'en 1999, la partie nord est meilleure et ce grâce à l'augmentation de la sole en blé (à 29%). Comparons aussi les résultats des deux zones et de la totalité du territoire pour le faisan : le territoire entier correspond à la moyenne des deux zones. Etant donné que ce sont les SNP qui influent le plus sur l'habitat, leur "dilution" sur le territoire entier ou leur concentration au sud et leur rareté au nord donnent le même résultat. Pour la perdrix et le lièvre, le territoire entier est même meilleur que la meilleure des deux parties. Pour la perdrix, cela s'explique par le fait que pour le territoire entier, la "dilution" et surtout les caractéristiques complémentaires entre les deux zones donnent des indicateurs d'impact moyens, qui après agrégation donnent de meilleurs résultats. Cela est encore plus flagrant pour le lièvre, car le nord contribue à la qualité de l'assolement (bonne répartition) et le sud à celle de la couverture du sol (prairie). De ce fait la qualité de l'habitat par zone n'est pas très bonne (il manque soit l'assolement, soit le couvert), par contre, sur l'ensemble du territoire l'assolement et la couverture du sol se situent au dessus de la moyenne des deux zones et donc la qualité de l'habitat se place au dessus de celle des deux zones.

A partir de cet exemple, nous avons montré combien il était important de distinguer et de séparer deux zones aussi importantes d'un territoire si elles sont si différentes, sous risque d'introduire un biais. Cette séparation rejoint d'ailleurs une réalité de terrain, car le faisan se fixera plutôt au sud alors que l'on trouvera la perdrix au nord.

3.3. Outil d'aide à la décision

Après le diagnostic et l'évaluation, les éventuels utilisateurs pourront aussi se servir de notre méthode comme d'un outil d'aide à la décision. Cette aide peut se faire à posteriori, afin de connaître l'effet d'un aménagement ou d'un changement, volontaire ou contraint, dans une

pratique, sur la valeur cynégétique d'une exploitation ou d'un territoire. On pourra l'utiliser par exemple pour calculer le degré d'atteinte d'un objectif comme le maintien ou le développement d'une population. Mais elle peut aussi se faire à priori, dans le cas d'une volonté d'aménagement afin d'évaluer le gain en terme de valeur cynégétique par rapport à un effort consenti. Ici, nous allons surtout utiliser nos indicateurs pour montrer à posteriori l'effet du changement dans une pratique ou dans un aménagement. En effet, les données recueillies sur les territoires et les exploitations suivis, l'ont été avant que la méthode soit totalement au point et donc il n'a pas été possible de tester à priori leur valeur cynégétique.

Nous donnerons donc deux exemples d'évaluation à posteriori de l'effet d'aménagement sur la valeur cynégétique d'exploitations. Ceci illustrera bien l'aide à la décision apportée par notre outil. Ces deux exemples font partie des aménagements les plus pratiqués par les gestionnaires de chasse, à savoir l'implantation de SNP (bandes herbeuses et/ou haies) et l'amélioration de l'assolement qui passe par une diversification des cultures (plus rare), mais surtout par une meilleure répartition de celles-ci pour augmenter l'effet lisière.

Le premier exemple provient de l'exploitation N°9, qui fait partie du territoire N°3 où domine la monoculture de maïs (environ 80%). Afin de pallier en partie le manque de couvert, nous avions fait implanter par l'exploitant, 2830 mètres de bandes herbeuses de 4 m de large (1,13 ha). Ces bandes ont été plantées en bordure de parcelle et le plus souvent le long d'éléments fixes préexistants comme des haies. Ce dernier choix a été motivé par le fait que les haies étaient de très mauvaise qualité car les labours et les traitements herbicides allaient jusqu'au pied des arbres. L'association bande herbeuse – haie avait pour but d'augmenter, à la fois, la qualité de la haie en éloignant les mauvais traitements et l'indice écologique par l'interaction positive de ces deux éléments couplés. Le résultat pour l'exploitation N°9 de cet aménagement, qui était en place durant les années 1998 et 1999, montre un gain de 4,2 et 3,5 points de l'indicateur SNP respectivement pour la perdrix et le faisan. Si l'on décompose un peu cette augmentation, on se rend effectivement compte qu'une grande partie est directement due aux 2,8 km de bandes herbeuses (respectivement 3,4 et 2,1 points d'indicateur pour la perdrix et le faisan) et qu'une autre partie de ce gain provient de l'amélioration de la qualité des haies et de l'interaction positive (respectivement 0,8 (20%) et 1,4 (40%) pour la perdrix et le faisan). Donc, on voit bien ici tout l'intérêt de notre méthode dans l'aide à la décision. Si elle évalue bien l'impact que peut avoir un aménagement sur les structures non productives ainsi que sur l'amélioration de la valeur cynégétique (respectivement 0,5 et 1 point d'indicateur pour la perdrix et le faisan), elle va plus loin en permettant de connaître le poids de chaque postulat de départ, à savoir implanter des bandes herbeuses et améliorer par la même la qualité des haies. On note aussi la différence entre la perdrix pour qui les bandes herbeuses sont presque suffisantes en soi (le long ou non des haies) et le faisan pour qui l'amélioration des haies contribue largement à l'augmentation de l'indicateur SNP. Dans le même type d'aménagement touchant les SNP, on peut s'attarder sur l'exploitation N° 10 avec l'implantation d'un peu plus de 3 km de haies basse tige. Nous constatons que la valeur de l'habitat fait plus que doubler pour le faisan (+ 2,5 point) mais reste globalement faible car le linéaire est encore insuffisant pour cette espèce (32 m/ha).

L'autre exemple que nous allons utiliser pour illustrer l'outil d'aide à la décision que nous avons créé, se rapporte à l'exploitation N° 10. L'exploitant avait fait le choix de travailler son assolement et principalement la répartition des cultures pour augmenter la qualité cynégétique. Pour cela, il a mis, à partir de 1996, une grande partie de sa jachère en bande de

20 mètres de large entre ses parcelles agricoles, plutôt que de la regrouper sur une seule parcelle. Cet aménagement (6 km de bandes de jachères) à permis d'augmenter considérablement les écotones entre cultures différentes car par exemple les lisières blé/colza ou blé/blé ont été remplacées par des lisières blé/jachère/colza et blé/jachère/blé. Nous ne disposons pas de l'assolement de l'année 1995 (avant mise en bande de la jachère). Mais à titre d'exemple, nous avons recalculé l'indice de répartition pour l'année 1996, avec l'ensemble des jachères regroupées sur une seule parcelle. Nous conservons ainsi l'indice de diversité, car les surfaces de chaque culture restent identiques et seule change leur répartition. Le résultat de l'indice de répartition subit une nette baisse puisque celui-ci passe de 1,1 à 0,6, ce qui entraîne une diminution de 2,4 points de l'indicateur assolement (I_{as} = 3,1). Dans le même temps, nous notons une baisse de la qualité de l'habitat qui est faible pour le faisan (0,2), moyen pour la perdrix (0,7) et conséquente pour le lièvre (1,8 points) ainsi que de la valeur cynégétique (1,1 points pour le lièvre). Notre indicateur nous permet encore une fois de mesurer l'effet d'un changement sur l'impact d'une pratique agricole vis à vis des espèces suivies, ainsi que sur la qualité finale d'une exploitation. Cet aménagement, qui reste facile à mettre en place, permet à notre exploitant, grâce à ce positionnement judicieux de sa jachère, d'augmenter la qualité du milieu (principalement pour le lièvre) tout en conservant des parcelles cultivées ayant encore 20 hectares en moyenne. La méthode montre aussi l'effet négligeable de cet aménagement sur le faisan et faible sur la perdrix, d'où certainement, si l'on veut développer ces espèces, l'obligation de travailler sur d'autres pratiques (SNP pour le faisan et couverture du sol pour la perdrix).

3.4. La validation

Nous avons vu dans la partie concernant la méthodologie qu'il existait plusieurs moyens de valider nos indicateurs et qu'ils pouvaient être plus ou moins complémentaires.

Le premier type permet de valider la construction proprement dite des indicateurs, comme par exemple la critique par les experts, de la pondération, de la façon d'agréger ou des critères retenus. Cela a été le cas lors de la présentation de la construction des indicateurs durant les différents comités de thèse. A d'autres experts, nous avons également soumis les règles de décision concernant les haies et la couverture du sol afin qu'ils critiquent les valeurs attribuées aux conclusions de ces règles.

Après avoir essayé de construire le plus finement et au plus près de la réalité nos indicateurs, nous avons aussi voulu réaliser le second type de validation ; la validation des sorties de l'indicateur. Dans un premier temps, nous avons validé nos résultats concernant les lisières boisées en les confrontant à l'avis d'experts. Nous avons vu dans le chapitre sur l'indicateur SNP que cette façon de faire était, en tout cas pour les haies, facilement réalisable et qu'elle permettait à notre méthode d'évaluation de la qualité de la haie d'être validée. L'autre validation des sorties a été réalisée, cette fois avec des mesures de terrain (indice kilométrique) sur le lièvre et a permis de montrer qu'il existait bien une correspondance entre notre indicateur et la présence de lièvre. Mais, en même temps nous avons mis en lumière les limites de cette validation par des données sur les densités de population. Tout d'abord, c'est notre méthode d'échantillonnage qui, d'après Peroux et Marboutin (1995), ne permettrait pas une véritable estimation de la densité du lièvre. Une autre limite, et nous l'avons déjà souligné dans la partie "résultats", proviendrait de la difficulté de relier la valeur de notre indicateur

avec les densités, car l'ensemble des facteurs ne sont pas pris en compte. En effet, et c'était directement le sujet de cette recherche, nous ne nous sommes intéressés qu'à l'impact de l'agriculture alors que dans le même temps, les maladies ou la prédation n'ont pas été évaluées. Nous avons aussi constaté que la taille de nos territoires dont les surfaces variaient entre 300 à 800 hectares était trop faible. En effet, on estime généralement qu'il faut plus de 1000 ha pour nos espèces gibier. Cela expliquerait pourquoi les indices kilométriques de lièvre sont si bons pour le territoire N° 3 dont le SAU est d'environ 300 ha, car au nord de ce territoire, se trouve un milieu plus propice qui pourrait servir de source à partir de laquelle les lièvres migreraient vers notre zone d'étude. C'est pourquoi il paraît souvent plus judicieux de suivre de vastes surfaces et de prendre les données de populations moyennes (Serre et al., 1995). Pour les autres territoires, le milieu environnant est plus proche d'un point de vu agricole de la zone suivie, alors que le territoire N° 3 avec plus de 80% de maïs, est assez différent de la zone qui le borde au nord où, pour des raisons touchant au type de sol, on trouve plus de blé d'hiver.

La validation de nos indicateurs n'est pas encore complète à ce stade. En effet, il faudrait répéter pour le faisan et la perdrix, ce que nous avons réalisé pour le lièvre. Il serait donc nécessaire de trouver des territoires homogènes et suffisamment grands sur lesquels on emploierait des méthodes d'estimation de la densité réelle des populations.

Enfin, le dernier type de validation, qui se rapproche d'un test d'usage, consiste à apprécier dans quelle mesure notre outil sera utilisé par des gestionnaires pour l'évaluation ou l'aide à la décision. En d'autres termes, est ce que notre méthode répondra à l'attente des chasseurs et des agriculteurs ? Il est difficile de répondre à cette question, car notre méthode n'est pas encore utilisée en routine et nous n'avons pas le recul nécessaire pour conclure sur ce point. Mais pour nos territoires et exploitations, nous avons bien mis en évidence l'utilité de notre outil dans l'évaluation et l'aide à la décision.

Conclusions générales

L'évaluation de la qualité d'un milieu pour une espèce n'est pas chose facile du fait de la multitude de facteurs qui entrent en jeu (milieu, prédation, climat,...). Mais, plus encore que l'action directe et compliquée de ces nombreux critères sur les populations, c'est dans l'interrelation de ces facteurs que réside les difficultés majeures. Ainsi l'évaluation de l'impact de l'un de ces facteurs, tout autres conditions étant fixées au mieux, ne permet pas toujours de dégager des conclusions claires (Serre et al., 1995). Et c'est bien cette complexité qui a amené les chasseurs alsaciens à s'interroger sur la meilleure façon d'évaluer et de classer les systèmes de culture en fonction de leur impact sur le petit gibier. Est-ce que la conception de nos indicateurs permet de répondre aux attentes des chasseurs ? Sur le plan de la méthode, oui, puisqu'en dehors d'une ou deux boîtes noires qui subsistent lors de l'agrégation de certaines variables, la procédure est simple, facilement compréhensible et surtout lisible, du fait de la présentation du résultat sous forme d'une note comprise entre 0 et 10. Il est à noter que nous n'avons pas construit un indicateur cynégétique global prenant en compte toutes les espèces de petit gibier mais des indicateurs différents selon les espèces. Et ce choix se justifie bien puisque l'impact d'une pratique agricole varie selon l'espèce considérée. Nous laissons ainsi le choix aux utilisateurs de privilégier une espèce plutôt qu'une autre.

La méthode que nous avons mise au point, va encore plus loin que la simple évaluation, puisqu'elle constitue également un outil d'aide à la décision. Elle permet de fournir à la fois une explication à posteriori à un changement dans une pratique et à priori de prévoir les aménagements futurs et leurs impacts sur le petit gibier.

Concernant les perspectives de cette étude, elles devront surtout se focaliser sur les différentes validations possibles d'un indicateur. Tout d'abord, la validation passe par l'amélioration de la construction des indicateurs, car l'une de leurs principales caractéristiques, est bien qu'ils sont évolutifs. Cela signifie que toutes connaissances nouvelles pourront être intégrées dans leur construction et augmenter ainsi leur performance. Et surtout, ils seront moins "subjectifs" si l'on peut remplacer les jugements d'experts par des valeurs provenant de mesures expérimentales.

En plus de cette amélioration dans l'élaboration des indicateurs les perspectives de ce travail résident aussi dans la poursuite de la validation des sorties de l'indicateur. Ainsi la validation devra être étendue à la perdrix et au faisan en affinant les résultats sur les densités de population sur des territoires plus grands afin d'éviter au maximum l'effet de bordure et l'effet "source – puits" et ainsi disposer de données statistiquement valables (Serre et al., 1995). Parallèlement aux comptages, on utilisera des méthodes d'évaluation des densités qui permettent fournissent des mesures plus fiables sur la population présente

Enfin, la validation passe aussi par la valeur d'usage qui ne peut s'envisager qu'avec du recul. En effet, on appréciera dans quelle mesure notre indicateur cynégétique est effectivement utilisé et s'il permet de prendre des décisions. Pour cela, il est nécessaire de mettre à l'œuvre cette méthode sur le terrain. C'est ce que nous avons déjà fait sur les territoires et les exploitations que nous avons suivis. Une autre utilisation a débuté sur deux

territoires d'environ 3000 ha chacun (périmètre de captage des eaux de Vittel et Contrexeville) afin de voir si les aménagements, qui ont eu lieu depuis quelques années (passage en agriculture biologique de nombreux exploitants), ont été favorables à la biodiversité et en particulier au petit gibier. Notre méthode devrait également être mise en œuvre par la fédération départementale des chasseurs du Bas – Rhin, l'un des initiateurs de cette étude, dans le cadre de la promotion d'agriculteurs dont les pratiques sont favorables au petit gibier. On peut aussi espérer que cette méthode sera utilisée dans le cadre des CTE (Contrat Territoriaux d'Exploitation) avec pour l'objectif la préservation du petit gibier. Elle permettrait, en effet, un suivi des évolutions du milieu liées à ces contrats comme, par exemple, le projet OGARE (Opération Groupée d'Agriculture Respectueuse de l'Environnement) qui pourrait concerner 22000 ha. Et ce ne sera qu'avec l'utilisation de notre outil dans ces différents contextes que nous pourrons réellement apprécier si notre indicateur a atteint l'objectif des chasseurs qui était de disposer d'une méthode facile permettant d'évaluer l'impact d'un système de culture ainsi que de faire des choix raisonnés de nouvelles pratiques culturales favorisant le développement du petit gibier.

Bibliographie

Bibliographie

Adriaanse, A. (1993). Environmental policy performance indicators. A study on the development of indicators for environmental policy in Netherlands. Kluwer, Dordrecht.

Aebischer, N. (1990). Royal Ascot, weather, chick survival rates and the decline of the grey partridge. *Game Conservancy Annual Review*, **22**, 38-42.

Allen, A. W. (1984). Habitat suitability index models : gray partridge. Fish and wildlife service. 82.

Andren, H. et Angelstam, P. (1988). Elevated predation rates as an edge effect in habitats islands: experimental evidence. *Ecology*, **69**(2), 544-547.

Angelstam, P. (1992). Conservation of communities - The importance of edges, surroundings and landscape mosaïc structure. In *Ecological principles of nature conservation: Applications in temperate and boreal environments*, ed. L. Hansson, Elsevier. Barking, pp. 9-70.

Arnold, G. W. (1983). The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerow and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology*, **20**, 731-750.

Arnold, G. W. et Weeldenberg, J. R. (1990). Factors determining the numbers and species of birds in road verges in the wheatbelt of Western Australia. *Biological Conservation*, **53**, 295-315.

Aubineau, J. et Boutin, J.-M. (1998). L'impact des modalités de gestion du maillage bocager sur les colombidés (columbidae) nicheurs dans l'ouest de la France. *Gibier Faune Sauvage*, **15**(H.S. Tome 1), 55-63.

Aubineau, J., Olivier, J. et Birkan, M. G. (1974). Effet d'aménagement de l'habitat sur la densité des couples et la réussite de la reproduction chez la perdrix grise (*Perdix perdix* L.) sur le territoire de chasse de Vauberon (Aisne). *Bulletin mensuel de l'ONC*, **2**, 121-152.

Bagwell, G. H., Matulich, S. C. et Pietsch, W. H. (1978). Estimated costs of pheasants production in Columbia Basin irrigated agriculture., per.

Barciet, F. (1998). Dispositifs pratiques pour limiter l'entraînement par ruissellement des produits de protection des plantes vers les eaux de surface. *Gibier Faune Sauvage, Game et Wildlife*, **15**(H.S. Tome 1), 109-115.

Barett, G. W., Rodenhouse, N. et Bohlen, P. J. (1990). Role of sustainable agriculture in rural landscapes. In *Sustainable agricultural systems*, eds. C. A. Edwards, R. Lal, P. Madden, R. H. Miller et G. House, Soil and Water Conservation Society. Ankeny, pp. 624-636.

Barnard, C., Daberkow, S., Padgitt, M., Smith, M. E. et Uri, N. D. (1997). Alternative measures of pesticide use. *The Science of the Total Environment*, **203**, 229 - 244.

Barnes, R. et Tapper, S. (1982). Why we have fewer hares ? *Game Conservancy, Annual Review*, **14**, 51-61.

Barrett, G. W. et Peles, D. P. (1994). Optimizing habitat fragmentation: an agrolandscape perspective. *Landscape and Urban Planning*, **28**, 99-105.

Baudry, J. (1992). Approche spatiale des phénomènes écologiques - Détection des effets d'échelle. In *Hiérarchies et échelles en écologie*, eds. P. Auger, J. Baudry et F. Fournier, Naturalia. Turriers, pp. 157-171.

Baudry, J. (1984). Effects of landscape structure on biological communities: the case of hedgerow network landscapes. *Methodology in landscape ecological research and planning. Theme I: Landscape ecological concepts.*, 15 - 19 octobre 1984, Roskilde University Center. 55-65.

Baudry, J. (1988a). Hedgerows and hedgerows networks as wildlife habitat in agricultural landscapes. In *Environmental management in agriculture, European perspectives*, ed. J. R. Park, Belhaven press. London, pp. 111-124.

Baudry, J. et Baudry-Burel, F. (1982). La mesure de la diversité spatiale. Relations avec la diversité spécifique. Utilisation dans les évaluations d'impact. *Acta Oecologica. Oecologia Applicata*, **3**(2), 177-190.

Baxter, W. L. et Wolfe, C. W. (1972). The interspersion index as a technique for evaluation of bobwhite quail habitat. *1st national bobwhite quail symposium*, Stillwater Oklahoma. Oklahoma State University. 158 - 165.

Berg, A. et Pärt, T. (1994). Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography*, **17**, 147-152.

Besnard, A. (1996). Jachères ordinaires. Quels sont les couverts les mieux adaptés? *Bulletin mensuel de l'ONC*, **214**, 60-65.

Biadi, F. (1998). La faune sauvage, indicateur écologique de l'évolution de l'agriculture. Impact des systèmes et des pratiques agricoles sur la faune sauvage. *C. R. de l'Académie d'Agriculture de France*, **84**(2), 125-138.

Biadi, F. et Mayot, P. (1990). *Les faisans. Hatier faune sauvage ed.* Hatier, Paris.

Birkan, M., Avignon, T., Reitz, F. et Vignon, V. (1994). Influence d'une autoroute sur le succès reproducteur de la perdrix grise (*Perdix perdix*) en plaine de grande culture. *Gibier Faune Sauvage*, **11**, 207-218.

Birkan, M. et Jacob, M. (1988). *La perdrix grise. Hatier faune sauvage ed.* Hatier, Paris.

Birkan, M. et Serre, D. (1988). Disparition,domaine vital et utilisation du milieu de janvier à mai chez la perdrix grise (Perdix perdix L.), dans la Beauce du Loiret. *Gibier Faune Sauvage*, **5**, 389-409.

Birkan, M. G. (1977). Populations de perdrix grise (Perdix perdix L.) et agriculture: une étude sur un territoire de chasse près de Provins. In *Ecologie du petit gibier et aménagement des chasses.*, ed. Gauthier-Villars, Bordas. Paris, pp. 137-159.

Boutin, C. et Jobin, B. (1998). Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. *Ecological Applications*, **8**(2), 544-557.

Boutin, C., Jobin, B. et Desgranges, J. L. (1994). Modifications of field margins and others habitats in agricultural areas of Quebec, Canada, and effects on plants and birds. In *Field margins : integrating agriculture and conservation*, ed. N. Boatman, Vol. Monograph N° 58, British Crop Protection Council. Farnham, pp. 139-144.

Bresinski, W. (1983). The effect of some habitat factors on the spatial distribution of hare population during the winter. *Acta Theoriologica*, **28**(29), 435-441.

Bro, E., Reitz, F. et Clobert, J. (2000). Sélection du site de nidification chez la perdrix grise (*Perdix perdix*) dans les agro-écosystèmes du centre-nord de la France. *Game and Wildlife Science*, **17**(1), 1-16.

Broekhuizen, S. et Maaskamp, F. (1980). Behaviour of does and leverets of the European hare (Lepus europaeus) whilst nursing. *Journal of Zoology, London*, **191**, 487-501.

Brun, J. C. et Aubineau, J. (1989). La classification cynégétique des haies: une méthode adaptée aux opérations d'aménagement rural. O.N.C. Fiche N° 54.

Bruns, D. (1988). Planning concepts and management strategies for nature conservation in agricultual regions of South West Germany. *Münstersche Geographische Arbeiten*, **29**, 191 - 195.

Burel, F. (1996). Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **15**(2), 169-190.

Burel, F. et Baudry, J. (1999). *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications.* TEC et DOC, Paris.

Burel, F. et Baudry, J. (1995). Species biodiversity in changing agricultural landscapes/ a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environnement*, **55**, 193-200.

Carroll, J. P., Crawford, R. D. et Schulz, J. W. (1990). Nesting and brood-rearing ecology of gray partridge in North Dakota. *Perdix V : gray partridge and ring - necked pheasant workshop*, Emporia. Kans. Dep. Wildl. and Parks. 272-294.

Castaner, D. et Garcia, A. (1987). La haie: un élément du paysage au service des agriculteurs et des chasseurs. (première partie). *Bulletin mensuel de l'ONC*, **112**, 33-40.

Charollais, M., Kuchen, S., Mulhauser, G., Schiess-Bühler, C. et Schüpbach, H. (1999). Compensation écologique dans l'exploitation agricole, SRVA/LBL, pp. 12.

Charollais, M., Mulhauser, G., Gonseth, Y. et Pearson, S. (1998). Qualité des surfaces de compensation écologique : un outil d'appréciation à la portée de chacun. *Revue Suisse d'Agronomie*, **30**(3), 107-117.

Chiverton, P. A. (1994). Large-scale field trials with conservation headlands in Sweden. In *Field margins: integrating agriculture and conservation*, ed. T. B. C. P. Council., Vol. 58, Monograph, pp. 185-190.

Colborn, T., Vom Saal, F. S. et Soto, A. M. (1993). Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environmental Health Perspectives*, **101**(5), 378 - 384.

Collinge, S. K. (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation : implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, **36**, 59-77.

Constant, P., Eybert, M. C. et Maheo, R. (1976). Avifaune reproductrice du bocage de l'ouest. In *Les bocages: histoire, écologie, économie*, ed. C. INRA, ENSA et Université de Rennes, pp. 327-331.

Crépin, F. (1996). Une expérience départementale: Entretien de la jachère faune sauvage dans la Somme. *Bulletin mensuel de l'ONC*, 74-77.

De Lavaur, E. et Grolleau, G. (1983). Conséquences des traitements phytosanitaires sur le gibier. Première partie: effets directes des traitements phytosanitaires. *Bulletin technique d'information*, **377-378**, 143-151.

De Snoo, G. R., Canters, K. J., De Jong, F. M. W. et Cuperus, R. (1994). Integral hazard assesment of side effects of pesticides in the Netherlands _ A proposal. *Environnemental Toxicology and Chemistery*, **13**(8), 1331-1340.

De Snoo, G. R. et De Leeuw, J. (1996). Non-target insects in unsprayed cereal edges and aphid dispersal to the adjacent crop. *Journal of Applied Enthomology*, **120**, 501-504.

De Snoo, G. R., Scheidegger, N. M. I. et de Jong, F. M. W. (1999). Vertebrate wildlife incidents with pesticides. *Pesticides Science*, **55**, 47-54.

Driver, C. J., Ligotke, M. W., van Voris, P., McVeety, B. D., Greenspan, B. J. et Drown, D. B. (1991). Routes of uptake and their relative contribution to the toxicologic response of northern bobwhite (Colinus virginianus) to an organophosphate pesticide. *Environnemental Toxicology and Chemistery*, **10**, 21-33.

Duelli, P. (1997). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **62**, 81 - 91.

Duelli, P., Studer, M., Marchand, I. et Jakob, S. (1990). Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation*, **54**, 193-207.

Dunning, J. B., Stewart, D. J., Danielson, B. J., Noon, B. R., Root, T. L., Lamberson, R. H. et Stevens, E. E. (1995). Spatially explicit populations models: current forms and future uses. *Ecological Applications*, **5**(1), 3-11.

Ebeling, W. (1963). Analysis of the basic processes involved in the deposition, degradation, persisitence and effectiveness of pesticides. *Residue Review*, **3**, 35-163.

Eislöffel, F. (1996). Untersuchungen zur ökologie von vögeln in rheinland pfälzischen feldlandschaften. *Vogelwelt*, **117**, 199-203.

El Titi, A., Boller, E. F. et Gendrier, J. P. (1993). Integrated production. Principles and technical guidelines. *IOBC/WPRS Bulletin*, **16**, 13-38.

Eng, M. A., McNay, R. S. et Page, R. E. (1990). Integrated management of forestry and wildlife habitat with the aid of a GIS-based habitat assessment and planning tool. *GIS'90 symposium*, Vancouver. 331-336.

Erlinge, S., Frylestam, B., Göransson, G., G, H., Liberg, O., loman, J., Nilsson, I. N., von Schantz, T. et Sylven, M. (1984). Predation on brown hare and ring-necked pheasant populations in southern Sweden. *Holarctic Ecology*, **7**, 300-304.

Fahrig, L. et Merriam, G. (1985). Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, **66**(6), 1762-1768.

Farhig, L. et Paloheimo, J. (1988). Effect of spatial arrangement of habitat patches on local population size. *Ecology*, **69**(2), 468-475.

Floquet, M. (1998). La biodiversité: un enjeu pour l'agriculture de demain. ENITA.

Forman, R. T. T. et Baudry, J. (1984). Hedgerows and hedgerows networks in landscape ecology. *Environmental Management*, **8**(6), 495-510.

Forman, R. T. T. et Godron, M. (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, **31**(10), 734-740.

Freemark, K. (1988). Agricultural disturbance, wildlife and landscape management. In *Landscape ecology and management*, ed. M. R. Moss, Polyscience Publications. Montreal, pp. 77 - 84.

Freemark, K. et Boutin, C. (1995). Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: a review with special reference to North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **52**, 67-91.

Freemark, K. et Csizy, M. (1993). Effect of different habitats vs. agricultural practices on breeding birds. *Agricultural Research to Protect Water Quality*, 21-24 February 1993, Minneapolis. 284-287.

Frochot, B. et Lobreau, J. P. (1987). Etude quantitative de l'effet de lisière sur les populations d'oiseaux : définitions et principes méthodologiques. *Revue d'écologie (Terre Vie)*, **Suppl. 4**, 7-15.

Fryday, S. L., Hart, A. et Langton, S. D. (1996). Effects of exposure to an organophosphorus pesticide on the behavior and use of cover by captive starlings. *Environnemental Toxicology and Chemistery*, **15**(9), 1590-1596.

Frylestam, B. (1979). Structure, size, and dynamics of three european hare populations in Southern Sweden. *Acta Theoriologica*, **24**, 449-464.

Fuller, R., Hill, D. et Tucker, G. (1991). Feeding the bird down on the farm: perspectives from Britain. .

Garcia, L. A. et Armbruster, M. (1997). A decision support system for evaluation of wildlife habitat. *Ecological Modelling*, **102**, 287-300.

Gindre, R., Allion, Y., Des Diguères, P., Denis, M., Ochando - Bleda, B. et Thonon, P. (1977). Etudes écologiques sur la perdrix grise (Perdix perdix L.) réalisées dans le Loiret de 1969 à 1973. In *Ecologie du petit gibier et aménagement des chasses.*, ed. Gauthier-Villars, Bordas. Paris, pp. 79-117.

Girardin, P. et Bockstaller, C. (2000). It is possible to validate an indicator. *International Conference Index 99*, St Petersburg. 14 p.

Girardin, P. et Bockstaller, C. (1997). Les indicateurs agro-écologiques, outils pour évaluer des systèmes de culture. *OCL*, **4**(6), 418-426.

Girardin, P. et Bockstaller, C. (1996). Les indicateurs: un outil pour les agronomes.

Girardin, P., Bockstaller, C. et Van der Werf, H. (1996). Evaluation de la durabilité d'une exploitation agricole au moyen d'indicateurs.

Girardin, P., Bockstaller, C. et van der Werf, H. (1999). Indicators : tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of sustainable agriculture*, **13**(4), 5-21.

Gonseth, Y. et Mulhauser, G. (1996). Bioindication et surface de compensation écologique. Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du paysage.

Green, R. E. (1984). The feeding ecology and survival of partridge chicks (Alectoris rufa and Perdix perdix) on arable farmland in east England. *Journal of Applied Ecology*, **21**, 817-830.

Green, R. E., Osborne, P. E. et Sears, E. J. (1994). The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology*, **31**, 677-692.

Greig-Smith, P. W. (1991). The Boxworth experience : Effects of pesticides on the fauna and flora of cereals fields. In *The ecology of temperate cereal fields*, ed. N. C. L.G. Firbank, J.F. Darbyshire and G.R. Potts, Blackwell Sciencific. Oxford, pp. 333-371.

Gustafson, E. J. et Parker, G. R. (1992). Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology*, **7**(2), 101 - 110.

Hardy, A. R. (1990). Estimating exposure : the identification of species at risk and routes of exposure. In *Pesticide effects on terrestrial wildlife*, eds. L. Somerville et C. H. Walker, Taylor et Francis. London, pp. 81-97.

Hatier, C., Artois, M., Lamarque, F. et Berny, P. (1997). Réseau SAGIR : bilan annuel. CNEVA - ONC.

Havet, P. (1998). Critères de prise en compte de la biodiversité dans la gestion agricole. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **233**(Fiche technique N° 93), 6.

Havet, P. (1995). Machinisme agricole et faune sauvage. ONC.

Havet, P. (1998). Prise en compte de la faune sauvage dans le gestion des territoires ruraux : résultats obtenus en France et en Europe. *C. R. de l'Académie d'Agriculture de France*, **84**(2), 139-153.

Havet, P. et Granval, P. (1996). Jachère et faune sauvage: les objectifs du monde de la chasse. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **214**, 6-11.

Havet, P. et Granval, P. (1995). Jachère et faune sauvage: pour augmenter la diversité biologique et la fertilité des sols. *Les dossiers de l'environnement de l'INRA*, **n°9**, 143-149.

Havet, P., Granval, P. et Massé, J. (1997). Brûlage des pailles et faune sauvage. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **224**, 4-9.

Heinen, J. et Cross, G. H. (1983). An approach to measure interspersion, juxtaposition and spatial diversity from cover-type maps. *Wildlife Society Bulletin*, **11**(3), 232-237.

Henein, K. et Merriam, G. (1990). The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology*, **4**(2/3), 157 - 170.

Hill, D. (1985). Chick survival and overwinter loss in the pheasant : predictions from a model. *Game Conservancy Annual Review*, **25**, 41-46.

Hill, D. et Robertson, P. (1988). *The Pheasant. Ecology, Management and Conservation.* Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Hobbs, N. T. et Hanley, T. A. (1990). Habitat evaluation: do use/availability data reflect carrying capacity? *Journal of Wildlife Management*, **54**(4), 515-522.

Jaster, K. et Filler, G. (1995). Grosse schläge sind nicht alles. *DLG - Mitteilungen*, **2**, 48 - 49.

Johnson, R. J. et Beck, M. M. (1988). Influence of shelterbelts on wildlife management and biology. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **22/23**, 301-335.

Johnston, G., Walker, C. H., Dawson, A. et Furnell, A. (1990). Interactive effect of pesticides in the hybrid red-legged partridge. *Functional Ecology*, **4**, 309-314.

Kaar, J. R. et Roth, R. R. (1971). Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *The American Naturalist*, **105**, 423-435.

Kerr, A. (1990). Canada's national environmental indicator project.

Kjolholt, J. (1990). Distribution of pesticides and potential exposure of non-target organisms following application. In *Pesticide effects on terrestrial wildlife*, eds. L. Somerville et C. H. Walker, Taylor et Francis. London, pp. 33-63.

Klein, A. W., Goedicke, J., Klein, W., Herrchen, M. et Kördel, W. (1993). Environmental assessment of pesticides under directive 91/414/EEC. *Chemosphere*, **26**(5), 979-1001.

Kotliar, N. B. et Wiens, J. A. (1990). Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *OIKOS*, **59**(2), 253-260.

Kuitunen, M., Rossi, E. et Stenroos, A. (1998). Do highways influence density of land birds? *Environmental Management*, **22**(2), 297-302.

Lachlan, C. et Bray, R. P. (1976). Habitat selection by cook pheasants in spring. *Journal of Applied Ecology*, **13**, 691-704.

Lack, P. C. (1988). Hedge intersections and breeding bird distribution in farmland. *Bird Study*, **35**, 133 - 136.

Lagerlöf, J. et Wallin, H. (1993). The abundance of arthropods along two field margins with different types of vegetation composition: an experimental study. *Agriculture, Ecosystems and Environnement*, **43**, 141-154.

Lartiges, A. et Mallet, C. (1983). Conséquences sur le petit gibier de l'évolution de l'agriculture française. *Bulletin technique d'information*, **377-378**, 103-117.

Lewandowski, K. et Nowakowski, J. J. (1993). Spatial distribution of brown hare Lepus europaeus populations in habitats of various types of agriculture. *Acta Theoriologica*, **38**(4), 435-442.

Longley, M., Cilgi, T., Jepson, P. C. et Sotherton, N. W. (1997). Measurments of pesticide spray drift deposition into field boundaries and hedgerows : 1. summer applications. *Environnemental Toxicology and Chemistery*, **16 (2)**, 165-172.

Longley, M. et Sotherton, N. W. (1997). Measurements of pesticide spray drift deposition into field boundaries and hedgerows: 2. autumn application. *Environnemental Toxicology and Chemistery*, **16 (2)**, 173-178.

Mader, H. J. (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, **29**, 81-96.

Manosa, S. (1994). The impact of rotational set-aside on pheasants. *ame conservacy annual review*, **25**, 83-84.

Martin, P. A. et Forsyth, D. J. (1998). Effects of exposure to vegetation sprayed with dimethoate or chlorpyrifos on mallard ducklings (*Anas platyrhynchos*). *Ecotoxicology*, **7**, 81-87.

Matulich, S. C. et Bagwell, G. (1979). On - farm pheasant enhancement potentials in irrigated agriculture. *Western Journal of Agricultural Economics*, 99-109.

Mayot, P., Haas, B., Marchandeau, S. et Biadi, F. (1988). Nidification du faisan commun (Phasianus colchicus) dans le bassin parisien. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **124**, 7-13.

McLaughlin, A. et Mineau, P. (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environnement*, **55**, 201-212.

Mead, R. A., Sharik, T. L., Prisley, S. T. et Heinen, J. T. (1981). A computerized spatial analysis system for assessing wildlife habitat from vegetation maps. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 7(1), 34-40.

Meriggi, A., Montagna, D., Zacchetti, D., Matteucci, C. et Toso, S. (1990). Population dynamics of the gray partridge in relation to agriculture and weather in northern Italy. In *Perdix V : gray partridge and ring - necked pheasant workshop*, eds. K. E. Church, R. E. Warner et S. J. Brady, Kans. Dep. of Wildl. and Parks. Emporia, pp. 241-256.

Merriam, G. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. *Methodology in landscape ecological research and planning. Theme I: Landscape ecological concepts.*, 15 - 19 octobre 1984, Roskilde University Center. 5-15.

Mitchell, G., May, A. et McDonald, A. (1995). PICABUE : a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development of World Ecology*, **2**, 104-123.

Moller, A. P. (1989). Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *OIKOS*, **56**, 240-246.

Mollot, B. et Granval, P. (1996). Efficacité de la jachère faune sauvage. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **214**, 24-29.

Moore, N. W., Hooper, M. D. et Davis, B. N. K. (1967). Hedges. I. Introduction and reconnaissance studies. *Journal of Applied Ecology*, **4**, 201-220.

Moreby, S. J. (1996). The effects of organic and conventional farming methods on plant bug densities (Hemiptera : Heteroptera) within winter wheat fields. *Annales of applied biology*, **128**, 415-421.

Morris, M. G. et Webb, N. R. (1987). The importance of fields margins for the conservation of insects. In *Field margins*, ed. J. M. W. P.W.Greig-Smith, Vol. Monograph N° 35, The British Crop Protection Council, pp. 53-65.

Notteghem, P. (1987). Incidences de la structure d'un bocage sur l'avifaune au cours d'un cycle annuel (Autunois/ Charolais). *Revue écologique, Supplément*, **4**, 97-105.

O'Connor, R. J. (1987). Environmental interests of field margins for birds. In *Field margins*, ed. J. M. W. P.W.Greig-Smith, Vol. Monograph N° 35, The British Crop Protection Council, pp. 35-48.

OFAG. (1997). Directives concernant la compensation écologique dans l'exploitation agricole, SRVA, pp. 6.

Oliver-Bellasis, H. R. et Sotherton, N. W. (1986). The cereals and gamebirds research project : an independant viewpoint. *The British Crop Protection Conference_Pests and Diseases*. 1225-1233.

ONC. (1987). *Choisissez et dosez*. Office National de la Chasse, Paris.

Osborn, A. (1986). Management for conservation of wildlife - FWAG experience. *Field Margins*, London. British Crop Protection Council. 105-108.

Panek, M. (1992). The effect of environmental factors on survival of gray partridge (Perdix perdix)chicks in Poland during 1987-89. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 745-750.

Panek, M. (1990). Factors influencing winter mortality of gray partridge in Western Poland. *Perdix V : gray partridge and ring - necked pheasant workshop*, Emporia. Kans. Dep. Wildl. and Parks. 304-314.

Parish, T., Lakhani, K. H. et Sparks, T. H. (1994). Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. *Journal of Applied Ecology*, **31**, 764-775.

Pasquet, G. (1995). *La chasse verte: aménagements et gestion des plaines, des bois et des zones humides pour le retour du petit gibier*. Hatier/ Le Chasseur Français, Paris.

Paton, P. W. C. (1994). The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conservation Biology*, **8**(1), 17-26.

Pepin, D. (1977). Biologie et devenir du lièvre. In *Ecologie du petit gibier et aménagement des chasses*, ed. Gauthier-Villars, Bordas. Paris, pp. 249-261.

Pepin, D. (1987). Dynamics of a heavily exploited population of brown hare in a large scale farming area. *Journal of Applied Ecology*, **24**, 725-734.

Pepin, D. (1981). *Sauvegarder et développer les populations de lièvre*, Paris.

Perkins, A. L., Clark, W. R., Riley, T. Z. et Vohs, P. A. (1997). Effects of landscape and weather on winter survival of ring-necked pheasant hens. *Journal of Wildlife Management*, **61**(3), 634-644.

Peroux, R. et Marboutin, E. (1995). Le lièvre d'Europe. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **204**, 96.

Pfleeger, T. G., Fong, A., Hayes, R., Ratsch, H. et Wickliff, C. (1996). Field evaluation of the EPA (Kenaga) nomogram, a method for estimating wildlife exposure to pesticides residues on plants. *Environnemental Toxicology and Chemistery*, **15**(4), 535 - 543.

Pinet, J. M. (1983). Effets indirectes des traitements phytosanitaires. *Bulletin technique d'information*, **377-378**, 153-156.

Potts, G. R. (1978). The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population of partridges (Perdix perdix and Alectoris rufa). *Advance of Ecological Research*, **11**, 1-79.

Potts, G. R. (1991). The environmental and ecological importance of cereal field. In *The ecology of temperate cereal fields.*, ed. B. S. Publications. Oxford, pp. 3-21.

Potts, G. R. (1985). Herbicides and the decline of the partridge : an international perspective. In *British Crop Protection Conference - Weeds*, Vol. 38. London, pp. 983-990.

Potts, G. R. (1986). *The partridges. Pesticides, Predation and Conservation.* Collins, London.

Potts, G. R. et Aebischer, N. J. (1994). Population dynamics of grey partridge Perdix perdix 1793-1993 : monitoring, modelling and management;. *Ibis*, **137**, 29-37.

Pulliam, H. R., Dunning, J. B. et Liu, J. (1992). Population dynamics in complex landscapes: a case study. *Ecological Applications*, **2**(2), 165-177.

Rands, M. R. W. (1986). Effect of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *Journal of Applied Ecology*, **23**, 479-487.

Rands, M. R. W. (1982). The importance of nesting cover quality to partridges. *Game Conservancy, Annual Review*, **13**, 58-64.

Rands, M. R. W. et Sotherton, N. W. (1987). The management of field margins for the conservation of gamebirds. In *Field margins*, Vol. Monograph N° 35, The British Crop Protection Council, pp. 95-105.

Real, B. et Gril, J. J. (1998). Etude de l'efficacité de dispositifs enherbés. *Gibier Faune Sauvage, Game et Wildlife*, **15**(H. S. Tome 1), 99-108.

Reese, K. P. et Ratti, J. T. (1988). Edge effect: a concept under scrutiny. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*, **53**, 127-136.

Reitz, F. (1997). La prédation sur les espèces gibiers. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **225**, 57-61.

Reitz, F. et Berger, F. (1994). Le suivi des populations de perdrix en 1993 dans le Nord, le Bassin parisien et le Centre. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **186**, 13-22.

Ricci, J. C. et Garrigues, R. (1986). Influence de certaines caractéristiques des agrosystèmes sur les populations de perdrix grises (*Perdix perdix L.*) dans la région Nord - Bassin Parisien. *Gibier Faune Sauvage*, **3**, 369-392.

Ridley, M. W. et Hill, D. A. (1987). Social organization in the pheasant (Phasianus colchicus): harem formation, mate selection and the role of mate guarding. *Journal of Zoology, London*, **211**, 619-630.

Riley, T. Z. (1995). Association of the Conservation Reserve Programm with ring - necked pheasant survey counts in Iowa. *Wildlife Society Bulletin*, **23**(3), 386-390.

Riley, T. Z., Clark, W. R., Ewing, D. E. et Vohs, P. A. (1998). Survival of ring-necked pheasant chicks during brood rearing. *Journal of Wildlife Management*, **62**(1), 36-44.

Rizzotto, M. et Focardi, S. (1997). A physiologically - based model of a self - motivated hare in relation to its ecology. *Ecological Modelling*, **95**, 191-209.

Robertson, P. A. (1996). Does nesting cover limit abundance of ring-necked pheasants in North America? *Wildlife Society Bulletin*, **24**(1), 98-106.

Robertson, P. A. (1992). Woodland management for pheasants. *Forestry Commission Bulletin*, **106**, 1-18.

Robertson, P. A., Woodburn, M. I. A., Neutel, W. et Bealey, C. E. (1993). Effects of land use on breeding pheasant density. *Journal of Applied Ecology*, **30**, 465-477.

Rozé, F. (1995). Méthode d'évaluation de l'intérêt écologique des haies et talus en Bretagne. *Botanica Rhedonica, Nouvelle Série*, **3**, 46-54.

Saunders, D. A. (1994). Can we integrate nature conservation with agricultural production? *Landscape and Urban Planning*, **28**, 63-71.

Scarlatescu, G., Almasan, H., Babutia, T., Bodea, M. et Dragomir, N. (1965). Recherches sur les pertes de gibier pendant les travaux agricoles. *Les rapports du VIIe Congrès*, Beograd - Ljubljana. 321-324.

Schärlig, A. (1985). *Décider sur plusieurs critères: panorama de l'aide multicritère. Presses polytechnique et universitaires romandes. ed.* Presses polytechnique et universitaires romandes., Lausanne.

Schmitz, R. A. et Clark, W. R. (1999). Survival of ring-necked pheasant hens during spring in relation to landscape features. *Journal of Wildlife Management*, **63**(1), 147-154.

Serre, D. et Birkan, M. (1985). Incidence des traitements insecticides sur les ressources alimentaires des poussins de perdrix grise (*Perdix perdix L.*) dans un agrosystème de Beauce. *Gibier Faune Sauvage*, **4**, 21-61.

Serre, D., Birkan, M., Pelard, E. et Skibnieski, S. (1989). Mortalité, nidification et réussite de la reproduction des perdrix grises (*Perdix perdix belesiae*) dans le contexte agricole de la beauce. *Gibier Faune Sauvage*, **6**, 97-124.

Serre, D., Reitz, F., Migot, P., Stahl, P., David, Y. et Sottejeau, Y. (1995). Milieu, prédation et piégeage en Beauce du Loiret : quel impact sur la démographie de la perdrix? *Bulletin mensuel de l'ONC*, **201**, 2-11.

Serre, D., Tonnelier, D., Mangin, E. et Granval, P. (1996). Les haies basses tiges en Beauce d'Eure et Loir: Des exemples pour la perdrix grise. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **214**, 30-33.

Smith, L. M., Hupp, J. W. et Ratti, J. T. (1982). Habitat use and home range of gray partridge in eastern south Dakota. *Journal of Wildlife Management*, **46-3**, 580-587.

Sotherton, N. W. (1991). Conservation Headlands: a pratical combination of intensive cereal farming and conservation. In *The ecology of temperate cereal fields.*, ed. B. S. Publications. Oxford, pp. 373-397.

Sotherton, N. W. (1994). Management of set-aside for game and wildlife. *Aspects of Applied Biology*, **40**, 497-503.

Sotherton, N. W., Boatman, N. D. et Robertson, P. A. (1992). The use of set-aside land for game conservation. In *Set- aside*, Vol. 50. Londres, pp. 223-228.

Sotherton, N. W. et Rands, M. R. W. (1987). The environmental interest fields margins to game and others wildlife : a game conservancy view. In *Field margins*, Vol. Monograph N° 35, The British Crop Protection Council, pp. 67-76.

Soulé, M. E. (1995). Biodiversity indicators in California: taking nature's temperature (AF). *California Agriculture*, **49**(6), 40-44.

Soyez, J.-L. (1978). Les facteurs de la mortalité du petit gibier sédentaire : pratiques agricoles, pathologie, produits chimiques. In *Pesticides et gibier, maladies du gibier.*, ed. P. Pesson, Gauthier - Villars. Paris, pp. 29-48.

Sparks, T. H., Parish, T. et Hinsley, S. H. (1996). Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environnement*, **60**, 1-8.

Storch, I. (1991). Habitat fragmentation, nest site selection, and nest predation risk in Capercaillie. *Ornis Scandinavica*, **22**(3), 213-217.

Sugeno, M. (1985). An introductory survey of fuzzy control. *Information Sciences*, **36**, 59-83.

Tapper, S. C. et Barnes, R. F. W. (1986). Influence of farming practices on the ecology of the brown hare (Lepus europaeus). *Journal of Applied Ecology*, **23**, 39-52.

Thomas, M. B., Wratten, S. D. et Sotherton, N. W. (1992). Creation of "island" habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and species composition. *Journal of Applied Ecology*, **29**, 524-531.

Tourneur, J.-C. et Marchandeau, S. (1996b). Les vertébrés typiques du grand - ouest. Enjeux de la préservation de cet agroécosystème. Deuxième partie : statut, répartition des espèces bocagères et enjeux de la préservation des bocages. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **208**, 24-41.

Tourneur, J.-C. et Marchandeau, S. (1996a). Les vertébrés typiques du grand - ouest. Enjeux de la préservation de cet agroécosystème. Première partie : faune et bocage. *Bulletin mensuel de l'ONC*, **207**, 22-35.

Turner, M. G. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, **4**(1), 21-30.

Van der Werf, H. M. G. (1997). An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere*, **36**(10), 2225-2249.

Van Horne, B. (1983). Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*, **47(4)**, 893-901.

Vandel, J. M. et Linder, R. L. (1981). Pheasants decline but cover-type acreages unchanged on South Dakota study area. *Wildlife Society Bulletin*, **9**(4), 299-302.

Vermeulen, H. J. W. et Opdam, P. F. M. (1995). Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: a simulation study. *Landscape and Urban Planning*, **31**, 233-248.

Viaux, P. (1997). Les systèmes de production intégrés. *OCL*, **4**(6), 430 - 441.

Viaux, P. (1999). *Une 3e voie en grande culture. Editions Agridécisions ed.* Editions France Agricole, Paris.

Vilain, L. (1999). *De l'exploitation agricole à l'agriculture durable. Aide méthodologique à la mise en place de systèmes agraires durables. Educagri Editions ed.* Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Dijon.

Yahner, R. H. (1988). Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology*, **2**(4), 333-339.

Yahner, R. H. et Wright, A. L. (1985). Depredation on artificial ground nests : effects of edge and plot age. *Journal of Wildlife Management*, **49**(2), 508-513.

Ysnel, F., Eybert, M.-C., Lambert, E., Canard, A., Geslin, T. et Marc, P. (1998). Bordures bocagères et biodiverstité des jachères environnement et faune sauvage. *Gibier Faune Sauvage*, **15**(1), 15-32.

Annexes

Annexe I.

Risque d'intoxication pour la perdrix, le faisan et le lièvre calculé pour l'ensemble des molécules utilisées en grandes cultures.

			Perdrix et faisan		Lièvre	
Matières actives	DT50 (en j)	Risque de contact	DL50/m²	Risque toxicologique	DL50/m²	Risque toxicologique
2,4 D sel dimethylamine	10	1	0,2	0,0	0,2	0,0
2,4-DB sel dimethylamine	10	1			0,3	0,0
2,4-MCPA	25	3	0,2	0,0	0,1	0,0
2,4-MCPB	14	3	0,0	0,0	0,2	0,0
acéphate	6	1	0,6	0,0	0,1	0,0
acéphate	6	2	0,4	0,1	0,1	0,0
acéphate	6	5	0,2	0,0	0,0	0,0
acétochlore	13	3	0,2	0,0	0,0	0,0
aclonifen	118	2	0,0	0,0	0,1	0,0
alachlore	22	1	0,1	0,0	0,2	0,0
aldicarbe	30	1	25,0	0,2	66,7	0,2
alphachloralose	1	5	3,1	1,0	3,1	1,0
alphaméthrine	91	3	0,0	0,0	0,0	0,0
amétryne	60	2	0,1	0,0	0,2	0,0
amidosulfuron	22	3	0,0	0,0	0,0	0,0
aminotriazole	14	3	0,2	0,0	0,1	0,0
anilazine	22	3			0,1	0,0
anthraquinone	8	5	0,0	0,0	0,0	0,0
asulame	7	3	0,0	0,0	0,0	0,0
atrazine	43	2	0,1	0,0	0,1	0,0
azinphos-méthyl	10	2	0,8	0,2	1,6	0,2
azoxystrobine	18	3	0,0	0,0	0,0	0,0
bénalaxyl	45	2	0,0	0,0	0,0	0,0
benfluraline	40	1	0,1	0,0	0,1	0,0
benfuracarbe	1	1	0,7	0,0	0,5	0,0
bensultap	30	1	2,4	0,2	0,7	0,0
bentazone	27	3	0,1	0,0	0,1	0,0
bénomyl	120	3	0,0	0,0	0,0	0,0
bénoxacor	50	2	0,0	0,0	0,0	0,0
betacyfluthrine	13	3	0,0	0,0	0,0	0,0
bifénox	9	3	0,0	0,0	0,0	0,0
bifenthrine	95	3	0,0	0,0	0,0	0,0
Bitertanol	25	2	0,0	0,0	0,0	0,0
bromadiolone	1	5	3,8	1,0	50,0	1,0
bromoxynil octanoate	11	2	1,2	0,2	0,2	0,0
bromoxynil phenol	10	2	1,2	0,2	0,2	0,1
bromuconazole	90	3	0,0	0,0	0,1	0,0
bromure de méthyle	43	1	1027,4	0,2		
captane	3	2	0,0	0,0	0,0	0,0
carbaryl	10	2	0,0	0,0	0,1	0,0
carbendazime	120	3	0,0	0,0	0,0	0,0
carbétamide	22	2	0,1	0,0	0,2	0,0
carbofuran	50	4	150,0	0,8	7,5	0,8
carbosulfan	50	4	9,3	0,8	0,4	0,1
carboxine	6	5	13,3	1,0	0,1	0,0
Carfentrazone	4	3	0,0	0,0	0,0	0,0
chlorfenvinphos	36	2	0,1	0,0	0,0	0,0
chloridazone	21	2	0,1	0,0	0,1	0,0
chlorméphos	20	4	1,9	0,4	71,4	0,7
chlorméquat chlorure	10	3	0,3	0,1	0,1	0,0
Chlorophacinone	1	5	0,5	0,1	10,0	1,0
chlorothalonil	30	3	0,0	0,0	0,0	0,0
chlorpyriphos-éthyl	40	2	4,5	0,4	0,0	0,0
chlorpyriphos-éthyl	40	4	47,6	0,8	0,4	0,1

Annexe I (suite)

			Perdrix et faisan		Lièvre	
Matières actives	DT50 (en j)	Risque de contact	DL50/m²	Risque toxicologique	DL50/m²	Risque toxicologique
chlorpyriphos-méthyl	35	3	1,9	0,4	0,0	0,0
chlorsulfuron	35	3	0,0	0,0	0,0	0,0
chlortoluron	40	3	0,1	0,0	0,0	0,0
cléthodime	2	2	0,0	0,0	0,0	0,0
clodinafop-propargyl	5	3	0,0	0,0	0,0	0,0
clofentézine	39	1	0,0	0,0	0,0	0,0
clomazone	24	2	0,0	0,0	0,0	0,0
clopyralid	40	3	0,0	0,0	0,0	0,0
cloquintocet-mexyl	5	3	0,0	0,0	0,0	0,0
Coumafene	1	5			8,3	1,0
Coumatétralyl	90	5	0,0	0,0	0,1	0,0
Crimidine	1	5			0,8	0,2
oyxchlorure de cuivre	1,00E+06	2				
cuivre du sulfate	1000	2	0,1	0,0	0,3	0,1
cyanazine	14	1	0,3	0,0	0,7	0,0
cycloate	30	1	0,1	0,0	0,1	0,0
cycloxydime	1	2	0,0	0,0	0,0	0,0
cyfluthrine	30	3	0,0	0,0	0,0	0,0
cyhéxatin	50	1	0,1	0,0	0,1	0,0
cymoxanil	5	2	0,0	0,0	0,0	0,0
cyperméthrine	30	3	0,0	0,0	0,0	0,0
cyproconazole	60	3	0,0	0,0	0,0	0,0
cyprodinil	25	3	0,0	0,0	0,0	0,0
dalapon	30	3	0,0	0,0	0,1	0,0
deltaméthrine	32	3	0,0	0,0	0,0	0,0
desmédiphame	40	2	0,0	0,0	0,0	0,0
diazinon	40	2	4,8	0,4	0,1	0,0
dicamba	26	2	0,0	0,0	0,0	0,0
dichlormide	7	2			0,0	0,0
dichlorprop	10	3	0,2	0,0	0,1	0,0
dichlorprop-P	10	3	0,6	0,2	0,2	0,0
dichlorvos	1	3	2,5	0,5	1,8	0,3
diclofop-méthyl	30	3	0,1	0,0	0,1	0,0
dicofol	45	1	0,2	0,0	0,0	0,0
diéthion	30	2	0,6	0,1	0,4	0,1
diéthofencarbe	5	3	0,0	0,0	0,0	0,0
difénoconazole	47	3	0,0	0,0	0,0	0,0
diflubenzuron	10	2	0,0	0,0	0,0	0,0
diflufénicanil	150	3	0,0	0,0	0,0	0,0
diméfuron	55	1	0,0	0,0	0,0	0,0
dimethenamid	14	1	0,1	0,0	0,1	0,0
dimétomorphe	30	2	0,0	0,0	0,0	0,0
diniconazole	120	3	0,0	0,0	0,0	0,0
Diquat	1000	1	0,3	0,0	0,3	0,0
disulfuton	30	1	15,4	0,2	12,5	0,2
diuron	129	3	0,1	0,0	0,1	0,0
endosulfan	120	3	1,5	0,3	1,2	0,3
époxiconazole	117	3	0,0	0,0	0,0	0,0
EPTC	18	1	0,0	0,0	0,1	0,0
esfenvalérate	35	3	0,0	0,0	0,0	0,0
éthéphon	15	3	0,0	0,0	0,0	0,0
éthofumesate	30	2	0,0	0,0	0,0	0,0
Famoxadone	15	3			0,0	0,0
fénarimol	74	2	0,0	0,0	0,0	0,0

Annexe I (suite)

Matières actives	DT50 (en j)	Risque de contact	Perdrix et faisan DL50/m²	Perdrix et faisan Risque toxicologique	Lièvre DL50/m²	Lièvre Risque toxicologique
fenbuconazole	210	3			0,0	0,0
fénoxaprop-p-éthyl	9	3	0,0	0,0	0,0	0,0
fenpiclonil	200	1	0,0	0,0	0,0	0,0
fenpropidine	70	3	0,2	0,0	0,0	0,0
fenpropimorphe	67	3	0,0	0,0	0,0	0,0
fenthion	22	2	13,8	0,4	0,4	0,1
fentine hydroxyde	22	2	0,2	0,1	0,6	0,2
fentine-acétate	140	2	2,6	0,3	6,7	0,4
fenvalérate	35	3	0,0	0,0	0,0	0,0
fipronil	120	5	1,5	0,5	0,2	0,0
flamprop-isopropyl-R	63	3	0,0	0,0	0,0	0,0
fluazifop-P-butyl	15	2	0,0	0,0	0,0	0,0
fluazinam	107	2	0,0	0,0	0,0	0,0
Fludioxonil	25	3	0,0	0,0	0,0	0,0
flupyrsulfuron-méthyl	33	3	0,0	0,0	0,0	0,0
fluquinconazole	110	3	0,0	0,0	0,1	0,0
flurochloridone	56	1	0,0	0,0	0,0	0,0
fluroxypyr	10	3	0,0	0,0	0,0	0,0
flurtamone	55	1	0,0	0,0	0,0	0,0
flusilazole	95	3	0,0	0,0	0,0	0,0
fluthiamide	34	2			0,1	0,0
flutolanil	300	2	0,1	0,0	0,0	0,0
flutriafol	1277	3	0,0	0,0	0,0	0,0
folpel	2	2	0,1	0,0	0,0	0,0
fomesafen	180	3	0,0	0,0	0,0	0,0
fonofos	40	4	2,9	0,8	4,4	0,8
fosétyl-Al	1	2	0,0	0,0	0,0	0,0
furathiocarbe	50	5	0,8	0,2	0,4	0,1
glufosinate-ammonium	13	2	0,0	0,0	0,2	0,0
glyphosate	47	3	0,0	0,0	0,0	0,0
haloxyfop-R	83	3	0,0	0,0	0,0	0,0
hepténophos	1	3	2,3	0,4	0,4	0,1
hexaconazole	70	3	0,0	0,0	0,0	0,0
hexaflumuron	95	2	0,0	0,0	0,0	0,0
imazalil	150	2	0,0	0,0	0,0	0,0
imazamethabenz-méthyl	45	3	0,0	0,0	0,0	0,0
imazaquine	60	3	0,0	0,0	0,0	0,0
imidaclopride	180	5	0,6	0,1	0,0	0,0
ioxynil	7	3	0,7	0,2	0,4	0,1
iprodione	14	2	0,1	0,0	0,0	0,0
isophenphos	150	4	4,0	0,8	0,6	0,1
isoproturon	22	3	0,1	0,0	0,1	0,0
isoxaben	105	1	0,0	0,0	0,0	0,0
isoxaflutole	1	2	0,0	0,0	0,0	0,0
krésoxim-méthyl	2	3	0,0	0,0	0,0	0,0
lambda-cyhalothrine	30	3	0,0	0,0	0,0	0,0
lénacile	79	1	0,0	0,0	0,0	0,0
lindane	121	1	1,0	0,1	2,2	0,2
linuron	82	2	0,3	0,0	0,1	0,0
lufénuron	45	2	0,0	0,0	0,0	0,0
malathion	9	2	0,4	0,1	0,2	0,0
mancozèbe	11	3	0,1	0,0	0,0	0,0
manèbe	25	3	0,0	0,0	0,0	0,0
mécoprop	12	3	0,3	0,1	0,3	0,1
mécoprop-P	12	3	0,2	0,0	0,2	0,0
méfenpyr-diéthyl	15	3	0,0	0,0	0,0	0,0

Annexe I (suite)

			Perdrix et faisan		Lièvre	
Matières actives	DT50 (en j)	Risque de contact	DL50/m²	Risque toxicologique	DL50/m²	Risque toxicologique
mépiquat-chlorure	53	3	0,0	0,0	0,0	0,0
mépronil	48	2	0,0	0,0	0,0	0,0
mercaptodiméthur	61	5	90,0	1,0	4,5	1,0
métalaxyl	29	2	0,0	0,0	0,0	0,0
métaldéhyde	10	5	2,9	1,0	1,7	0,6
métamitrone	32	2	0,1	0,0	0,2	0,0
métazachlore	23	1	0,1	0,0	0,1	0,0
metconazole	283	3	0,0	0,0	0,0	0,0
méthabenzthiazuron	125	3			0,3	0,0
methidathion	7	2	1,3	0,2	0,5	0,1
méthomyl	24	2	3,3	0,4	2,9	0,4
métirame-zinc	20	2			0,0	0,0
métobromuron	30	1	0,4	0,0	0,1	0,0
métolachlor	90	2	0,2	0,0	0,1	0,0
métosulam	27	3	0,0	0,0	0,0	0,0
métribuzine	40	1	0,7	0,0	0,0	0,0
metsulfuron méthyle	23	3	0,0	0,0	0,0	0,0
mévinphos	3	2	31,8	0,3	11,7	0,3
monolinuron	57	1	0,2	0,0	0,0	0,0
napropamide	70	1	0,0	0,0	0,0	0,0
nicosulfuron	25	2	0,0	0,0	0,0	0,0
nonyl phénol éthoxylé	15	3				
norflurazon	90	2	0,1	0,0	0,0	0,0
ométhoate	4	3	0,8	0,2	1,3	0,3
oxadiazon	130	1	0,1	0,0	0,0	0,0
oxadixyl	90	2	0,0	0,0	0,0	0,0
oxydéméton-méthyl	10	2	1,1	0,2	0,6	0,1
oxyquinéolate de cuivre	1E+09	5	0,1	0,0	0,0	0,0
paclobutrazol	220	2	0,0	0,0	0,0	0,0
paraquat	2500	2	1,8	0,2	16,0	0,4
parathion éthyl	14	2	7,5	0,4	1,5	0,2
parathion méthyl	19	2	5,0	0,4	1,6	0,2
pencycuron	64	2	0,0	0,0	0,0	0,0
pendiméthaline	90	1	0,1	0,0	0,0	0,0
perméthrine	30	2	0,0	0,0	0,0	0,0
phenmédiphame	30	2	0,0	0,0	0,0	0,0
phorate	12	4	40,0	0,7	6,5	0,7
phosalone	7	3	0,2	0,0	0,4	0,1
phosmet	19	2	0,0	0,0	0,0	0,0
phosphamidon	17	2	6,7	0,4	1,1	0,2
phoxime	6	4	2,5	0,6	0,2	0,1
piclorame	90	2	0,1	0,0	0,1	0,0
prochloraze	120	3	0,1	0,0	0,0	0,0
procymidone	50	3			0,0	0,0
prohexadione-calcium	1	3	0,0	0,0	0,0	0,0
prométhryne	60	2	0,0	0,0	0,0	0,0
propamocarbe HCl	25	2	0,0	0,0	0,1	0,0
propaquizafop	20	3	0,0	0,0	0,0	0,0
propiconazole	50	3	0,0	0,0	0,0	0,0
propinèbe	1	2	0,0	0,0	0,0	0,0
propyzamide	60	3	0,0	0,0	0,0	0,0
prosulfocarbe	24	3	0,2	0,0	0,1	0,0

Annexe I (suite)

			Perdrix et faisan		Lièvre	
Matières actives	DT50 (en j)	Risque de contact	DL50/m²	Risque toxicologique	DL50/m²	Risque toxicologique
prosulfuron	14	3	0,0	0,0	0,0	0,0
pyrazophos	30	2	0,1	0,0	0,1	0,0
pyridate	32	3	0,1	0,0	0,0	0,0
pyriméthanil	30	3	0,1	0,0	0,0	0,0
pyrimicarbe	17	3	3,1	0,6	0,2	0,0
quinmérac	65	1	0,0	0,0	0,0	0,0
quinoxyfen	270	3	0,0	0,0	0,0	0,0
quizalofop éthyl	60	3	0,0	0,0	0,0	0,0
rimsulfuron	8	2	0,0	0,0	0,0	0,0
roténone	3	2	0,0	0,0	0,2	0,0
Scilliroside	1	5	2,5	0,9	2,3	0,9
séthoxydime	5	3	0,0	0,0	0,0	0,0
simazine	47	1	0,1	0,0	0,0	0,0
soufre	100000	3			0,0	0,0
spiroxamine	50	3	0,1	0,0	0,2	0,0
sulcotrione	4	2	0,0	0,0	0,0	0,0
sulfosate	5	3	0,0	0,0	0,1	0,0
tau-fluvalinate	59	3	0,0	0,0	0,0	0,0
tébuconazole	365	3	0,0	0,0	0,0	0,0
tébutame	60	1			0,1	0,0
téfluthrine	48	5	0,0	0,0	0,2	0,0
terbufos	18	4	0,8	0,2	5,3	0,7
terbuthylazine	46	1	0,1	0,0	0,0	0,0
terbutryne	42	1	0,1	0,0	0,1	0,0
tétraconazole	54	3	0,0	0,0	0,0	0,0
thiabendazole solution	403	2			0,0	0,0
thifensulfuron-méthyle	6	3	0,0	0,0	0,0	0,0
thiodicarbe	6	5	0,0	0,0	0,3	0,1
thiofanox	4	4	1,9	0,4	9,4	0,8
thiométon	2	3	0,4	0,1	0,1	0,0
thiophanate-méthyle	10	2	0,0	0,0	0,0	0,0
thirame	15	5	0,1	0,0	0,2	0,0
tolclophos-méthyl	66	5	0,0	0,0	0,0	0,0
tralométhrine	60	3	0,0	0,0	0,0	0,0
triacétate de guazatine	75	5	0,1	0,0	0,1	0,0
triadiménol	200	5	0,0	0,0	0,0	0,0
triallate	77	4	0,1	0,0	0,1	0,0
triallate	77	3	0,1	0,0	0,1	0,0
triazamate	1	3	0,9	0,2	0,1	0,0
tribénuron-méthyle	6	3	0,0	0,0	0,0	0,0
trichloroacétate de sodium	23	3	0,2	0,0	0,3	0,1
triclopyr	36	3	0,1	0,0	0,2	0,0
tridémorphe	33	3	0,0	0,0	0,1	0,0
trifluraline	81	1	0,1	0,0	0,1	0,0
triflusulfuron-méthyle	3	2	0,0	0,0	0,0	0,0
triforine	21	3	0,0	0,0	0,0	0,0
trinexapac-éhyl	17	3	0,0	0,0	0,0	0,0
triticonazole	138	5	0,0	0,0	0,0	0,0
vamidothion	2	2	1,6	0,2	0,5	0,1
vinchlozoline	23	2	0,0	0,0	0,0	0,0
zetacyperméthrine	21	3	0,0	0,0	0,0	0,0
zinèbe	30	2	0,1	0,0	0,1	0,0

Annexe II.

Valeurs d'indicateur attribuées aux exploitations fictives pour la comparaison des deux méthodes d'agrégation.

Nom	SNP	Couverture du sol	Assolement	Machinisme	Pesticides
A1	5	6	8	2	2
A2	2	3	8	7	8
A3	7	2	5	2	8
A4	7	7	2	1	2
A5	2	5	8	1	7
A6	5	3	8	8	2
A7	8	2	2	2	2
A8	4	4	4	4	4
A9	7	5	4	9	6
A10	2	6	8	5	7
A11	8	3	2	3	5
A12	5	5	6	6	3
A13	6	2	7	8	7
A14	8	4	5	3	2
A15	9	8	1	4	4
A16	4	2	6	5	6
A17	3	6	7	6	7
A18	6	3	1	6	3
A19	2	9	6	4	3
A20	2	2	3	10	6
A21	10	5	8	2	7
A22	3	7	8	1	3
A23	5	9	6	5	7
A24	9	8	10	6	1
A25	4	4	8	2	10
A26	7	7	4	3	2
A27	6	2	2	4	2
A28	8	7	10	6	9
A29	9	4	7	7	7
A30	10	6	6	8	5
A31	1	3	7	5	3
A32	10	3	3	3	2
A33	9	4	2	2	5
A34	5	7	5	4	8
A35	4	3	8	1	9
A36	6	2	4	6	3
A37	1	10	6	10	8
A38	2	6	1	3	9
A39	6	8	4	5	9
A40	7	9	5	6	9
A41	5	7	10	6	8
A42	8	7	9	9	10
A43	9	5	6	8	9
A44	10	5	6	10	5
A45	9	5	7	6	8
A46	10	10	7	9	8
A47	7	9	5	5	6
A48	6	5	5	8	9
A49	8	9	7	10	5
A50	8	10	6	9	7

Annexe III.

Surfaces des cultures pour les territoires suivis.

N° du territoire	1				2			3				4			5			6			7		
Culture \ Année	97	98	99	00	98	99	00	97	98	99	00	98	99	00	98	99	00	98	99	00	98	99	00
Avoine de printemps	0	0	1	1	2	4	0	0	0	0	0	4	2	3	11	0	2	0	0	0	1	1	0
Betterave sucrière	21	14	8	39	2	2	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	10	1	6	17	0	3
Blé d'hiver	170	161	197	131	214	190	213	28	14	22	7	127	89	134	73	23	46	40	66	41	152	80	142
Colza d'hiver	24	30	27	24	2	2	2	0	0	0	0	4	20	6	5	16	0	3	3	13	30	47	27
Interculture	55	50	47	50	10	20	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jachère	10	12	17	13	32	44	44	27	27	35	27	13	15	8	15	27	17	2	4	4	6	14	12
Maïs	269	271	226	265	305	289	306	247	262	238	259	204	211	199	114	141	141	164	132	151	204	245	231
Orge de printemps	0	0	5	0	8	2	1	0	0	1	0	1	2	1	0	4	0	3	1	0	0	4	0
Orge d'hiver	2	9	10	10	72	97	52	0	0	0	1	19	21	10	3	2	5	2	9	4	6	9	6
Pomme de terre	0	0	4	9	0	10	9	0	0	0	0	0	7	3	0	0	0	0	6	4	0	11	1
Prairie	32	32	34	37	165	165	171	10	10	14	18	184	188	194	98	103	106	102	104	102	56	61	53
Tournesol	0	0	0	0	3	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verger	21	21	21	18	13	13	12	2	2	2	2	6	6	5	1	1	1	4	4	4	6	6	4
Total (ha)	550				818			315				561			319			330			478		

Annexe IV.

Quantité (en m/ha) des différentes structures non productives pour les sept territoires suivis.

N° du territoire	Total (m/ha)	C1	C2	F1	F2	BH1	BH2	H	B	LF
1	127,5	45,8	29,5	5,8	2,8	3,4	0,0	29,5	1,2	9,5
2	171,2	23,7	85,4	11,6	23,1	1,6	5,5	16,2	4,1	0,0
3	162,5	52,7	48,8	4,5	3,5	9,9	2,3	29,3	4,4	7,2
4	144,6	37,8	35,1	20,0	12,2	1,4	0,3	18,7	5,1	14,0
5	220,5	43,4	52,3	6,0	14,7	1,9	0,0	41,4	3,4	57,3
6	214,5	50,9	82,8	20,8	17,7	0,0	0,0	38,4	6,5	0,0
7	107,7	20,5	33,3	11,7	16,8	2,5	1,2	8,9	1,1	11,8

Annexe V.

Résultats, pour le faisan, des différents indicateurs calculés pour plusieurs années sur les territoires suivis.

N° du territoire	Année	SNP	Couverture du sol					Assolement			Machinisme	Pesticides		
			Hiver	Fixation	Nidification	Elevage	Indicateur final	Diversité (H')	Répartition (K)	Indicateur final		Itinéraire 1	Itinéraire 2	Itinéraire 3
1	97	4,1	7,3	7,7	3,6	5,8	3,8	2,09	1,14	4,4	8,5	8,7	8,3	6,1
	98	4,1	7,6	7,8	3,6	5,7	3,9	2,14	1,22	4,8	8,4	8,6	8,3	6,0
	99	4,4	8,5	9,0	5,1	5,4	5,2	2,32	1,24	5,2	8,1	8,8	8,5	6,5
	00	4,4	6,9	6,7	2,7	5,9	3,1	2,39	1,19	5,1	8,6	8,6	8,3	6,1
2	98	7,1	7,0	9,3	4,8	5,5	4,9	2,43	1,50	7,4	7,7	9,1	8,8	7,1
	99	7,1	7,7	9,5	5,0	5,6	5,1	2,58	1,49	7,7	7,6	9,0	8,8	7,2
	00	7,1	7,7	9,3	4,4	5,9	4,8	2,48	1,33	6,0	7,7	9,0	8,7	7,0
3	97	4,8	2,8	2,7	1,2	5,4	1,1	1,40	1,02	3,1	9,2	8,0	7,8	4,8
	98	6,0	2,3	1,8	0,5	5,4	0,3	1,23	1,10	3,0	9,4	7,9	7,6	4,5
	99	6,0	3,7	3,1	1,0	5,7	0,7	1,60	1,17	3,7	9,2	8,1	7,8	5,0
	00	4,8	2,5	2,0	0,3	5,6	0,2	1,28	1,03	2,9	9,3	7,9	7,7	4,6
4	98	3,7	6,3	8,7	2,8	5,7	3,4	2,14	1,68	6,6	8,0	9,1	8,8	7,2
	99	3,7	6,0	8,3	1,8	6,1	2,4	2,32	1,59	7,1	8,2	8,9	8,7	7,0
	00	3,7	6,3	8,8	2,8	5,7	3,4	2,05	1,62	6,4	8,0	9,1	8,8	7,3
5	98	4,5	5,5	7,6	3,0	5,6	3,2	2,29	1,36	5,9	8,2	9,1	8,8	7,2
	99	4,5	4,3	5,7	0,5	7,3	0,6	2,31	1,34	5,7	8,6	8,8	8,6	6,7
	00	4,5	5,1	6,7	1,4	6,7	1,5	2,07	0,94	3,8	8,4	8,9	8,7	6,9
6	98	5,0	4,2	5,8	0,7	6,7	0,6	1,87	1,08	3,9	8,3	8,7	8,5	6,5
	99	5,0	5,7	8,0	2,1	5,8	2,6	2,11	1,26	4,9	7,8	8,9	8,7	7,0
	00	5,0	4,8	6,7	0,9	6,5	0,9	2,09	1,33	5,2	8,2	8,7	8,5	6,5
7	98	3,0	5,4	8,5	3,8	5,2	3,8	2,17	1,36	5,6	8,0	8,8	8,4	6,4
	99	3,0	4,1	6,5	1,5	5,9	1,3	2,32	1,28	5,4	8,5	8,4	8,1	5,6
	00	3,0	5,3	8,1	3,6	5,4	3,6	2,07	1,18	4,5	8,1	8,6	8,3	6,1

Annexe VI.

Résultats, pour la perdrix, des différents indicateurs calculés pour plusieurs années sur les territoires suivis.

N° du territoire	Année	SNP	Couverture du sol					Assolement			Machinisme	Pesticides		
			Hiver	Fixation	Nidification	Elevage	Indicateur final	Diversité (H')	Répartition (K)	Indicateur final		Itinéraire 1	Itinéraire 2	Itinéraire 3
1	97	5,7	7,3	8,1	3,7	5,8	4,0	2,09	1,14	4,4	8,5	8,7	8,3	6,1
	98	5,7	7,6	8,2	3,7	5,7	4,1	2,14	1,22	4,8	8,4	8,6	8,3	6,0
	99	6,1	8,5	9,4	5,3	5,4	5,4	2,32	1,24	5,2	8,1	8,8	8,5	6,5
	00	6,1	6,9	7,2	2,8	5,9	3,3	2,39	1,19	5,1	8,6	8,6	8,3	6,1
2	98	10,0	7,0	10,0	5,0	5,5	5,0	2,43	1,50	7,4	7,7	9,1	8,8	7,1
	99	10,0	7,7	10,0	5,2	5,6	5,3	2,58	1,49	7,7	7,6	9,0	8,8	7,2
	00	10,0	7,7	10,0	4,6	5,9	5,0	2,48	1,33	6,0	7,7	9,0	8,7	7,0
3	97	7,1	2,8	2,9	1,0	5,4	0,8	1,40	1,02	3,1	9,2	8,0	7,8	4,8
	98	8,6	2,3	1,9	0,5	5,4	0,3	1,23	1,10	3,0	9,4	7,9	7,6	4,5
	99	8,6	3,7	3,3	1,0	5,7	0,7	1,60	1,17	3,7	9,2	8,1	7,8	5,0
	00	7,1	2,5	2,1	0,3	5,6	0,3	1,28	1,03	2,9	9,3	7,9	7,7	4,6
4	98	5,6	6,3	10,0	2,9	5,7	3,6	2,14	1,68	6,6	8,0	9,1	8,8	7,2
	99	5,6	6,0	9,7	1,8	6,1	2,4	2,32	1,59	7,1	8,2	8,9	8,7	7,0
	00	5,6	6,3	10,0	2,9	5,7	3,6	2,05	1,62	6,4	8,0	9,1	8,8	7,3
5	98	4,4	5,5	9,7	3,4	5,6	3,8	2,29	1,36	5,9	8,2	9,1	8,8	7,2
	99	4,4	4,3	8,0	1,0	7,3	1,3	2,31	1,34	5,7	8,6	8,8	8,6	6,7
	00	4,4	5,1	9,0	1,7	6,7	2,3	2,07	0,94	3,8	8,4	8,9	8,7	6,9
6	98	7,2	4,2	7,8	0,8	6,7	0,9	1,87	1,08	3,9	8,3	8,7	8,5	6,5
	99	7,2	5,7	9,6	2,3	5,8	2,7	2,11	1,26	4,9	7,8	8,9	8,7	7,0
	00	7,2	4,8	8,4	1,0	6,5	1,4	2,09	1,33	5,2	8,2	8,7	8,5	6,5
7	98	5,5	5,4	8,9	4,0	5,2	4,0	2,17	1,36	5,6	8,0	8,8	8,4	6,4
	99	5,5	4,1	6,7	1,8	5,9	1,7	2,32	1,28	5,4	8,5	8,4	8,1	5,6
	00	5,5	5,3	8,5	3,7	5,4	3,7	2,07	1,18	4,5	8,1	8,6	8,3	6,1

Annexe VII.

Résultats, pour le lièvre, des différents indicateurs calculés pour plusieurs années sur les territoires suivis.

N° du territoire	Année	SNP	Couverture du sol			Assolement			Machinisme	Pesticides	
			Hiver	Reproduction	Indicateur final	Diversité (H')	Répartition (K)	Indicateur final		Itinéraire 1	Itinéraire 2
1	97	10,0	7,9	5,4	5,7	2,09	1,14	4,4	7,7	10	5,5
	98	10,0	8,2	5,4	5,8	2,14	1,22	4,8	7,7	10	5,4
	99	10,0	9,2	6,2	7,0	2,32	1,24	5,2	7,7	10	6,1
	00	10,0	7,6	5,1	5,2	2,39	1,19	5,1	7,7	10	5,5
2	98	10,0	7,3	7,4	7,4	2,43	1,50	7,4	7,4	10	6,8
	99	10,0	8,2	7,5	7,9	2,58	1,49	7,7	7,4	10	6,9
	00	10,0	8,3	7,4	8,0	2,48	1,33	6,0	7,4	10	6,7
3	97	10,0	3,3	3,6	3,4	1,40	1,02	3,1	7,4	10	3,7
	98	10,0	1,8	3,4	2,6	1,23	1,10	3,0	7,4	10	3,3
	99	10,0	4,3	3,8	3,8	1,60	1,17	3,7	7,4	10	3,9
	00	10,0	2,0	3,4	2,7	1,28	1,03	2,9	7,4	10	3,4
4	98	10,0	6,4	7,2	7,0	2,14	1,68	6,6	7,5	10	6,9
	99	10,0	6,2	7,1	6,9	2,32	1,59	7,1	7,6	10	6,5
	00	10,0	6,4	7,2	7,0	2,05	1,62	6,4	7,5	10	6,9
5	98	8,0	6,3	7,1	6,9	2,29	1,36	5,9	7,6	10	6,9
	99	8,0	6,4	6,9	6,6	2,31	1,34	5,7	7,7	10	6,0
	00	8,0	5,9	6,9	6,6	2,07	0,94	3,8	7,6	10	6,4
6	98	10,0	4,3	6,6	6,0	1,87	1,08	3,9	7,4	10	5,8
	99	10,0	5,8	7,2	6,9	2,11	1,26	4,9	7,4	10	6,5
	00	10,0	4,8	6,9	6,3	2,09	1,33	5,2	7,5	10	5,9
7	98	10,0	5,5	5,7	5,4	2,17	1,36	5,6	7,5	10	5,9
	99	10,0	4,7	5,4	4,9	2,32	1,28	5,4	7,5	10	4,9
	00	10,0	5,4	5,6	5,2	2,07	1,18	4,5	7,5	10	5,5

Annexe VIII.

Territoire N° 1 au 1/20000e (assolement 2000)

Culture 2000	Surface
Maïs	264.53.04
Blé	131.11.59
Orge H	9.76.89
Prairie	37.28.35
Verger	18.10.70
Colza	23.67.78
Betterave	39.02.52
Orge P	
Jachères	12.86.30
Avoine	
Maraichage	
Pois	
Autres	11.66.60

Annexe IX.

Territoire N° 2 au 1/20000e (assolement 2000)

Culture 2000	Surface
Maïs	306.41.16
Blé	212.73.24
Orge H	52.18.05
Prairie	171.16.86
Verger	12.37.34
Colza	2.42.23
Betterave	0.48.89
Jachères	44.10.76
Autres	16.87.13

Annexe X.

Territoire N° 3 au 1/20000e (assolement 2000)

Culture 2000	Surface	
Maïs	259.17.87	
Blé	6.95.33	
Orge H	1.12.31	
Prairie	18.37.23	
Verger	1.92.91	
Colza		
Betterave		
Orge P		
Jachères	27.25.53	
Avoine		
Maraichage		
Pois		
Autres		

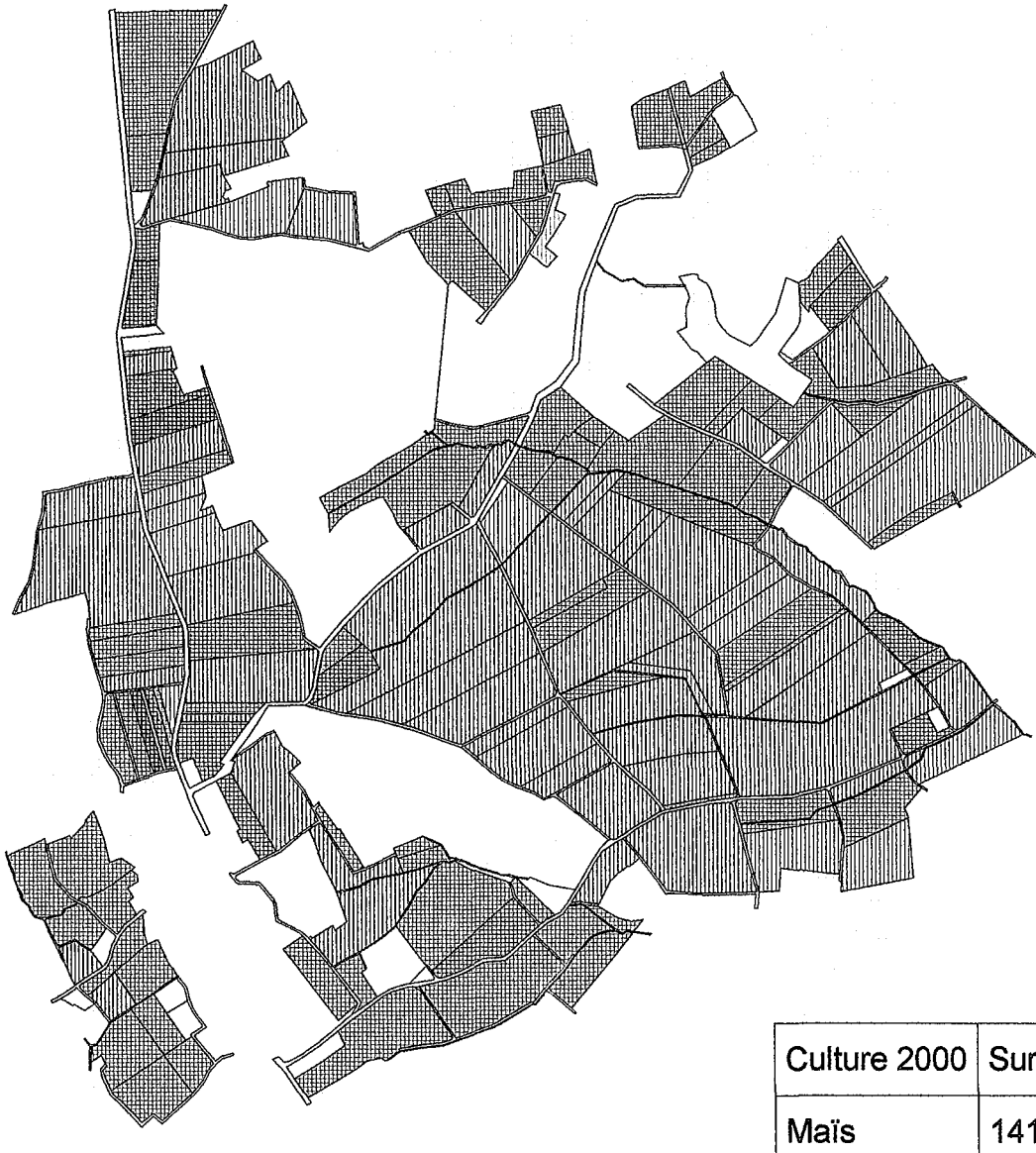
Annexe XI.

Territoire N° 4 au 1/20000e (assolement 2000)

Culture 2000	Surface
Maïs	197.34.33
Blé	133.57.65
Orge H	10.03.94
Prairie	193.21.39
Verger	5.03.08
Colza	5.92.84
Betterave	
Jachères	5.62.54
Autres	7.02.59

Annexe XII.

Territoire N° 5 au 1/20000e (assolement 2000)



Culture 2000	Surface	
Maïs	141.03.52	
Blé	46.45.96	
Orge H	4.82.72	
Prairie	106.36.77	
Verger	0.79.47	
Colza		
Betterave		
Jachères	17.39.30	
Autres	2.21.96	

Annexe XIII.

Territoire N° 6 au 1/20000e (assolement 2000)

Culture 2000	Surface	
Maïs	150.94.63	
Blé	40.99.69	
Orge H	4.48.63	
Prairie	102.29.47	
Verger	4.45.46	
Colza	13.04.92	
Betterave	5.88.43	
Jachères	3.71.59	
Autres	3.76.75	

Annexe XIV.

Territoire N° 7 au 1/20000e (assolement 2000)

Culture 2000	Surface	
Maïs	231.03.38	
Blé	142.03.06	
Orge H	5.55.79	
Prairie	52.97.20	
Verger	4.03.69	
Colza	26.81.11	
Betterave	2.51.15	
Jachères	11.97.09	
Autres	0.78.84	

Annexe XV.

Surface des cultures pour les exploitations agricoles suivies

N° de l'exploitation	8				9				10					11
Culture / Année	97	98	99	00	97	98	99	00	96	97	98	99	00	00
Betterave sucrière	14,0	14,0	8,5	25,9										36,1
Blé de printemps										21,1	37,0	21,3	31,9	
Blé d'hiver	38,5	31,9	36,9	24,3					81,0	61,2	62,6	54,5	36,7	87,7
Colza d'hiver	14,3	16,5	14,3	16,5					20,7	26,3	15,4	25,9	22,0	
Haricot									23,7	12,0	20,9			
Interculture	55,0	50,0	47,0	50,0										14,0
Jachère	3,9	3,9	4,5	4,5	5,3	5,3	12,7	11,2	18,9	8,9	11,7	15,0	15,7	3,5
Maïs	47,4	51,8	54,4	47,3	75,0	75,0	67,6	69,1	14,7	17,5	11,9	0,0	4,7	
Orge de printemps									23,6	14,3	22,9	22,0	26,1	
Orge d'hiver										27,0		26,0	11,5	
Pois									21,0	14,9	11,6	14,0	15,3	18,3
Pomme de terre											10,1	25,4	20,0	
Prairie														2,0
Trèfle													16,9	
Total (ha)	118				80				203					148

Annexe XVI.

Quantité (en m/ha) des différentes structures non productives pour les exploitations agricoles suivies.

N° de l'exploitation	Année	Total (m/ha)	C1	C2	F1	F2	BH1	BH2	H	B	LF
8	97	133	40	29	8	3			41		12
	98	133	40	29	8	3			41		12
	99	143	40	29	8	3		10	41		12
	00	143	40	29	8	3		10	41		12
9	97	137	46	26	17	4			26		19
	98	173	46	26	17	4	35		26		19
	99	173	46	26	17	4	35		26		19
	00	137	46	26	17	4			26		19
10	96	17		17					0		
	97	51		17					34		
	98	51		17					34		
	99	51		17					34		
	00	51		17					34		
11	00	52	5	16			3		28		

Annexe XVII.

Résultats, pour le faisan, des différents indicateurs calculés pour plusieurs années sur les exploitations suivies.

N° de l'exploitation	Année	SNP	Couverture du sol					Assolement			Machinisme	Pesticides
			Hiver	Fixation	Nidification	Elevage	Indicateur final	Diversité (H')	Répartition (K) (T pour N°9)	Indicateur final		
8	97	6,9	8,4	7,9	4,0	5,5	4,3	2,1	0,8	3,3	8,5	5,1
	98	6,9	7,9	7,1	3,0	5,7	3,6	2,1	0,9	3,8	8,7	4,7
	99	8,2	8,5	7,6	3,8	5,4	4,2	2,0	1,0	4,0	8,5	6,5
	00	8,2	7,6	5,8	2,0	6,0	2,4	2,2	1,0	4,2	8,9	6,6
9	97	5,3	1,0	0,4	0,1	5,1	0,0	0,6	2,3	2,6	9,8	4,9
	98	8,8	1,0	0,4	0,1	5,1	0,0	0,6	2,3	2,6	9,8	4,9
	99	8,8	3,9	1,9	0,6	5,6	0,4	1,1	2,4	3,4	9,5	5,4
	00	5,3	3,4	1,5	0,5	5,5	0,3	1,0	2,7	3,1	9,6	5,3
10	96	0	9,6	9,8	6,7	4,4	6,7	2,8	1,1	5,5	9,9	8,2
	97	3,3	8,5	9,8	7,3	3,0	6,7	3,1	1,0	5,6	9,1	7,7
	98	3,3	8,4	8,3	7,1	3,3	5,6	3,1	1,1	6,2	9,9	7,2
	99	3,3	9,2	9,8	7,6	2,6	7,3	3,1	1,0	5,5	9,1	7,6
	00	3,3	9,2	9,3	6,4	4,3	6,2	3,5	1,0	6,8	9,5	6,8
11	00	1,3	8,6	9,8	8,6	3,4	7,9	1,7	1,3	4,3	10,0	7,7

Annexe XVIII.

Résultats, pour la perdrix, des différents indicateurs calculés pour plusieurs années sur les exploitations suivies.

N° de l'exploitation	Année	SNP	Couverture du sol					Assolement			Machinisme	Pesticides
			Hiver	Fixation	Nidification	Elevage	Indicateur final	Diversité (H')	Répartition (K) (T pour N°9)	Indicateur final		
8	97	7,6	8,4	7,8	4,2	5,5	4,4	2,1	0,8	3,3	8,5	5,1
	98	7,6	7,9	6,8	3,1	5,7	3,6	2,1	0,9	3,8	8,7	4,7
	99	9,1	8,5	7,4	4,0	5,4	4,2	2,0	1,0	4,0	8,5	6,5
	00	9,1	7,6	5,6	2,1	6,0	2,4	2,2	1,0	4,2	8,9	6,6
9	97	5,6	1,0	0,4	0,1	5,1	0,0	0,6	2,3	2,6	9,8	4,9
	98	9,8	1,0	0,4	0,1	5,1	0,0	0,6	2,3	2,6	9,8	4,9
	99	9,8	3,9	2,0	0,6	5,6	0,4	1,1	2,4	3,4	9,5	5,4
	00	5,6	3,4	1,6	0,5	5,5	0,3	1,0	2,7	3,1	9,6	5,3
10	96	0,5	9,6	9,9	7,1	3,8	7,1	2,8	1,1	5,5	9,9	8,2
	97	6,9	8,5	9,9	7,8	2,5	7,1	3,1	1,0	5,6	9,1	7,7
	98	6,9	8,4	8,7	7,8	2,8	6,2	3,1	1,1	6,2	9,9	7,2
	99	6,9	9,2	9,8	8,1	2,1	7,8	3,1	1,0	5,5	9,1	7,6
	00	6,9	9,2	9,2	7,1	3,7	6,6	3,5	1,0	6,8	9,5	6,8
11	00	3,4	8,6	10,0	9,6	3,4	9,0	1,7	1,3	4,3	10,0	9,3

Annexe XIX.

Résultats, pour le lièvre, des différents indicateurs calculés pour plusieurs années sur les exploitations suivies.

N° de l'exploitation	Année	SNP	Couverture du sol			Assolement			Machinisme	Pesticides
			Hiver	Reproduction	Indicateur final	Diversité (H')	Répartition (K) (T pour N°9)	Indicateur final		
8	97	10	8,9	5,0	5,5	2,1	0,8	3,3	8,4	5,6
	98	10	8,4	4,8	5,1	2,1	0,9	3,8	8,5	5,2
	99	10	8,6	5,0	5,4	2,0	1,0	4,0	8,4	8,9
	00	10	7,6	4,0	4,1	2,2	1,0	4,2	8,4	8,6
9	97	10	0,4	2,6	1,4	0,6	2,3	2,6	7,3	2,5
	98	10	0,4	2,6	1,4	0,6	2,3	2,6	7,3	2,5
	99	10	1,7	3,4	2,6	1,1	2,4	3,4	7,1	3,3
	00	10	1,4	3,2	2,3	1,0	2,7	3,1	7,2	3,1
10	96	0,5	9,6	8,2	9,2	2,8	1,1	5,5	8,2	9,2
	97	8,5	8,7	7,9	8,7	3,1	1,0	5,6	8,1	9,1
	98	8,5	8,8	7,9	8,7	3,1	1,1	6,2	8,1	9,1
	99	8,5	9,3	7,7	8,7	3,1	1,0	5,5	8,2	9,2
	00	8,5	9,4	8,2	9,1	3,5	1,0	6,8	8,2	8,9
11	00	7,2	9,2	6,3	7,1	1,7	1,3	4,3	7,5	9,8

Annexe XX.

Résultats, pour les trois espèces de petit gibier, des indicateurs habitat et cynégétique (itinéraire) pour les territoires et exploitations agricoles suivis.

N° du territoire / exploitation	Année	Faisan				Perdrix				Lièvre		
		Habitat	Itinéraire 1	Itinéraire 2	Itinéraire 3	Habitat	Itinéraire 1	Itinéraire 2	Itinéraire 3	Habitat	Itinéraire 1	Itinéraire 2
1	97	4,3	3,1	3,0	2,7	3,9	2,6	2,5	2,3	5,0	3,9	2,7
	98	4,3	3,1	3,0	2,7	4,0	2,6	2,5	2,3	5,2	4,1	2,7
	99	4,5	3,4	3,2	2,8	4,5	3,0	2,8	2,5	6,0	4,6	3,0
	00	4,0	2,9	2,9	2,6	3,7	2,5	2,4	2,3	5,1	4,0	2,7
2	98	5,7	4,1	3,9	3,3	5,8	3,7	3,5	2,9	7,3	5,3	3,4
	99	5,9	4,2	4,0	3,3	6,1	3,8	3,6	3,0	7,8	5,7	3,7
	00	5,7	4,1	3,9	3,3	5,5	3,5	3,3	2,8	7,1	5,1	3,3
3	97	3,1	2,5	2,5	2,4	1,5	1,4	1,4	1,4	3,4	2,8	2,0
	98	3,4	2,7	2,6	2,5	1,4	1,3	1,3	1,3	2,8	2,4	1,8
	99	3,5	2,7	2,7	2,5	1,9	1,6	1,6	1,6	4,0	3,1	2,2
	00	2,8	2,3	2,3	2,2	1,1	1,1	1,1	1,1	2,9	2,4	1,9
4	98	4,1	3,2	3,1	2,7	4,0	2,8	2,6	2,3	6,7	5,0	3,3
	99	3,6	2,9	2,8	2,5	3,3	2,3	2,2	2,0	6,9	5,1	3,3
	00	4,0	3,2	3,1	2,7	4,0	2,7	2,6	2,3	6,6	4,9	3,3
5	98	4,1	3,3	3,1	2,7	3,7	2,6	2,5	2,2	5,8	4,4	3,0
	99	2,9	2,4	2,4	2,2	1,7	1,4	1,4	1,4	5,7	4,4	2,9
	00	3,3	2,7	2,6	2,4	2,6	1,9	1,9	1,8	5,0	3,9	2,7
6	98	3,1	2,5	2,5	2,3	1,8	1,4	1,4	1,4	4,9	3,8	2,6
	99	4,0	3,1	3,0	2,6	3,6	2,4	2,3	2,1	5,8	4,3	2,9
	00	3,3	2,7	2,6	2,3	2,4	1,8	1,7	1,7	5,6	4,2	2,8
7	98	3,6	2,9	2,7	2,4	4,0	2,6	2,5	2,2	5,4	4,1	2,7
	99	2,6	2,1	2,1	2,1	2,2	1,6	1,6	1,6	5,1	3,9	2,6
	00	3,7	2,8	2,7	2,4	3,7	2,4	2,3	2,2	4,9	3,8	2,6
8	97	5,1	3,0			4,1	2,4			4,5	2,7	
	98	5,1	2,9			4,0	2,4			4,5	2,7	
	99	6,3	3,6			4,5	2,6			4,7	3,2	
	00	5,5	3,4			3,4	2,3			4,3	2,8	
9	97	2,9	2,4			0,8	0,9			1,7	1,3	
	98	4,8	3,1			1,4	1,3			1,7	1,3	
	99	5,1	3,2			1,7	1,6			3,0	1,8	
	00	3,0	2,4			1,0	1,0			2,7	1,7	
10	96	2,3	2,1			4,7	3,7			7,0	4,7	
	97	4,5	3,2			5,4	3,5			6,7	4,4	
	98	4,2	3,2			5,1	3,8			7,0	4,6	
	99	4,7	3,3			6,0	3,8			6,8	4,5	
	00	4,5	3,2			5,3	3,5			7,8	4,9	
11	00	3,5	3,3			6,4	6,0			5,2	3,8	

INSTITUT NATIONAL
POLYTECHNIQUE
DE LORRAINE

AUTORISATION DE SOUTENANCE DE THESE
DU DOCTORAT DE L'INSTITUT NATIONAL
POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

o0o

VU LES RAPPORTS ETABLIS PAR :
Monsieur BAUDRY Jacques, Directeur de Recherche, INRA - Rennes
Monsieur FROCHOT Bernard, Professeur, Université de DIJON

Le Président de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, autorise :

Monsieur KEICHINGER Olivier

à soutenir devant un jury de l'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE, une thèse intitulée :

" Evaluation de l'impact des pratiques agricoles d'exploitations de grandes cultures sur la valeur cynégétique à l'aide d'indicateurs agro-écologiques ".

NANCY BRABOIS
2, AVENUE DE LA
FORET-DE-HAYE
BOITE POSTALE 3
F - 5 4 5 0 1
VANDŒUVRE CEDEX

en vue de l'obtention du titre de :

DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE

Spécialité : **« Sciences Agronomiques »**

Fait à Vandoeuvre, le 13 juin 2001
Le Président de l'I.N.P.L.
J. HARDY

INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE LORRAINE
NANCY

RESUME

Evaluation de l'impact des pratiques agricoles d'exploitations de grandes cultures sur la valeur cynégétique à l'aide d'indicateurs agro-écologiques.

Depuis un peu plus de trente ans, les densités de population de petit gibier (perdrix, faisan et lièvre) dans les agro-écosystèmes sont en baisse constante. Parmi les facteurs connus de ce déclin, le changement des pratiques agricoles est souvent cité. Le but de ce travail consistera à classer les systèmes de culture en fonction de leur impact sur la valeur cynégétique du milieu et cette évaluation passe par la mise au point d'indicateurs agro-écologiques. Nous avons, d'abord, à partir des connaissances sur la biologie de ces espèces, recensé les pratiques agricoles susceptibles d'avoir un impact sur ces espèces (couverture du sol, assolement, structures non productives, l'irrigation, le machinisme et la gestion des pesticides). Après avoir détaillé la construction des six modules d'évaluation correspondant à ces six pratiques agricoles, ces modules ont été agrégés sous forme d'un indicateur prenant une valeur entre 0 et 10, afin d'évaluer la valeur cynégétique d'une exploitation agricole ou d'un territoire de chasse. Nous avons validé les valeurs de cet indicateur et ainsi montré que notre méthode permettait de réaliser un diagnostic fiable des milieux étudiés. Cet indicateur est aussi un outil d'aide à la décision qui permet de connaître, à priori ou à posteriori, l'effet de pratiques agricoles et d'aménagements du milieu sur le petit gibier.

ABSTRACT

Evaluation of the impact of agricultural practices of cropping systems on cynegetic value by means of agro-ecological indicators.

For more than thirty years, population densities of gamespecies (grey partridge, pheasant and hare) are regularly decreasing in agro-ecosystems. Among the factors responsible for this decline, the changes in agricultural practices are frequently cited. The aim of this study is to classify crop systems in function of their impact of the cynegetic value and this evaluation goes through the development of agro-ecological indicators. We, firstly, from the known biology of the previously cited species, listed six agricultural practices likely to have some impact on these species (soil cover, crop rotation, non productive structures, irrigation, mechanisation and pesticide management). After detailing the construction of the six indicators corresponding to the six agricultural practices, we aggregated in the shape of an indicator taking a value between 0 and 10, to evaluate the cynegetic value of farms and hunting territories. We validated the values of this indicator and thus showed that this method permits a reliable diagnosis of the studied areas. This indicator is also a decision aid tool, allowing to predict the effects of agricultural practices or conservation management on the gamespecies.

Discipline : Sciences Agronomiques

Mots clés : agriculture, évaluation, indicateur, faisan, lièvre et perdrix

Laboratoire Agriculture Durable, INRA , 28,rue de Herrlisheim, 68000 Colmar