Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement

29

N1
P4339

La forêt paysanne dans l'espace rural

Biodiversité, paysages, produits



040087

DAD-29

INRA

La forêt paysanne dans l'espace rural
INRA

Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement

Le Département de Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement (SAD) de l'INRA étudie le fonctionnement des systèmes au sein desquels s'organise et évolue l'activité agricole. Parmi les objets d'étude privilégiés : les pratiques mises en oeuvre dans la gestion de ces systèmes par les agriculteurs et les autres acteurs ; la construction sociale de la qualité des produits agricoles ; la gestion de l'espace rural. Ces recherches ont pour objectif de produire des connaissances et des méthodes opératoires pour le développement et l'aménagement, ce qui implique qu'elles soient construites avec leurs utilisateurs, dans le cadre d'une pluridisciplinarité ouverte à la fois aux sciences humaines et aux sciences de la Nature.
"Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement" est une série annuelle destinée à favoriser le débat scientifique autour des thèmes de recherche du Département SAD ainsi qu'à faire connaître les démarches et résultats de ce Département à des chercheurs ou à des équipes de recherche extérieurs au Département ou à l'INRA.
Chaque numéro est constitué d'articles assemblés autour de thèmes choisis en fonction de leur actualité scientifique. Compte tenu de l'étendue du champ concerné, les fonctions habituellement imparties au secrétariat de rédaction sont partagées entre le Conseil de rédaction et un ou des éditeurs scientifiques associés qui portent le projet d'un numéro. Responsable de la mise en oeuvre de la politique de la revue, définie par le Comité d'orientation, le Conseil de rédaction reçoit ou sollicite, examine et accepte les projets des éditeurs associés ; il donne son avis sur la composition globale du numéro, participe au processus de révision des manuscrits et décide en dernier ressort de la publication. Le ou les éditeurs associés sont des personnes dont la compétence est reconnue sur le thème abordé. La responsabilité qui leur est confiée par le Conseil de rédaction couvre l'ensemble de la préparation d'un numéro, de la conception jusqu'à la mise en forme des textes définitifs. En étroite liaison avec le secrétariat de rédaction et avec l'appui du secrétariat d'édition, ils choisissent les lecteurs-arbitres et organisent le processus de révision des manuscrits.

Directeur de la publication

Pierre-Louis Osty

Comité d'orientation :

Bernard Hubert
Lucien Bourgeois
Claude Cheverry
Marcel Jollivet
Philippe Lacombe
Jean-Marie Legay
André Lericollais
Bernard Sauveur
Bertrand Vissac

Conseil de rédaction :

Christophe Albaladejo
Marianne Cerf
Christian Deverre
Etienne Landais
Françoise Lescourret
Marie-Thérèse Letablier
Danièle Magda

Secrétariat de rédaction

Bernadette Leclerc

Traductions

Laurence de Bonneval

Secrétariat d'édition

Sylvie Zasser
INRA/SAD
Route de Saint-Cyr
F 78026 Versailles cedex
Tel. (33.1) 30.83.33.76
Fax. (33.1) 30.83.33.93

Des instructions aux auteurs sont disponibles au secrétariat d'édition.

Vente

INRA Editions
Route de Saint-Cyr
F 78026 Versailles cedex
Tel (33.1) 30.83.34.06
Fax (33.1) 30.83.34.49

Prix : 140 F + Port (20 F)
Paiement à l'ordre du
Régisseur des Publications
C.C.P. Paris 9024-43 V.

Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement n° 29

INRA
19 NOV. 1996
UNITÉ CTRALE DE DOCUMENTATION
VERSAILLES

La forêt paysanne dans l'espace rural

Biodiversité, paysages, produits

Editeur

Gérard Balent

INRA
Département de recherches
Systèmes Agraires et Développement

Lecteurs-arbitres

Philippe Ballon
Jacques Baudry
Patrick Blandin
Jean-Marc Boussard
Peter Breman
Françoise Burel
Gérard Buttoud
Francis Cailliez
Raoul Calvet
Max Debussche
Jean-Pierre Deffontaines
Pierre Delabraze
Patrick Duncan
Nathalie Frascaria-Lacoste
Bernard Frochot
Gérard Guérin
Marc Jarry
Pierre Jullian
Danièle Larcenat
Raphaël Larrère
Jacques Lepart
Robert Lifran
Yves Luginbühl
Philippe Mérot
Claude Millier
Guy Pautou
Jean-Luc Peyron
Gilles Pinay
Nigel G. Yoccoz

Référence :

Balent G. (ed.) : La forêt paysanne dans l'espace rural. Biodiversité, paysages, produits. *Etud. Rech. Syst. Agraires Dév.*, 1996, 29, 268 p.

© INRA, 1996
ISSN 0989-0548
ISBN 2-7380-0684-1

Sommaire

5 **Préface**
C. Millier

7 **Introduction**
G. Balent

15 **Biodiversité et forêt dans un paysage agricole**
Etude bibliographique
M. Deconchat, G. Balent

37 **Construction d'un modèle d'habitat du Pinson des arbres (*Fringilla coelebs* L.) en zone forestière et application**
J. Lauga, J. Joachim, G. Balent

53 **Le pinson des arbres (*Fringilla coelebs* L.), espèce modèle pour l'étude de la fragmentation des paysages forestiers du Sud-Ouest de la France**
J. Joachim, J. Lauga

67 **La diffusion du Chevreuil dans les paysages agricoles des coteaux du Sud-Ouest**
J.P. Vincent, J.M. Angibault, B. Cargnelutti, J. Joachim

83 **Rôle hydrologique et géochimique des Structures Linéaires Boisées : bilan bibliographique et perspectives d'étude**
P. Mérot, S. Reyne

101 **Le contrôle de flux polluants par l'aménagement de zones tampons**
Etude bibliographique
M. Deconchat, G. Balent

115 **Contribution des ripisylves au contrôle des flux d'azote en milieu fluvial**
C. Ruffinoni

139 **Evolution des formations boisées sur le territoire de deux communes du canton d'Aurignac (Haute-Garonne) de 1942 à 1992**
J.P. Guyon, F. Bessières, O. Faingnaert, J.C. Bois

153 **Dynamique paysagère et évolution des risques d'incendie**
L'exemple d'une vallée des Préalpes
M.C. Léouffre, B. Leclerc

169 **Intégrer des activités pastorales et fourragères aux espaces forestiers méditerranéens pour les rendre moins combustibles**
M. Etienne

28 183 **Le boisement dans l'exploitation agricole : modèles micro-économiques de prise en compte des externalités**
J.P. Terreaux

29 195 **La forêt paysanne en France : état des lieux et perspectives d'évolution**
D. Normandin

30 213 **Scénarios technico-économiques de boisement de parcelles d'exploitations agricoles en Midi-Pyrénées**
O. Picard

31 229 **Le bois-énergie dans les exploitations agricoles en région Midi-Pyrénées**
P. Pointereau

32 245 **Forêt paysanne et paysage : les agriculteurs et le visible**
N. Sauget, M. Dupuy

265 **Liste des auteurs**

Préface

Claude MILLIER
Directeur Scientifique de l'ENGREF

Dans la trilogie classique de l'espace rural, l'*ager* et la *silva* sont d'identification aisée, tant au niveau de l'écologie qu'à ceux des systèmes de production ou des modes d'appropriation et de gestion. Le *saltus* en revanche apparaît comme une catégorie fourre-tout, tant en termes de couverts végétaux que d'utilisation, même si l'usage pastoral y occupe de fait une place prédominante (Bertrand, 1975[1]).

Peu ou pas aménagé, mosaïque de micro-situations, le *saltus* représente souvent une situation transitoire entre les deux catégories "bien gérées" de la forêt et du terroir cultivé et il a historiquement joué le rôle de zone tampon. En dehors des grandes zones pastorales spécialisées, une vision simpliste des systèmes agraires confinés à l'*ager* et, dans beaucoup de régions, la réduction du *saltus* sous la pression de la valorisation agricole ont conduit à une négation de fait : d'objet flou, le domaine est devenu non-objet d'aménagement.

Au niveau scientifique, facteur aggravant, la difficulté d'identifier des situations dans un contexte hétérogène, jointe à l'absence de questions - fussent-elles mal formulées - ont conduit à l'ignorance savante de nos spécialistes.

Peut-être valait-il mieux ne pas réveiller les démons endormis : la forêt, libérée de l'incursion des manants par le Code Forestier de 1827, est le domaine réservé de l'aménagiste forestier. Quant au terroir cultivé, aux mains des agriculteurs et aménagistes ruraux, il a souvent vu les accessoires arborés de ses paysages (haies, bosquets) traités comme des objets à détruire, d'autant plus facilement qu'il s'agit "conceptuellement" de non-objets ! Le *saltus*, tel un cordon sanitaire isolant confortablement ces deux mondes, résultait finalement du grand compromis historique de la modernisation.

Mais la montée des préoccupations écologiques, l'extension de la déprise agricole, la révélation de la complexité des ressources des ménages agricoles transforment la situation. Ce liseré de l'*ager*, si caractéristique de certaines régions, est devenu un élément surfacique incontournable pour l'aménagiste, tandis que l'écologue établit progressivement l'intérêt des zones hétérogènes de transition pour qualifier la stabilité et la résilience des écosystèmes forestiers et des agrosystèmes.

Enfin, l'évolution des conceptions des fonctions de l'agriculteur (jusqu'à vouloir lui faire jardiner l'espace rural) et l'émergence des questions sur les revenus et la cohésion des collectivités rurales, justifient aujourd'hui que les sciences sociales s'investissent dans la gestion et l'aménagement de ces espaces.

Que dans le sud de la France ces problèmes débouchent sur une demande sociale certes diffuse mais de mieux en mieux perceptible n'est pas pour surprendre : spécificités foncières (communes moins forestières), importance de la déprise, stratégies de polyculture, caractéristiques des biotopes, y concourent.

Et ce sont souvent les spécialistes du *saltus* traditionnel, pastoralistes, écologues, sociologues qui vont prendre les

---

[1] Bertrand G., 1975. Pour une histoire écologique de la France rurale. *In* : Duby G. et Wallon A. (Dir.), *Histoire de la France rurale. Des origines à 1340*. Seuil, Paris, Tome I, 35-113.

premières initiatives, plutôt que les forestiers, les agronomes et les aménagistes....

Sur un tel sujet, les thèmes récurrents (d'autant plus récurrents qu'ils sont scientifiquement moins bien définis !) de biodiversité, de gestion durable, d'écologie du paysage, de pluri-activité de l'exploitant, de rente foncière vont évidemment s'entrecroiser. Il faudra donc, pour faire émerger des problématiques cohérentes savoir démêler l'entrelacs des raisonnements, trier les sédiments laissés par les théories les plus diverses, jouer la mise en perspective des différents points de vue. En bref, proposer des clés pour déchiffrer ces objets complexes.

Coordonné par Gérard Balent, le présent ouvrage intitulé *"La forêt paysanne dans l'espace rural. Biodiversité, paysages, produits*", propose précisément une première exploration de ce domaine nouveau, en vue d'identifier des voies de recherche futures, et de réaliser la nécessaire accumulation primitive (nécessairement hétérogène). Cette action, soutenue par la Région Midi-Pyrénées, veut associer durablement chercheurs, développeurs, représentants des filières agricole et forestière, dans une pluridisciplinarité effective, bien au-delà de la simple juxtaposition des écrits.

Centré sur les divers types de relation qui unissent l'activité agricole et la forêt, l'ouvrage aborde la "forêt paysanne" sous toutes ses formes : forêts anciennes, accrus "naturels", plantations et formations linéaires. Espérons qu'il confère enfin à la forêt paysanne le double statut d'une ressource à part entière, à facettes multiples, indispensable à l'aménagement rural et celui d'un objet de recherche pertinent situé au confluent de différentes approches scientifiques bien coordonnées.

Et. Rech. Syst. Agraires. Dév., 29 : 7-14

Introduction

La forêt paysanne et l'aménagement de l'espace rural

Gérard BALENT

La forêt paysanne, un objet nouveau

Les haies, les bois et les forêts sont des éléments particulièrement marquants des paysages ruraux, dont ils contribuent à façonner les formes, la texture et les couleurs. Ils participent ainsi à la production de l'espace rural, cadre de vie des ruraux et indispensable espace de respiration pour nos civilisations urbaines. A côté de ce rôle paysager, ces éléments jouent aussi, au sein des paysages ruraux, un rôle écologique essentiel. Les formations boisées participent en effet de façon prépondérante à la biodiversité des systèmes écologiques dans lesquels elles sont intégrées et peuvent contribuer à la régulation de flux majeurs tels que ceux de nitrates ou ceux qui sont constitutifs des phénomènes d'érosion. Ces formations représentent enfin une ressource plus ou moins bien valorisée par ses propriétaires, agriculteurs ou non. A travers leurs multiples productions, de bois (bois d'oeuvre, bois de chauffage, bois de trituration), de gibier, de champignons, de petits fruits, les formations boisées contribuent pour une part très variable, mais rarement négligeable, au revenu des exploitations agricoles et des collectivités locales (Larrère & Nougarède, 1993).

Dans cet ensemble, la "forêt paysanne", c'est-à-dire l'ensemble des formations boisées qui sont gérées par les agriculteurs, occupe une place centrale. Elle s'impose depuis quelques années comme un objet nouveau, autour duquel convergent des enjeux de nature économique et environnementale liés aux nouvelles orientations de l'agriculture européenne (Cavailhès & Normandin, 1993). Or elle est fort mal connue. Peu de travaux ont en effet été consacrés jusqu'à présent, en particulier en France, à ses fonctions écologiques et paysagères. On connaît mal, de même, son importance pour l'économie des exploitations agricoles ou celle des petites régions, alors que la politique agricole commune de l'Union européenne pousse au développement de la forêt en milieu rural à travers des aides au boisement des terres agricoles (Cavailhès & Normandin, 1993). Dans ce contexte, l'émergence du concept de forêt paysanne s'accompagne de nombreuses interrogations auxquelles il est aujourd'hui difficile de répondre. Comment cette "forêt", le plus souvent constituée de petites parcelles dispersées, est-elle gérée par les agriculteurs, et comment s'insère-t-elle dans leurs exploitations ? Quelles productions et quels revenus en tirent-ils ? Est-il possible d'améliorer la valorisation économique directe de la forêt paysanne existante, dont on sait qu'elle fournit majoritairement du bois de chauffage, et comment ? Peut-on prévoir et maîtriser les conséquences de l'implantation de nouveaux boisements en milieu agricole, de manière à les utiliser pour améliorer la qualité écologique et paysagère des espaces ruraux ?

Le présent ouvrage vise à combler une partie de ce déficit de connaissance. Il rassemble une quinzaine de contributions

situées dans des domaines très variés : fragmentation forestière et biodiversité, fonction épuratrice des formations boisées, rôle paysager, dynamique spatio-temporelle des boisements, importance économique, formes de valorisation... Diverses par leurs thèmes, ces contributions le sont également par leur forme : mises au point bibliographiques, résultats de recherches de terrain, analyses de données statistiques (RGA, IFN...), de données d'enquêtes, simulations économiques, questionnement sur des recherches en cours. Les auteurs de ces contributions sont eux-mêmes d'origine diversifiée : organismes de recherche ou d'enseignement, instituts techniques, bureaux d'études. Autant de diversités que nous avons souhaité mobiliser pour rendre compte des différents types de problèmes posés par la forêt paysanne et des différents points de vue à partir desquels ces problèmes sont abordés aujourd'hui.

Une complémentarité retrouvée entre agriculture et forêt ?

D'abord liée à la question de la valorisation de sa production de bois de chauffage, la problématique de la forêt paysanne s'est étendue récemment à d'autres aspects dans les préoccupations des instances politiques (CES, 1994), dans l'Administration (Groupe Forêt paysanne, 1995) et dans la recherche scientifique (CEMAGREF/INRA, 1994).

En Midi-Pyrénées, le Conseil Régional a lancé dès la fin des années 80, à l'occasion du Xe Contrat de plan Etat-Région, un vaste programme visant à développer la filière bois (de Galard, 1991). La mise en place d'un tel programme était motivée par le caractère déficitaire du commerce du bois, reflété par le volume des importations de bois enregistré par la région Midi-Pyrénées, pourtant l'une des plus boisées de France. C'est alors que différentes études montrèrent qu'au-delà des réservoirs traditionnels de bois que constituent le Massif Pyrénéen et les contreforts du Massif Central, il existait en Midi-Pyrénées une ressource importante et peu valorisée, appartenant aux agriculteurs et aux propriétaires forestiers, et baptisée "forêt paysanne" parce que gérée par les agriculteurs (Cinotti, 1992). Cette mobilisation des structures politiques régionales a permis de faire émerger et accepter le rôle fondamental joué par la "forêt" des agriculteurs en matière d'environnement. Le morcellement extrême de la forêt paysanne et son imbrication avec les activités agricoles sont ses caractéristiques principales. Elles influencent fortement, comme l'illustre le présent ouvrage, la biodiversité des paysages ruraux et leurs qualités esthétiques. Le besoin croissant d'espaces "naturels" voire "sauvages" manifesté par une société de plus en plus citadine laisse penser que dans l'avenir le rôle environnemental de la forêt paysanne sera probablement au moins aussi important que ses fonctions productives.

Dans les administrations et les organisations para-agricoles, le thème forêt paysanne a émergé au début des années 90. La mise en place en 1995 d'un Groupe National Agriculture-Forêt (GNAF) sous l'égide du Ministère de l'Agriculture marque le retour d'une vision complémentaire de l'agriculture et de la forêt dans une perspective d'aménagement du territoire. Dans ce cadre, on s'intéresse à la forêt contenue dans les exploitations agricoles, à la forêt entretenue par les agriculteurs et au boisement des terres agricoles. Tous les types de formations boisées sont pris en compte, les forêts anciennes, les accrus forestiers, les plantations sur des terres agricoles, les boisements linéaires et les différentes formes d'agroforesterie. Ces différentes formations boisées sont considérées comme constituant ensemble l'un des ateliers de l'exploitation agricole. Les thèmes abordés vont des aspects économiques et fonctionnels de l'exploitation agro-sylvicole à la question du boisement des surfaces en "gel des terres", en passant par les relations entre propriétaires et forestiers et la place de la sylviculture dans le travail des agriculteurs. La préoccupation d'aménagement du territoire est présente, même si les problèmes d'environnement ne sont pas encore explicitement évoqués.

La création, dans le cadre du GNAF, d'un Groupe "Forêt paysanne" témoigne de

l'intérêt suscité dans l'Administration et la Profession. Que ce groupe se donne pour objectif principal *"la valorisation des territoires agroforestiers et le développement local"* est révélateur de l'évolution des idées. Il s'agit *"d'apporter des réponses concrètes et positives à la question du boisement des terres agricoles et de la mise en valeur des parcelles boisées existantes, dans une dynamique de développement local, dans le respect des intérêts de chacune des activités (agriculture et forêt) et dans le souci de la protection et de valorisation de l'environnement"*[1] . A cet égard, le projet de rapprochement entre le Groupe Forêt paysanne et le réseau des Plans de Développement Durable (PDD) est très significatif. Il vise à *"contribuer à l'aménagement du territoire, à la diversification des revenus des agriculteurs, au maintien d'emplois ruraux"* en identifiant et développant des systèmes d'exploitation mettant en valeur l'espace rural et notamment l'espace forestier, dans une démarche de développement durable et de protection de l'environnement.

Cet élargissement des fonctions attribuées à la forêt paysanne interpelle la recherche scientifique, et tout particulièrement une recherche forestière fortement marquée par une tradition privilégiant les grandes surfaces monospécifiques régulières (amélioration génétique, sélection sylvicole massale) au détriment des formations boisées plurispécifiques, irrégulières, ou de faible surface, en dépit du fait que les parcelles boisées de superficie inférieure à 4ha constituent l'essentiel de la matrice forestière en milieu rural.

L'INRA pour sa part a abordé la forêt paysanne en s'intéressant dans un premier temps aux formations boisées linéaires. Après les premiers travaux sur le bocage (INRA, 1976), Baudry (Forman & Baudry, 1984 ; Baudry, 1987) a développé dans le sillage de l'Ecologie du paysage naissante un ensemble de recherches visant à caractériser les fonctions écologiques et productives des haies dans les exploitations agricoles et dans les territoires. Sous l'impulsion de la région Midi-Pyrénées, les recherches se sont ensuite développées au Centre INRA de Toulouse, au sein du département Systèmes Agraires et Développement (SAD), sur la forêt paysanne fragmentée et morcelée si caractéristique des paysages agricoles de plaine et de coteaux de la région. Plus récemment, l'INRA et le CEMAGREF, avec le soutien de la Direction de l'Espace Rural et de la Forêt du ministère de l'Agriculture, ont organisé les recherches sur le boisement des terres agricoles autour de trois thèmes : la modélisation, au niveau de la parcelle, de la croissance des arbres à espacement large et des aspects économiques de cette production ; le rôle des formations boisées sur la qualité de l'eau ; les fonctions économiques et environnementales de la forêt paysanne à l'échelle des exploitations et des territoires.

Les contributions réunies dans le présent ouvrage s'organisent en quatre thèmes principaux :

Forêt paysanne et biodiversité

Les enjeux écologiques liés à la forêt paysanne et au boisement des terres agricoles renvoient à la mise en place d'une véritable politique de gestion environnementale des paysages ruraux. Dans ces paysages souvent banalisés et uniformisés par la modernisation des structures de production agricoles au cours des dernières décennies, les formations boisées apparaissent souvent comme les derniers refuges d'une vie sauvage, et comme des éléments essentiels au maintien de la biodiversité résiduelle. La problématique de la survie des espèces forestières - qui constituent l'essentiel de la faune des milieux agricoles dans des paysages où l'élément forestier est fortement fragmenté - est à la base de toute réflexion sur l'intégration des formations boisées dans une politique de gestion de la biodiversité. Cet ouvrage rassemble plusieurs contributions qui apportent des

---

[1] Extraits du projet "Pour la valorisation des territoires agroforestiers et le développement local" du Groupe "Forêt paysanne" (FNSEA, SCAFR, Caisse des Dépôts).

éléments de réponse originaux à cette question.

L'abondante littérature compilée par M. Deconchat et G. Balent (INRA-SAD, Toulouse) sur l'effet des caractéristiques des forêts sur la biodiversité met en évidence l'importance fondamentale de la distinction entre la biodiversité d'un bois donné de celle d'un paysage. Dans le premier cas, il s'agit de déterminer les conditions qui permettent à une forêt d'abriter un ensemble d'espèces. Les caractéristiques sylvicoles ont là une influence importante, mais la morphologie et la localisation du bois peuvent dans certains cas jouer un rôle majeur. Dans le cas d'un paysage, il s'agit de voir en quoi une forêt, ou un ensemble de forêts, influence la dynamique d'ensemble des populations morcelées d'espèces forestières ou agricoles (Balent & Courtiade, 1992). Une forêt peu riche en espèces peut participer néanmoins de façon décisive à la circulation d'espèces dans le paysage, jouant ainsi un rôle important dans le maintien de sa biodiversité. Inversement, l'expansion de la forêt peut avoir des effets désastreux sur la diversité des espèces des paysages agricoles inféodées aux milieux ouverts. Le développement de boisements en milieu rural sans une analyse préalable des caractéristiques écologiques du territoire concerné peut donc poser de nouveaux problèmes environnementaux là où il était censé en résoudre.

L'une des caractéristiques majeures des formations boisées des paysages agricoles est leur fragmentation. J. Lauga (Université Paul Sabatier, Toulouse) et ses collaborateurs proposent un indice qui permet de mesurer en tout point d'un territoire l'influence écologique exercée par les formations boisées sur le reste du territoire. Calculé à partir de l'analyse de la répartition spatiale des forêts et de l'application de méthodes de lissage, cet "indice forestier" peut être mis en relation avec la distribution observée d'espèces forestières, en fonction de leurs préférences écologiques. Un traitement statistique de cet indice permet de prédire, à l'échelle d'un territoire, la présence ou l'absence d'une espèce forestière dans un paysage donné. Ceci constitue un grand pas vers la mise au point d'outils d'évaluation de l'impact écologique de l'introduction ou de la disparition d'un bois dans un paysage agricole.

Prenant le Pinson des arbres pour espèce modèle, J. Joachim (INRA-IRGM, Toulouse) et J. Lauga illustrent le fonctionnement d'une population fragmentée. Ils utilisent pour repérer individuellement les animaux le chant et ses variations intra-régionales. Les nombreux dialectes mis en évidence permettent de déterminer de façon très précise l'origine géographique des individus enregistrés et de cartographier leurs mouvements. La région étudiée est très vaste (un quart de la France) et la densité des mesures relativement faible, mais ce travail démontre que la circulation d'une espèce forestière n'est pas aléatoire. Il existe des "routes privilégiées" d'échange (corridors) entre les populations. On imagine aisément que l'introduction d'un bois dans un paysage agricole, selon qu'elle aura lieu sur une de ces routes ou en dehors, aura un impact différent. Dans le premier cas, elle renforcera la qualité du corridor à l'échelle régionale alors que dans le second cas elle n'aura pas d'effet à cette échelle.

Superposant la carte des observations de chevreuils et celle de l'indice forestier de Lauga *et al.*, J.P. Vincent (INRA-IRGM, Toulouse) et ses collègues illustrent, sur une zone de 5000 ha des Coteaux de Gascogne, la pertinence de cet indice pour rendre compte de l'utilisation de l'espace par une espèce principalement forestière. Cet article pose le problème de l'influence d'un accroissement de la couverture forestière sur la densité des chevreuils. Pour qui connaît la relation particulière du forestier au chevreuil, la question est d'importance. Le problème des dégâts est abordé. Les conclusions apportées sur l'indépendance relative de la densité des chevreuils et de l'importance des dégâts enregistrés bouleversent les idées reçues. Elles demandent certainement une validation. Mais elles ont le mérite de poser implicitement le problème des modalités de plantation : ne pourrait-on imaginer des formes de plantations moins rectilignes, basées sur la connaissance du comportement des chevreuils, qui permettraient de minimiser les risques de dégâts?

Forêt paysanne et qualité de l'eau

Déjà abordé dans le cadre de travaux relativement anciens (INRA, 1976) le rôle des boisements linéaires dans la régulation de la circulation des nitrates dans le sol mérite d'être reconsidéré dans la perspective d'une politique de replantation. Trois articles font le point des connaissances actuelles sur ce sujet.

P. Mérot et Sandrine Reyne (INRA-Sciences du sol, Rennes) abordent, à partir de la littérature, le problème des relations entre les structures linéaires boisées et la circulation de l'eau. Les haies ont un rôle régulateur dans les fonds de vallées vis-à-vis des crues. Sur le plan géochimique, les haies bloquent les particules érodées, qui constituent un support des pesticides et du phosphore. Dans certaines conditions édaphiques (anaérobiose), les haies peuvent jouer un rôle dans la dénitrification. Enfin, les arbres des haies peuvent absorber spécifiquement certains éléments dissous. Cette synthèse met en évidence le besoin de recherches nouvelles, en particulier dans le domaine de l'hydrologie, pour quantifier l'impact des haies au niveau de grands bassins versants à partir de méthodes de modélisation et de l'utilisation de Systèmes d'Information Géographique (SIG). Ces conclusions soulignent la nécessité de prendre en compte différentes échelles dans toute politique de reboisement de l'espace rural.

Ce problème d'échelles est également au coeur de la contribution, elle aussi bibliographique, de M. Deconchat et G. Balent sur l'intérêt de la mise en place de "zones tampons" dans les paysages agricoles. Ces zones boisées peuvent épurer les flux d'eau en provenance de parcelles agricoles. Elles constituent à l'échelle du paysage, une solution efficace et complémentaire de modifications des pratiques culturales à l'échelle de la parcelle cultivée. Celà demande un diagnostic préalable des pollutions à l'échelle du paysage pour décider de l'implantation de ces zones tampons.

C. Ruffinoni (CNRS-CESF, Toulouse) illustre le fonctionnement d'une zone tampon particulière, les formations linéaires boisées qui bordent les rivières, ou ripisylves. Sur l'exemple de la vallée de la Garonne, l'auteur fournit des estimations très concrètes de leur efficacité : "une jeune ripisylve peut prélever en moyenne 0,38 g. d'azote/j/m², soit 38 fois plus qu'une prairie pâturée, 25 fois plus qu'une jeune peupleraie et 1,5 à 2 fois plus que des peupleraies adultes. Sur un tronçon de Garonne de 120 km, nous estimons que la réhabilitation d'une ripisylve arborée de 50 m de largeur permettrait de réduire de 5,6 tonnes par jour, durant la période de végétation, l'apport en azote des nappes alluviales au fleuve". Malgré leur rôle important, les ripisylves sont insuffisantes pour contrôler la totalité des flux d'azote au niveau d'un bassin versant. L'auteur insiste sur la nécessité de traiter le problème à la source, si l'on peut dire, à travers un changement des pratiques agricoles à la parcelle et un développement des formations végétales le long du réseau hydrographique d'amont.

Forêt, activité agricole et environnement

La forêt paysanne s'inscrit dans le territoire, où ses fonctions environnementales sont nombreuses et importantes. Elle s'insère aussi dans des exploitations agricoles, au sein desquelles elle évolue dans le temps et dans l'espace, au fil du changement des projets des agriculteurs et de la transformation des systèmes de production.

J.P. Guyon (ENITA, Bordeaux/INRA-SAD, Toulouse) et ses collègues illustrent parfaitement cette "mobilité" de la forêt dans deux communes des Coteaux de Gascogne. A partir d'une part, de la photo-interprétation des structures boisées et de leur évolution entre 1942 et 1992 à l'échelle de la parcelle cadastrale et d'autre part d'enquêtes auprès des exploitants agricoles, ils montrent comment les boisements existants en 1942 se sont transformés et comment des parcelles agricoles sont devenues des bois. Si globalement la surface boisée par commune

reste stable, du fait de l'équilibre entre les boisements naturels et les déboisements liés à l'agriculture, sa mobilité soulève des questions intéressantes en matière d'aménagement. En quoi, par exemple, ces modifications ont-elles affecté les fonctions environnementales de la forêt décrites précédemment ?

S'appuyant, comme l'étude précédente, sur l'utilisation conjointe de la photo-interprétation et d'un SIG, Marie-Claude Léouffre et Bernadette Leclerc (INRA-SAD, Avignon) analysent la dynamique des structures paysagères d'une vallée des Préalpes de Digne entre 1956 et 1991. L'approche et la caractérisation des différentes formations végétales sont ici dictées par la combustibilité des espèces dominantes. L'évolution de ces ressources végétales et de leur gestion produit des structures paysagères qui présentent une sensibilité plus ou moins grande au feu. Une autre illustration de l'intérêt de ces nouvelles approches est présentée par M. Etienne (INRA-SAD, Avignon), qui montre comment les aménagements de défense de la forêt contre les incendies (DFCI) ont pris des formes nouvelles depuis que les responsables de l'aménagement et les gestionnaires ont décidé d'y associer explicitement les activités agricoles, en particulier l'élevage.

Dans ces deux dernières contributions, l'organisation du paysage, qui résulte directement des activités agro-sylvicoles et de leur évolution, est une entrée privilégiée dès lors qu'il s'agit de traiter des relations entre forêt et environnement. Ces travaux montrent qu'on ne peut comprendre la dynamique de la forêt paysanne sans référence explicite à l'évolution des systèmes de production agricole.

Enjeux socio-économiques

Plusieurs contributions concernent spécifiquement les aspects économiques. Si la production de bois demeure l'objectif premier des méthodes de gestion, la réflexion se porte de plus en plus vers l'évaluation des valeurs économiques et non économiques des biens et services forestiers ainsi que des coûts et avantages environnementaux liés à leur présence ou à leur évolution.

J.P. Terreaux (INRA-ESR, Toulouse) propose ainsi une revue bibliographique critique d'une série de modèles généraux situés dans le champ de d'économie mathématique. L'article a pour objectif de décrire brièvement les principales méthodes rencontrées sur ce thème dans la littérature économique ou forestière, et de présenter les ambitions de chacune d'entre elles mais aussi les difficultés pratiques ou théoriques liées à son utilisation. L'auteur nous offre une définition opératoire des externalités, considérées comme "les effets indirects d'une activité de production ou d'une activité de consommation sur une fonction d'utilité, un ensemble de consommation ou un ensemble de production". Il détaille ensuite ces externalités dans le cas de la forêt, en rappelant à l'occasion les fondements de leur prise en compte pour le calcul économique. Pour terminer, il ébauche une comparaison entre une gestion dite "en mosaïque" (chaque parcelle est gérée pour un seul usage) et une gestion dite "intégrée" (chaque parcelle est gérée pour la production de bien et de services multiples). Malgré son caractère très théorique, cette contribution nous plonge au coeur des choix et des enjeux actuels en matière de développement agroforestier : séparation de la forêt et de l'agriculture ou intégration des deux au sein d'une même exploitation.

D. Normandin (INRA-ESR, Nancy) propose enfin un état des lieux et une perspective d'évolution de la forêt paysanne à l'échelle nationale. L'analyse des séries statistiques disponibles montre sans équivoque que les surfaces boisées gérées par les agriculteurs se réduisent fortement. Elles occupent une place de moins en moins importante au sein de la forêt privée comme par rapport aux surfaces agricoles. La forêt paysanne reste essentiellement un patrimoine destiné à l'autoconsommation et à la transmission. Cette étude apporte des éléments de reflexion particulièrement intéressants, susceptibles de tempérer les discours actuels, très favorables au développement de la forêt paysanne, mais parfois déconnectés de ces réalités statistiques. Compte tenu des incertitudes qui pèsent sur

l'activité agricole et les marchés, les agriculteurs semblent peu disposés à immobiliser des ressources de l'exploitation pour une production de très long terme. Dans le contexte actuel, l'auteur conclut "qu'une extension des surfaces boisées agricoles et une modification des pratiques sylvicoles des agriculteurs semblent donc peu probables à court et moyen termes". Les aides au boisement évoquées précédemment n'ont pour le moment qu'un effet très limité.

Le travail présenté par O. Picard (IDEF, Toulouse) confirme d'emblée le constat du faible développement des boisements agricoles. En effet, l'auteur justifie le choix de la simulation pour l'évaluation de l'impact économique de scénarios sylvicoles par le manque d'exemples concrets de boisement dans des exploitations agricoles. Son étude néanmoins très concrète aborde le problème sous différents angles, tels que la trésorerie, le temps de travail ou la valorisation du patrimoine. L'ensemble de ces critères permet en définitive de distinguer deux points de vue sur le boisement au sein d'une exploitation agricole, considéré soit comme une rationalisation des productions soit comme une diversification. Dans le premier cas, le boisement vient en remplacement d'une culture déficitaire ; économise du travail et permet de valoriser le patrimoine foncier. Dans le deuxième cas, le boisement doit ou bien s'accompagner d'une autre activité, chasse, tourisme, etc., de manière à dégager des revenus à court terme, ou bien participer à la création d'un "atelier bois" qui comprendra la gestion des bois existants.

La contribution présentée par P. Pointereau (SOLAGRO, Toulouse) est consacrée à l'évaluation de la production actuellement dominante de la forêt paysanne, celle de bois de chauffage. L'étude porte sur la région Midi-Pyrénées. Ce bois est principalement utilisé pour le chauffage domestique des maisons individuelles, et la connaissance précise des flux est rendue difficile puisque les ventes déclarées ne représentent qu'une faible part du volume consommé. Cette difficulté est contournée par l'utilisation et le recoupement des résultats de plusieurs sources statistiques. Il en ressort que les agriculteurs sont d'une part les principaux utilisateurs de cette énergie renouvelable, même si leur part tend à diminuer, et d'autre part des fournisseurs importants. L'auteur établit, chiffres à l'appui, que le bois de chauffage mobilisé par les agriculteurs est en grande partie autoproduit et autoconsommé. Il montre en quoi ce débouché est bien adapté au morcellement de la forêt paysanne et contribue au maintien du traitement de cette dernière en taillis ou taillis sous futaie. En définitive, comme une partie non négligeable du bois de chauffage provient également des haies, les activités liées à cette production conditionnent largement l'état, la physionomie et la distribution spatiale des formations boisées linéaires ou en bosquets.

Dans la dernière contribution de cet ouvrage, Nicole Sauget (ENFA/INRA-SAD, Toulouse) se penche sur la perception esthétique des paysages qu'ont les agriculteurs, principaux acteurs de l'entretien de la forêt paysanne. Dans un domaine où beaucoup pensent que la subjectivité domine, l'auteur propose une méthodologie qui repose sur la comparaison entre les résultats obtenus d'un côté par sa propre analyse esthétique, basée sur des règles objectives de composition, de formes et de couleurs, et d'un autre côté par une enquête centrée sur les perceptions des acteurs locaux, que l'on sait dominées par une composante culturelle, liée au type d'acteur qui percoit le paysage. Cette étude sociologique vise à comprendre les relations complexes qui se sont tissées au cours du temps entre les agriculteurs et leur forêt, et à en tenir compte dans les actions d'aménagement rural.

Conclusion

La coupure administrative, scientifique, économique, qui sépare depuis des siècles dans notre pays la forêt et l'agriculture a masqué jusqu'à ces dernières années le fait que cette coupure n'a pas cours dans l'esprit ni dans les pratiques des agriculteurs : la forêt paysanne est une réalité. Par beaucoup d'aspects, marchands ou non, les formations boisées font partie

intégrante des structures et du fonctionnement des exploitations agricoles. Une politique de développement des différentes fonctions de la forêt paysanne n'a donc de chances de réussir que si elle prend en compte les aspirations et les projets des agriculteurs. Cet ouvrage souhaite y contribuer. Il n'a pas pour ambition d'apporter des solutions définitives aux multiples problèmes que pose une gestion renouvelée de la forêt paysanne. Rassemblant beaucoup d'informations (plusieurs centaines de références bibliographiques), posant assurément beaucoup plus de questions qu'il n'en résout, il témoigne de la vitalité et de l'originalité d'un courant de recherche en plein essort. Par dessus tout, il se veut un outil de réflexion et de dialogue, trait d'union entre le monde de la forêt et le monde de l'agriculture trop longtemps séparés.

Remerciements

Je remercie M. Deconchat et J.P. Guyon qui ont grandement contribué à améliorer la première version de ce texte introductif. Je remercie également le Conseil de rédaction de la Série *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement* pour l'intérêt qu'il a marqué pour le thème de la Forêt paysanne, et tout spécialement Danièle Magda et Françoise Lescourret. Merci également à Sylvie Zasser, pour son appui efficace et son rôle dans la réalisation matérielle de cet ouvrage, ainsi qu'à Nicole Girault, pour sa relecture attentive des épreuves et à Laurence de Bonneval qui a corrigé les résumés en anglais.

Cet ouvrage doit beaucoup à la pertinence du travail d'évaluation et d'amélioration des manuscrits auquel ont bien voulu se prêter les lecteurs-arbitres, à qui j'adresse en mon nom propre et au nom du Conseil de rédaction des remerciements particuliers.

Merci enfin à toutes et tous les contributeurs qui ont accepté les rigueurs d'un double circuit de lecture anonyme. Cela a occasionné un surcroît de travail pour tous, mais la qualité individuelle et collective des contributions retenues est notre récompense collective.

Bibliographie

Auger P., Baudry J., Fournier F., 1992. *Hiérarchies et échelles en écologie.* Paris, Naturalia Publications.

Balent G. et Courtiade B., 1992. Modelling bird communities/landscape pattern relationships in a rural area of south western France. *Landscape Ecology*. 6(3):195-211.

Baudry J., 1987. Hedgerows and hedgerow networks as wildlife habitat in agricultural landscapes. *In* : Park J.R. (ed.) : *Environmental management in agriculture : European perspectives.* London, Belhaven Press, pp. 111-124.

Cavailhès J., Normandin D., 1993. Déprise agricole et boisement : état des lieux, enjeux et perspectives dans le cadre de la réforme de la PAC. *Revue Forestière Française*, XLV (4) : 465-482.

CES, 1994. *Le développement de la politique forestière au bénéfice du monde rural*. Rapport d'étude. Paris, Imprimerie Nationale, 80 p.

CEMAGREF-INRA, 1994. *Agriculteurs, Agricultures et Forêts*. Paris, CEMAGREF, 207 p.

Cinotti B., 1992. Les agriculteurs et leur forêt. *Revue Forestière Française*, XLIV (4) : 356-364.

De Galard J., 1991. *La filière bois en Midi-Pyrénées*. Conseil Régional Midi-Pyrénées, Assemblée plénière du 29 Avril 1991, 244 p.

Forman R.T.T., Baudry J., 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental management in agriculture,* 8, 495-510.

Groupe Forêt Paysanne, 1995. *Forêt paysanne et développement local*. Paris, SCAFR / FNSEA / Caisse des Dépôts, 8 tomes.

INRA, 1976. *Les bocages: Histoire, Ecologie, Economie*. Rennes, INRA / CNRS / Université de Rennes, 586 p.

Larrère R., Nougarède O., 1993. *Des hommes et des forêts*. Evreux, Gallimard, 128 p.

Et. Rech. Syst. Agraires Dév., 29 : 15-36

Biodiversité et forêt dans un paysage agricole

Etude bibliographique

Marc DECONCHAT
Gérard BALENT

INRA, SAD, BP 27, 31326 Castanet-Tolosan cedex

Résumé

Les relations entre la forêt et la biodiversité dans un paysage agricole posent deux questions, qu'on aborde dans le cadre de l'écologie du paysage, principalement par rapport à la richesse avienne. Quels sont les facteurs forestiers et du paysage qui influent sur la biodiversité d'un bois ? Quels sont les effets des forêts sur la biodiversité d'un paysage ?

Pour un bois, sa biodiversité dépend de facteurs au niveau de la station, au niveau du bois dans son ensemble et au niveau de son contexte. Leur importance relative est variable. Pour les premiers facteurs, il semble qu'une végétation indigène stratifiée, des révolutions longues et une diversité de micro-habitats avec du bois mort, sont favorables à une richesse élevée. Pour les facteurs d'ensemble, les grands bois compacts comportent une biodiversité élevée due aux espèces inféodées à la présence d'un milieu intérieur. Pour les facteurs de contexte, la position dans le paysage influe sur l'évolution de la biodiversité par le jeu des arrivées et des extinctions d'espèces. La théorie des métapopulations s'applique pour étudier les effets du morcellement sur la biodiversité du paysage, souvent par simulations. Les effets sur la biodiversité non forestière sont abordés.

Pour la gestion de la biodiversité dans le cas de boisement de terres agricoles, nous faisons l'hypothèse que l'isolement est le principal facteur de la biodiversité du boisement et qu'un gradient de morcellement maintient la plus grande richesse du paysage.

Mots clés : biodiversité, forêt paysanne, métapopulation, morcellement, écologie du paysage.

Abstract

Biodiversity and forest in a farming landscape. A review. *The relationships between forests and biodiversity in an agricultural landscape raise two questions which are addressed from the angle of landscape ecology, and in particular birdlife richness. Which forest and landscape factors influence biodiversity in a wood? What are the effects of forests on landscape biodiversity?*

Biodiversity in any given wood depends on factors operating at three levels: the plot, the whole wood and the woodland context; their relative importance is variable. For the first two factors, it would seem that a stratified indigenous vegetation, long revolutions and a diversity of micro-habitats containing dead wood favour a high degree of diversity. For whole-wood factors, large and compact woods display high biodiversity due to the occurrence of species which depend on the existence of a forest interior habitat. For the woodland contextual factor, location in the landscape has an influence on biodiversity evolution through arrival and extinction of species. The metapopulation theory is applied to investigate the effects of fragmentation on landscape biodiversity, often using simulation. Effects on non forest biodiversity are briefly reviewed.

For biodiversity management in situations of farmland afforestation, we argue that isolation is the principal factor of biodiversity in a wood and that a gradient of fragmentation could maintain the highest degree of landscape richness.

Keywords: *biodiversity, farm woodland, metapopulation, fragmentation, landscape ecology.*

1. Comment aborder les relations entre la forêt et la biodiversité ?

1.1. Cadre théorique

L'étude des relations entre les forêts et la biodiversité constitue une question qui intéresse de plus en plus la société, sensibilisée par des préoccupations envi-ronnementales (Machlis, 1992). Les recherches scientifiques sur ce sujet tendent à montrer que cette préoccupation est légitime et que l'action des forêts sur la biodiversité est une partie des processus qui rendent notre environ-nement habitable (DERF, 1994).

Les écologistes ont mis en évidence le rôle de facteurs forestiers, comme la structure de la végétation ou la nature des essences, sur la biodiversité (Ferry et Frochot, 1990 par exemple). Pourtant, les connaissances scientifiques sur le fonctionnement écologique des forêts sont considérées parfois comme très partielles, voire anecdotiques, par comparaison à leur complexité apparente (Franklin *et al.*, 1989 ; Hansen *et al.*, 1991). De plus, ces recherches sont principalement effectuées dans des grands massifs forestiers considérés comme soustraits à l'influence d'autres milieux.

Pour les forêts inscrites dans un paysage agricole, comme c'est le cas dans nos régions, des facteurs comme la taille, l'isolement, le contexte agricole, l'abondance des lisières ou le morcellement doivent aussi être pris en considération (Saunders *et al.*, 1991). Ils donnent lieu à des phénomènes particuliers résultant en grande partie de l'influence du milieu environnant sur ces forêts. L'Ecologie du Paysage (Landscape Ecology), développée tant en Amérique du Nord qu'en Europe, apporte peu à peu des éclaircissements sur les fonctionnements de ces systèmes écologiques (Noss, 1983 ; Forman et Godron, 1986 ; Selman et Doar, 1992 ; Selman, 1993).

C'est dans ce cadre que nous avons réalisé une étude bibliographique des connaissances scientifiques permettant de mieux comprendre les relations existantes entre des caractéristiques de la forêt et la biodiversité. Nous avons souligné les aspects spécifiques à la situation des forêts inscrites dans un paysage agricole, principalement la forêt dite paysanne. L'objectif de ce travail est de repérer des acquis et des axes de recherche plutôt qu'une critique comparative des théories utilisées actuellement. C'est une étape dans la conception d'outils d'aide à la décision pour la gestion de l'environ-nement.

Dans la bibliographie que nous avons consultée, nous avons constaté que la biodiversité se limite généralement à la richesse d'une communauté, le plus souvent celle des passereaux nicheurs. Des travaux moins nombreux concernent les petits mammifères ou les insectes. Les différences méthodologiques (technique, date, unité d'observation) entre les études ne permettent que des comparaisons qualitatives entre les résultats publiés.

L'écologie du paysage et la dynamique des métapopulations sont les principaux domaines de l'écologie qui sont actuel-lement utilisés pour formaliser ces relations (Forman, 1988 ; Crow, 1991 ; Hansson et Angelstam, 1991). Rappelons qu'une définition de l'écologie du paysage peut être : la science qui s'attache à étudier "les relations spatiales et les interactions fonctionnelles entre les composantes (taches) d'un territoire hétérogène de grande surface, et comment elles influent sur les changements de structure et de fonction dans la mosaïque écologique au cours du temps" (Selman, 1993). La théorie des métapopulations est très utilisée pour modéliser les dyna-miques des populations morcelées et tenter de les gérer, en particulier au sein de la biologie de la conservation (Conservation Biology). Pour Opdam et ses collègues (1993), qui ont réalisé des travaux importants en Europe sur ces questions, une métapopulation est "un ensemble de populations définies dans l'espace, dont la démographie est influencée par l'arrangement spatial des taches d'habitat et la résistance de la matrice (aux déplacements)".

1.2. Les facteurs de la biodiversité d'un bois

Un premier point de vue pour étudier les relations forêt/biodiversité consiste à

s'intéresser aux facteurs qui influent sur la biodiversité d'un bois en particulier. Pour cela, nous avons distingué trois groupes de facteurs qui correspondent à trois échelles d'observation. De nombreux exemples d'études similaires montrent que selon les situations, les trois groupes de facteurs (facteurs internes, d'ensemble et de contexte) peuvent être primordiaux pour expliquer la biodiversité observée dans un bois (Blake, 1987).

1.2.1. Facteurs stationnels internes

Les facteurs stationnels sont définis à l'intérieur du bois à une échelle très fine, ils décrivent des caractéristiques qu'on peut observer sans avoir d'information sur la topographie du bois ni sur son contexte. Ces facteurs déterminent souvent des conditions qualitatives nécessaires à la présence d'un groupe espèces. Par exemple, la présence de résineux ouvre la possibilité de rencontrer des espèces qui leur sont inféodées.

Nous nous limiterons à des facteurs qui sont sous la dépendance des pratiques de gestion forestière (composition, structure et dynamique de la végétation) (Fuller, 1990). Cependant, nous avons adopté une description plus écologique que sylvicole de ces facteurs. D'une part ce choix est généralement celui trouvé dans la littérature, d'autre part parce que cette description évite des ambiguïtés dues aux concepts sylvicoles adaptés à la production de bois. Il faut souligner aussi que les facteurs sylvicoles sont pris indépendamment les uns des autres et qu'ils ne sont pas tous abordés ; l'usage des pesticides par exemple mériterait sans doute une étude plus approfondie.

Les résultats présentés sur ces facteurs proviennent principalement de travaux sur des grands massifs forestiers. Les effets des gestions particulières de la forêt dans un paysage agricole (petites unités d'exploitation, usages multiples, agroforesterie, forêt linéaire, etc.) ne sont donc pas analysés dans leurs spécificités. Ces résultats présentent cependant l'avantage de donner des références auxquelles on pourra comparer des données issues de forêts dans un contexte agricole.

1.2.2. Les facteurs d'ensemble : la morphologie

Les facteurs d'ensemble sont observables à une échelle plus large. Les principaux facteurs de ce groupe concernent la lisière et la présence d'un milieu intérieur qui dépendent de la surface et de la forme du bois. L'hétérogénéité du bois est sans doute aussi un facteur important, traduisant un "morcellement" interne, mais il y a peu de renseignements sur cet aspect (Franklin et Forman, 1987 ; Bradshaw, 1992).

Ces facteurs déterminent en grande partie la viabilité des différentes populations d'un bois (Harms et Opdam, 1990). Une population trop petite est menacée d'extinction accidentelle ou de dérive génétique. On considère généralement qu'une centaine d'individus est nécessaire pour une viabilité à moyen terme (Opdam, 1990). Pour subvenir aux besoins de ces effectifs, il faut une certaine abondance des ressources qui leur sont indispen-sables. Cette disponibilité est en partie déterminée par la morphologie du bois.

1.2.3. Facteurs de contexte : l'isolement

Les facteurs d'environnement décrivant le contexte qui influence le bois, à une échelle très large. L'isolement d'un bois vis-à-vis d'autres bois est le facteur le plus étudié dans la littérature que nous avons consultée, souvent sans qu'il soit possible de le distinguer très nettement du morcellement. Il faut noter que d'autres facteurs, comme l'impact des épandages d'engrais ou de pesticides, pourraient être aussi très importants mais ne sont apparemment pas étudiés (Saunders *et al.*, 1991 ; Peterken, 1992). En outre, les activités humaines sont des vecteurs importants de dissémination des végétaux et des animaux, volontairement ou non (Usher *et al.*, 1992).

Les facteurs d'isolement du bois expliquent pour une grande partie la dynamique de sa biodiversité, par le jeu des dynamiques de populations des espèces dans le bois (Harms et Opdam, 1990, Opdam, 1991). Ils sont à rapprocher des considérations concernant la biodiversité du paysage et le morcellement qui s'intéressent aux effets de l'isolement respectif

des bois dans un paysage sur la biodiversité évaluée à l'échelle du paysage et non plus à l'échelle d'un bois en particulier (voir "3. Influences des bois sur la biodiversité du paysage : effets du morcellement").

Pour décrire l'isolement, Baudry et Merriam (1988) distinguent un isolement structurel cartographiable (connectedness) et un isolement fonctionnel (connectivity). Le premier décrit les liens entre des éléments du paysage en terme de distance, de présence de connexions, de réseau. Le second décrit les flux d'échanges entre les sous-populations en terme d'intensité de circulation, de fréquence de passage, etc. Il est en partie propre à chaque espèce. Dans la littérature consultée, la biodiversité est généralement mise en relation avec la biodiversité structurelle, c'est-à-dire avec une description du paysage indépendante des espèces considérées. Les relations entre la structure du paysage environnant et la composition spécifique d'un bois débouchent sur des hypothèses du fonctionnement des populations.

Pour résumer ces hypothèses, on considère que la population d'une espèce peut subir des réductions d'effectif ou des extinctions périodiques et locales (Harms et Opdam, 1990 ; Opdam *et al.*, 1993). L'arrivée de nouveaux individus permet de compenser les pertes de la population en situation marginale ou de la reconstituer si elle s'éteint (recoloni-sation). La viabilité d'une population, donc le maintien durable d'une espèce dans le bois, sera assurée si les arrivées compensent régulièrement les pertes (Opdam, 1990). On parle de bois "puits" lorsqu'une population ne peut s'y maintenir durablement sans arrivées continues. Les bois "sources" sont capables de fournir des colonisateurs sans que cela menace la population qu'ils abritent (Dunn *et al.*, 1991).

Ce concept d'équilibre entre les arrivées et les pertes dans une population correspond en fait à des processus de déplacements des individus très différents. Par exemple, la dispersion des végétaux se fait par des propagules qui vont s'installer définitivement sur un site qui leur sera favorable, alors que les oiseaux migrateurs adaptent leur occupation de l'espace année après année, à l'occasion de leur retour sous nos lattitudes (Hinsley, 1995). Des marqueurs individuels sont nécessaires pour détailler ces mécanismes (Templeton *et al.*, 1990). Les flux d'échange d'une espèce peuvent alors être considérés comme indicateurs des flux de circulation d'espèces similaires (Joachim et Lauga, 1995).

1.3. Les facteurs forestiers de la biodiversité du paysage

Dans le second point de vue, on s'intéresse aux facteurs liés aux bois qui influent sur la biodiversité du paysage dans lequel ils s'inscrivent (Noss, 1983). Le facteur le plus souvent pris en compte dans la bibliographie est le morcellement, c'est-à-dire la répartition des bois en unités (taches) plus ou moins isolées les unes des autres dans une matrice agricole. Les effets du morcellement concernent à la fois la biodiversité forestière mais aussi la biodiversité des milieux non forestiers qui subissent une influence des bois selon leur configuration spatiale.

Certains aspects du morcellement peuvent sembler redondants avec des facteurs d'environnement du premier point de vue, en particulier l'isolement. Dans le second point de vue, l'isolement est considéré comme un aspect du morcellement qui a des effets sur des processus concernant l'ensemble des bois du paysage. Ce sera par exemple son effet sur la dynamique de métapopulations. Par contre, dans les facteurs d'environnement du premier point de vue, l'isolement d'un bois en particulier vis-à-vis du reste des bois du paysage affecte le taux d'immigration dans le bois considéré.

2. Facteurs de la biodiversité d'un bois

2.1. Les facteurs stationnels liés à la nature interne du bois

2.1.1. Composition de la végétation : la valeur de la végétation indigène

Le choix des essences principales est fondamental dans la gestion forestière, mais

aussi par son influence sur la biodiversité. Sur ce point, les essences indigènes supportent une richesse spécifique plus grande que les essences exotiques. En effet, l'essence exotique est introduite sans le cortège des espèces avec lesquelles elle a co-évolué dans son aire d'origine, principalement des arthropodes phytophages, et elle est délaissée par la majorité des espèces du site d'intro-duction, (Greatorex-Davies et Marrs, 1992). Cet effet est d'autant plus marqué que l'on a un fort degré d'exotisme, c'est-à- dire l'éloignement spatial et temporel du lieu d'introduction par rapport à l'aire actuelle ou passée de l'espèce.

Les feuillus et les résineux présentent des intérêts comparables pour la préservation de la biodiversité dans leurs aires respectives puisqu'ils abritent des espèces différentes et spécialisées (cf. *supra*). Les effets négatifs attribués aux résineux lors des grandes opérations de plantations provenaient plutôt de leur exotisme, ou de leur mode de culture, très artificialisé et intensif, plutôt que de leur nature (Moss *et al.*, 1979 ; Bibby *et al.*, 1985).

La présence d'une végétation indigène d'accompagnement est un facteur très favorable au maintien d'une biodiversité élevée, du fait du cortège d'espèces qui y sont inféodées (Lynch et Whigham, 1984 ; Askins *et al.*, 1987 ; Franklin, 1988). Par exemple, dans une plantation d'essences exotiques en Australie, Curry (1991) a observé que la végétation naturelle représente 1% de la biomasse mais accueille 66% des oiseaux.

2.1.2. La diversité des structures comme diversité d'habitats

La nature d'un bois n'est pas homogène ; elle comporte des éléments qu'on peut distinguer en adoptant une échelle d'observation adaptée. Des types d'arbres, de milieux, de juxtaposition de milieux peuvent être ainsi distingués respecti-vement selon la vitalité, les essences, selon la flore, les conditions édaphiques, selon la structure verticale (strates) ou horizontale (patron de la mosaïque des parcelles). La disposition de ces éléments dans l'espace (considéré comme un volume) donne une structure au bois. On peut les utiliser pour évaluer des diver-sités structurelles, à différentes échelles. Elles sont à la fois une partie de la biodiversité et des facteurs d'autres aspects, dont la richesse spécifique, que nous considérons ici.

A une échelle fine, les arbres creux, les très vieux arbres et le bois mort sont des éléments importants de la biodiversité d'un bois. En effet, ils abritent des espèces très spécialisées, souvent devenues rares avec l'élimination systématique de ces éléments dans les forêts exploitées (Speigh, 1989 ; Kirby, 1992). En Angleterre, 18 des 60 espèces d'oiseaux nicheurs dans les bois de l'Oxfordshire dépendent plus ou moins des arbres morts ou moribonds pour leur nid (Kirby, 1992) et 1/5 de l'entomofaune forestière d'une forêt est liée au bois mort (Fuller et Warren, 1991). En outre, Franklin et ses collègues (1989) considèrent que le bois mort est indispensable pour préserver la productivité forestière sur le long terme, par exemple en apportant de la matière organique, en permettant le dévelop-pement d'organismes fixateurs d'azote, en luttant contre l'érosion, ou en réalisant d'autres fonctions essentielles inconnues pour l'instant.

Le mélange d'essences et de classes d'âge pieds à pieds crée une diversité importante dans les conditions de milieu (Franklin *et al.*, 1989), pour la lumière (figure 1), ou la disponibilité de sites de nidification pour les oiseaux (Fuller, 1992) par exemple. Cette structure mixte et irrégulière est donc généralement considérée comme permettant le développement d'une grande diversité d'espèces animales et végétales (Wright, 1991 ; De Graaf, 1992). Cependant, cette structure irrégulière donne une diversité à une échelle fine (quelques ares) ; elle peut se traduire à une échelle plus vaste par une uniformité si le même petit motif mixte et irrégulier est répété largement.

Les strates, dues au mélange de classes d'âges ou à la présence d'arbres dominants, sont occupées par des espèces différentes ; c'est donc un facteur impor-tant d'augmentation de la biodiversité à une échelle fine (figure 1) (Fuller, 1992 ; Greatorex-Davies et Marrs, 1992 ; Gurnell *et al.*, 1992). Pour certains groupes d'espèces comme les oiseaux, la structure de la végétation en strates peut être plus

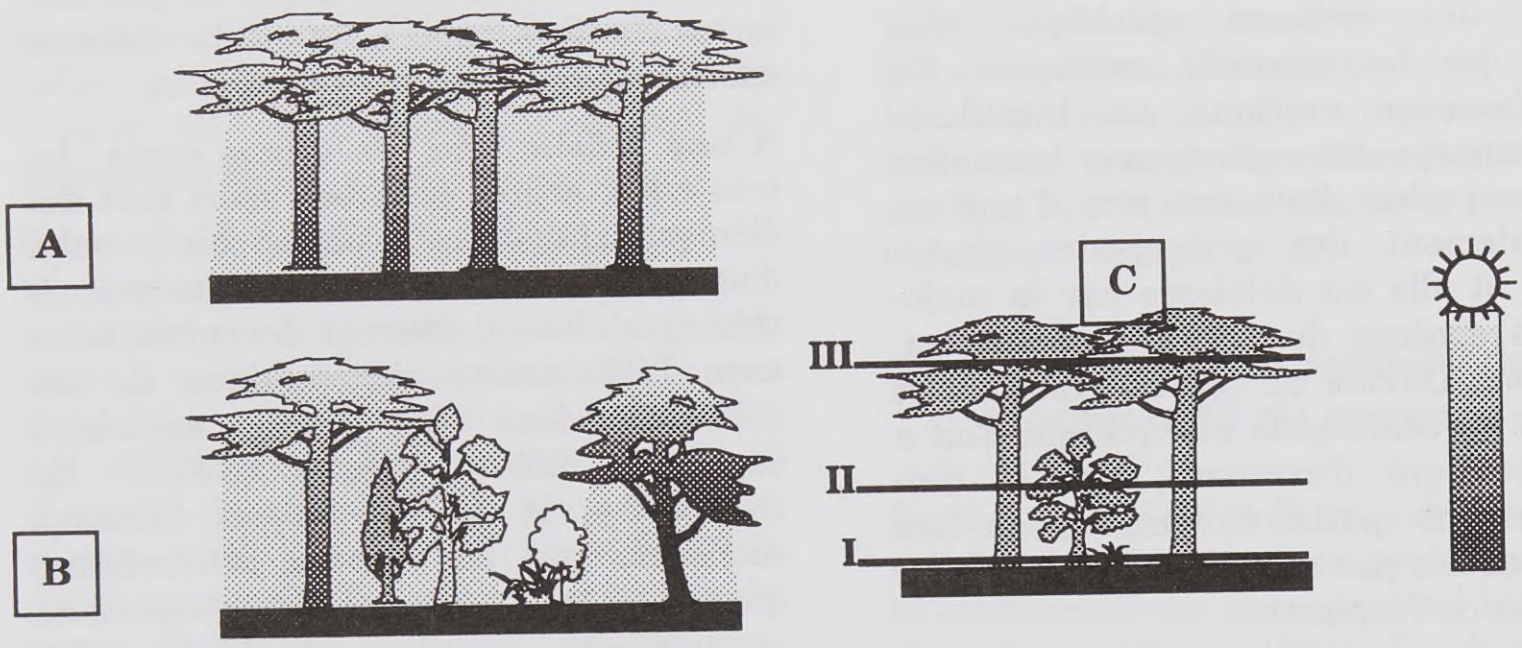


Figure 1 : Les formations mixtes et irrégulières comportent une plus grande diversité de milieux.

La structure régulière monospécifique (A) ne donne qu'un seul type de milieu, à petite échelle. Par exemple, la quantité de lumière est homogène (motif grisé). Au contraire, dans une structure mixte et irrégulière (B), il y a une plus grande diversité des conditions de milieu. La lumière peut être plus ou moins abondante, dans les trouées par exemple. La stratification de la végétation (C) permet d'avoir une superposition de milieux qui diffèrent principalement par la quantité de lumière solaire qui leur parvient. Des espèces sont inféodées à chaque strate.

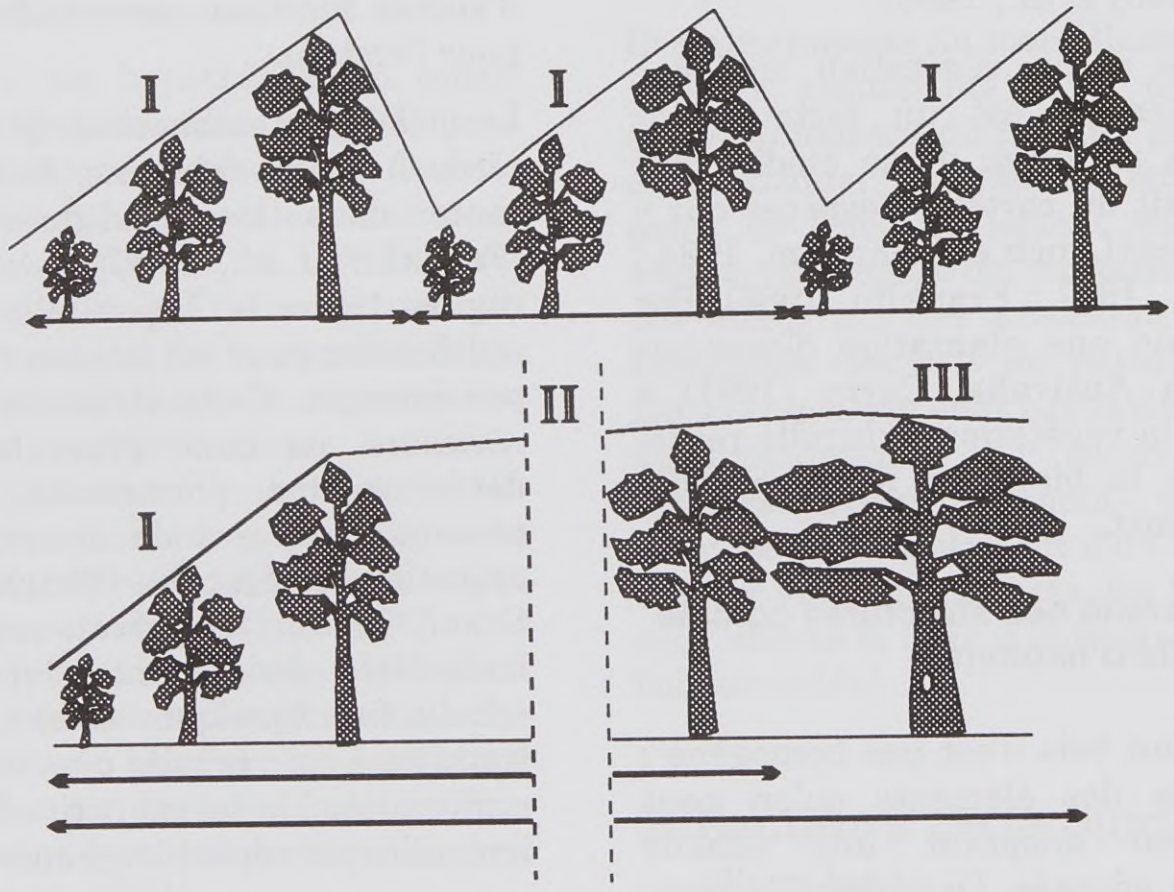


Figure 2: L'intérêt des révolutions sylvicoles longues pour la biodiversité.

Les révolutions sylvicoles courtes (A) ne comportent qu'une phase (I) de croissance très intense de la végétation dominante qui est rajeunie très fréquemment par l'exploitation. Cette phase est très riche, mais seules les espèces les plus compétitives, souvent opportunistes, peuvent s'y maintenir durablement. Les révolutions sylvicoles longues (B) comportent non seulement cette phase de croissance (I), mais aussi une phase de stabilité (II) où les modifications du milieu sont faibles. Des espèces bien adaptées peuvent alors se développer. On peut aussi envisager de conduire une partie des arbres jusqu'à la sénescence (phase III) où de nouvelles espèces peu fréquentes et une nouvelle diversification du milieu apparaissent par la dégradation des arbres.

importante que la composition de la végétation (Blondel *et al.*, 1973).A une échelle plus large, la présence de milieux qui n'ont pas de vocation strictement forestière au sein d'un bois est aussi une importante source de diversité. Il s'agit entre autres des clairières enherbées, des points d'eau, des rochers, etc. (Franklin, 1988 ; Mayle, 1990 ; Evans et Barkham, 1992 ; Gurnell *et al.*, 1992 ; Warren et Thomas, 1992).

Les chemins et les autres voies de pénétration similaires ont fait l'objet de nombreuses études, en particulier en Grande-Bretagne, qui soulignent la grande richesse spécifique de leur bordure (Evans et Hibberd, 1990 ; Ferris-Khan, 1991 ; Fuller et Warren, 1991). On peut cependant se poser la question de leur influence sur les espèces strictement forestières qui peuvent subir une influence négative des espèces ubiquistes drainées par les chemins. Cette question est à rapprocher de l'influence des lisières (voir 2.2.1.1. "Des lisières riches mais souvent de peu de valeur").

2.1.3. La dynamique forestière

Les stades jeunes de la dynamique forestière sont considérés comme très riches en oiseaux, en plantes et en différents groupes d'insectes (Fuller et Warren, 1991) et ils sont souvent favorisés en Europe. Cependant, une grande partie de ces espèces est commune et peu menacée relativement à des espèces associées étroitement aux stades plus âgés (en particulier si l'on considère les champignons ou des insectes) (Goldsmith, 1991). Le rajeunissement fréquent du milieu instaure un régime régulier de perturbation qui ne permet pas une adaptation fine de la composition et de la structure des populations aux conditions du milieu (Barkham, 1992 ; Evans et Barkham, 1992). Les révolutions sylvicoles longues sont donc favorables à la biodiversité d'un bois en permettant l'apparition de conditions qui n'apparaissent pas dans les révolutions courtes (figure 2). Ferry et Frochot (1990) estiment que c'est la plus grande stabilité de la faune entomologique des forêts matures, même en hiver, qui explique qu'on y trouve 70% d'espèces d'oiseaux sédentaires, alors que les stades initiaux comportent surtout des migrants, avec des régimes alimentaires moins spécialisés.

2.2. La morphologie d'un bois influe sur sa biodiversité

2.2.1. Lisière et milieu intérieur : une distinction pertinente pour la biodiversité

La zone interne d'un bois qui n'est pas influencée par le milieu environnant forme le milieu intérieur. Récipro-quement, la partie du bois qui est influencée par le milieu environnant et où les caractéristiques écologiques présentent une variation orientée par rapport à la limite du bois, forme la zone de lisière. Sa largeur dépend de la caractéristique écologique considérée et du type d'influ-ence (Yahner, 1988 ; Laurance et Yensen, 1991). Par exemple, la lumière pénètre assez profondément, alors que les modifications sur la circulation de l'eau du sol se limitent à une petite frange (Yahner, 1988 ; Dunn *et al.*, 1991).

2.2.1.1. Des lisières riches mais souvent de peu de valeur

On constate généralement que la richesse spécifique des lisières est très élevée : on parle d'effet de lisière (Harris, 1988 ; Yahner, 1988). Au Royaume-Uni, 50% des papillons forestiers sont liés aux lisières et aux stades jeunes, 33% pour les oiseaux forestiers (Fuller et Warren, 1991). Les causes de ce phénomène restent controversées. Cette richesse élevée et souvent esthétique (fleurs, papillons) incite à favoriser la création de lisière pour augmenter la biodiversité (Ferris-Kaan, 1991 ; DERF, 1993).

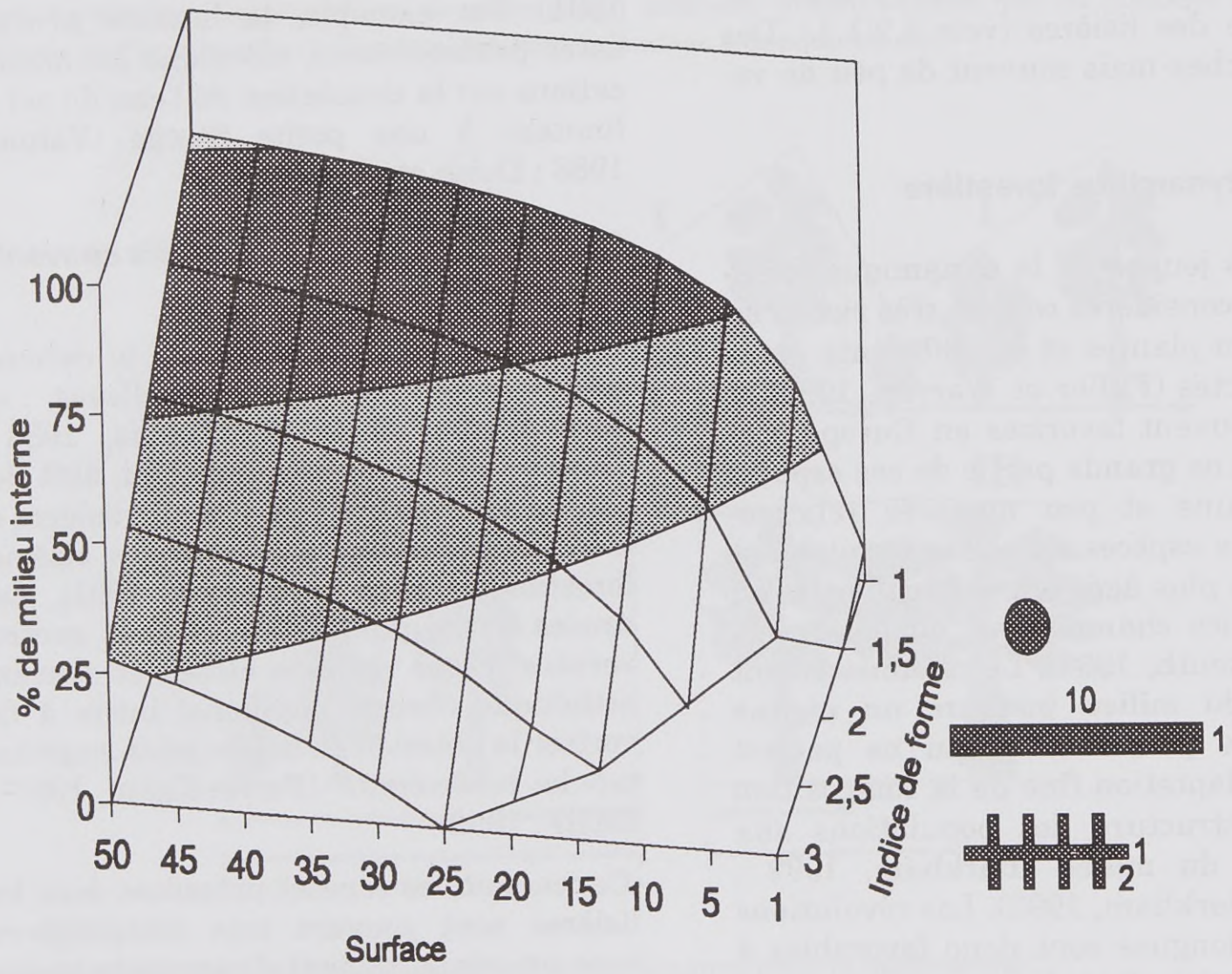
Cependant, les espèces présentes dans les lisières sont souvent très compétitives, avec un comportement d'expansion et une grande aptitude à la mobilité. Ce sont donc beaucoup d'espèces ubiquistes et opportunistes (Hansson et Angelstam, 1991), avec peu d'intérêt patrimonial. De plus, la lisière est apparemment le siège de compétition, de prédation et de parasitisme très intenses (Andren *et al.*, 1985 ; Martin, 1992). Ces effets nuisent aux espèces attirées par la lisière mais qui ne

$$SN = TA - 3{,}55 * d * SI * \sqrt{\frac{TA}{10000}} * \left(1 - \frac{0{,}265 \left(\frac{3{,}55 * d * SI * \sqrt{\frac{TA}{10000}}}{TA} \right)}{SI^{1,5}} \right)$$

avec SI index de forme de Patton.

$$SI = \frac{P}{200 * \sqrt{\pi * TA}}$$

Equation 1 : Évaluation de la surface du milieu intérieur.
SN: Surface du milieu intérieur.
TA: Surface totale P: Périmètre d: largeur de la lisière



Graphique 1 : Part du milieu interne selon la surface et la forme.

Pour une largeur de lisière de 50m, la fonction définie par Laurance et Yensen (voir texte) permet d'évaluer quelle sera la part de milieu interne selon la surface et l'index de forme du bois. Les formes compactes (indice de forme proche de 1) nécessitent moins de surface pour avoir une part de milieu intérieur comparable à des formes plus complexes. Pour avoir 20% de milieu intérieur avec des lisières de 50 m dans des parcelles carrées, il faut une surface d'au moins 3,5 ha.

sont pas en mesure de résister à ces pressions. On parle "d'habitat piège" (Hansson et Angelstam, 1991).

De plus, en considérant une échelle plus large, on constate que les lisières se ressemblent entre elles et qu'elles sont des milieux très courants dans nos paysages et par conséquent aucunement menacées.

Les lisières comportent donc une richesse spécifique élevée et contribuent à la biodiversité observée à une échelle fine. Mais dans nos régions, en considérant une échelle plus large, elles contribuent peu à la diversité et à la préservation de la valeur patrimoniale écologique des éléments du paysage (Hansson et Angelstam, 1991).

Cependant, les lisières graduelles, avec plusieurs franges de végétation formant un gradient qui permet d'avoir un milieu très riche et diversifié, peuvent abriter des groupes d'espèces particulières et qui peuvent être rares (Martin, 1992). Ces lisières sont peu fréquentes dans nos paysages. La gestion de ces lisières graduelles reste à définir pour contrôler leur dynamique de régularisation (Collectif, 1981 ; Harris, 1988 ; Anderson et Buckley, 1991).

2.2.1.2. La valeur élevée du milieu intérieur dans nos régions

Le milieu intérieur forestier est souvent considéré comme pauvre et peu diversifié. Notons que notre ignorance sur de nombreux groupes d'êtres vivants (insectes, champignons, etc.) peut fausser cette affirmation (Harris, 1988). Néanmoins, les espèces associées à ces milieux sont souvent assez rares, spécialisées, fragiles et revêtent par conséquent une valeur patrimoniale généralement élevée. De plus, contrairement aux lisières, tous les bois n'ont pas de milieu intérieur, ce qui en fait un habitat relativement rare dans de nombreuses régions, et particulièrement dans le cas des petits bois qui sont prépondérants dans les paysages agricoles.

Pour les oiseaux, il n'y a pas d'espèce présente dans un petit bois (sans milieu intérieur, avec une lisière) qui ne puisse se trouver dans un grand (avec un milieu intérieur et une lisière), l'inverse étant faux (Blake, 1991). La présence d'un milieu intérieur augmente donc nécessairement la richesse en oiseaux et la valeur patrimoniale d'un bois.

2.2.1.3. Morphologie et milieu intérieur : les grands bois compacts ont une richesse élevée

Une méthode simple (Laurance et Yensen, 1991) permet d'évaluer la surface du milieu intérieur à partir de la surface du bois, de son périmètre et de la largeur de la lisière (équation 1). D'autres méthodes sont utilisées (rapport du périmètre sur la surface, plus grand cercle inscrit (Lemouzy, 1993)), mais d'après Laurance et Yensen (1991), elles introduisent des erreurs dans l'évaluation du milieu intérieur disponible qui peuvent aller jusqu'à 20%, particulièrement pour les petits bois.

Les simulations à partir de l'équation de Laurance et Yensen font apparaître que la part de milieu interne sera d'autant plus grande que les bois seront de grande taille et avec une forme compacte (indice de forme faible), proche du cercle (graphique 1).

La richesse plus élevée des bois de grande taille avait été démontrée depuis longtemps par les abondantes études sur la relation entre la surface d'un milieu et le nombre d'espèces (Robbins *et al.*, 1989). La relation le plus souvent proposée est que le nombre d'espèces d'un milieu est proportionnel à sa surface, élevée à une puissance dont on a longtemps cherché la signification écologique. Le modèle qui distingue le milieu intérieur de la lisière apporte une valeur explicative supplémentaire qui s'avère importante dès lors qu'on l'utilise pour gérer la biodiversité dans des bois de différentes tailles.

Si les grands bois compacts sont les plus riches, est-ce que les petits bois de forme complexe, sans milieu intérieur, sont sans intérêt écologique et est-ce que leur élimination n'aura aucun impact sur les espèces forestières qui présentent une valeur patrimoniale ? La réponse est non pour plusieurs raisons. Des petits bois peuvent contenir des espèces "reliques" (surtout végétales) qui s'y maintiennent malgré des conditions peu favorables après la disparition de grands bois. Les espèces de ces bosquets peuvent avoir une valeur patrimoniale locale (Fuller et Warren, 1991). A une échelle plus large, des petits

bois peuvent avoir un rôle fondamental pour faciliter la circulation d'espèces entre des massifs de plus grande taille (voir 3. Influences des bois sur la biodiversité du paysage : effets du morcellement).

2.3. L'isolement d'un bois influe sur sa biodiversité

Une faible distance entre les bois, l'existence de connexions (haies, ripisylves) (Fahrig et Merriam, 1985 ; Bennett, 1990), l'absence de barrières (route, rivière, zone urbaine, etc.) (Williams et Marcot, 1991) et une matrice comportant des éléments écologiquement peu différents du milieu forestier (landes, plantations, vergers, etc.) (Harris, 1984) sont des facteurs de réduction de l'isolement structurel d'un bois. Les espèces mettront plus ou moins à profit ce faible isolement pour circuler selon leurs aptitudes propres et leur situation.

Il semble qu'une centaine de mètres d'espace ouvert constitue un frein à la dissémination d'un grand nombre d'espèces forestières (Saunders *et al.*, 1991). Les espèces qui parviennent à franchir cette distance présentent de bonnes capacités de mobilité, il s'agit plutôt d'ubiquistes et non pas d'espèce à valeur patrimoniale élevée.

Les caractéristiques des corridors déterminent les espèces qui peuvent les emprunter (Spellerberg, 1991). Les espèces strictement forestières nécessitent souvent des conditions peu fréquentes comme une grande largeur et une faible longueur (Sharitz *et al.*, 1992). Il semble qu'une connexion médiocre est toujours préférable à aucune (Henein et Merriam, 1990). Cependant ce sont aussi des voies de circulation de maladies ou parfois des "habitats pièges" dans lesquels des prédateurs opportunistes éliminent les migrants (Bennett, 1990 ; Henein et Merriam, 1990 ; Saunders *et al.*, 1991). La multiplicité des connexions est une sécurité pour la pérennité des flux d'échanges avec le bois. Notons que les corridors de certaines espèces sont les barrières des autres ; par exemple les haies facilitent la circulation de certaines espèces forestières et limitent celle des espèces de milieu ouvert (Opdam, 1990).

La circulation des individus (au sens large) des espèces va modifier la biodiversité du bois. Un bois peut ainsi acquérir une richesse élevée grâce à l'arrivée continue de colonisateurs, de propagules, etc. appartenant à de nombreuses espèces. La proximité d'une source de dissémination, généralement un grand bois, modifie la biodiversité de petits bois environnants : on parle d'effet de masse (Shmida et Wilson, 1985).

Si la réduction de l'isolement peut être un facteur positif pour la stabilité de la biodiversité, ce peut être aussi un facteur négatif à différents points de vue. Ainsi, un isolement trop faible peut lier trop étroitement des sous-populations et conduire à une perte de diversité génétique ou à la dissémination plus rapide d'événements dits catastrophiques tels que les incendies ou les épidémies (Saunders *et al.*, 1991).

3. Influences des bois sur la biodiversité du paysage : effets du morcellement

Le paysage est constitué de différentes unités (forêts, cultures, cours d'eau, etc.) qui abritent des populations animales et végétales formant des métapopulations à une échelle plus large (Opdam *et al.*, 1993). On peut donc parler d'une biodiversité du paysage qu'on peut évaluer et pour laquelle on peut rechercher les principaux facteurs d'explication. La connaissance des processus à l'échelle d'un bois (voir 2. Facteurs de la biodiversité d'un bois) n'est pas suffisante pour comprendre ceux de l'échelle du paysage. Ainsi, la biodiversité du paysage peut être stable même si la biodiversité des éléments qui le composent se modifie (Forman, 1990 ; Martin, 1992 ; O'Connell et Noss, 1992 ; Sharitz *et al.*, 1992). Parmi les facteurs du paysage susceptibles d'agir sur la biodiversité, le morcellement paraît primordial et est le plus étudié (Burgess et Sharpe, 1981). On peut signaler comme publications de références sur ces questions les travaux de Opdam dans leur ensemble et le livre "Reconstruction of

fragmented ecosystems" (Saunders *et al.*, 1993). La compréhension du rôle du morcellement est nécessaire si l'on envisage d'employer les boisements des terres agricoles dans des aménagements ayant une vocation écologique (Urban *et al.*, 1987 ; Selman, 1993).

Le morcellement est un facteur difficile à étudier et qui n'a ni définition ni mesure communément admises par tous (Saunders *et al.*, 1991), bien qu'il soit très facilement perceptible (figure 3). La difficulté provient du fait qu'il intègre plusieurs facteurs comme les surfaces des bois, leurs distances, leur densité, voire leurs formes (Li *et al.*, 1993). Ces composantes du morcellement sont liées en outre par des relations géométriques souvent complexes (par exemple, l'augmentation de la taille des bois diminue leurs distances respectives). Il semble par conséquent qu'il existe un besoin de recherche pour mieux formaliser et connaître ce facteur.

La modélisation des facteurs de la biodiversité à l'échelle du paysage, et plus particulièrement le morcellement, est le sujet de récentes études qui ont conduit à des résultats hétérogènes. De nombreux travaux portent sur la fragmentation (qui est un des phénomènes conduisant à un morcellement) et ont établi des relations avec la biodiversité forestière, en particulier en Amérique du Nord où ce phénomène est important. La fragmentation est considérée par de nombreux auteurs comme étant une des plus importantes menaces pesant sur un grand nombre d'espèces (Wilcox et Murphy, 1985 ; Askins et Philbrick, 1987), généralement sur le long terme (Saunders *et al.*, 1991).

Les données issues d'études sur la fragmentation doivent être transposées avec précautions aux situations de morcellement de nos régions. En effet, un faible morcellement qui résulterait d'une forte fragmentation suivie d'un reboisement (cas général en France) n'est pas équivalent à une faible fragmentation. Les espèces perdues lors de la première phase de forte fragmentation ne seront pas retrouvées facilement par le reboisement, alors qu'elles se seraient maintenues avec une faible fragmentation. Ainsi, aux Pays-Bas, certains oiseaux forestiers n'occupent pas des zones récemment reboisées qui sont isolées de massifs reliques (Opdam *et al.*, 1993).

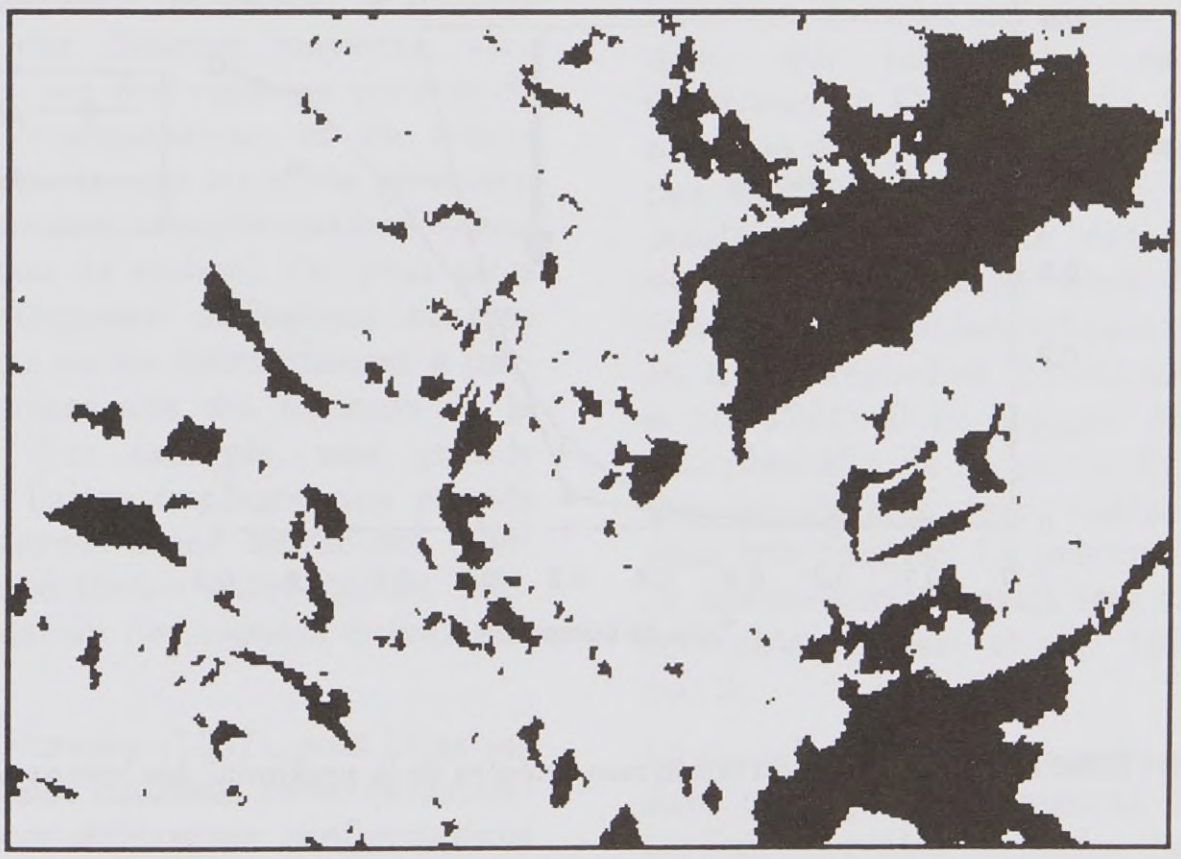
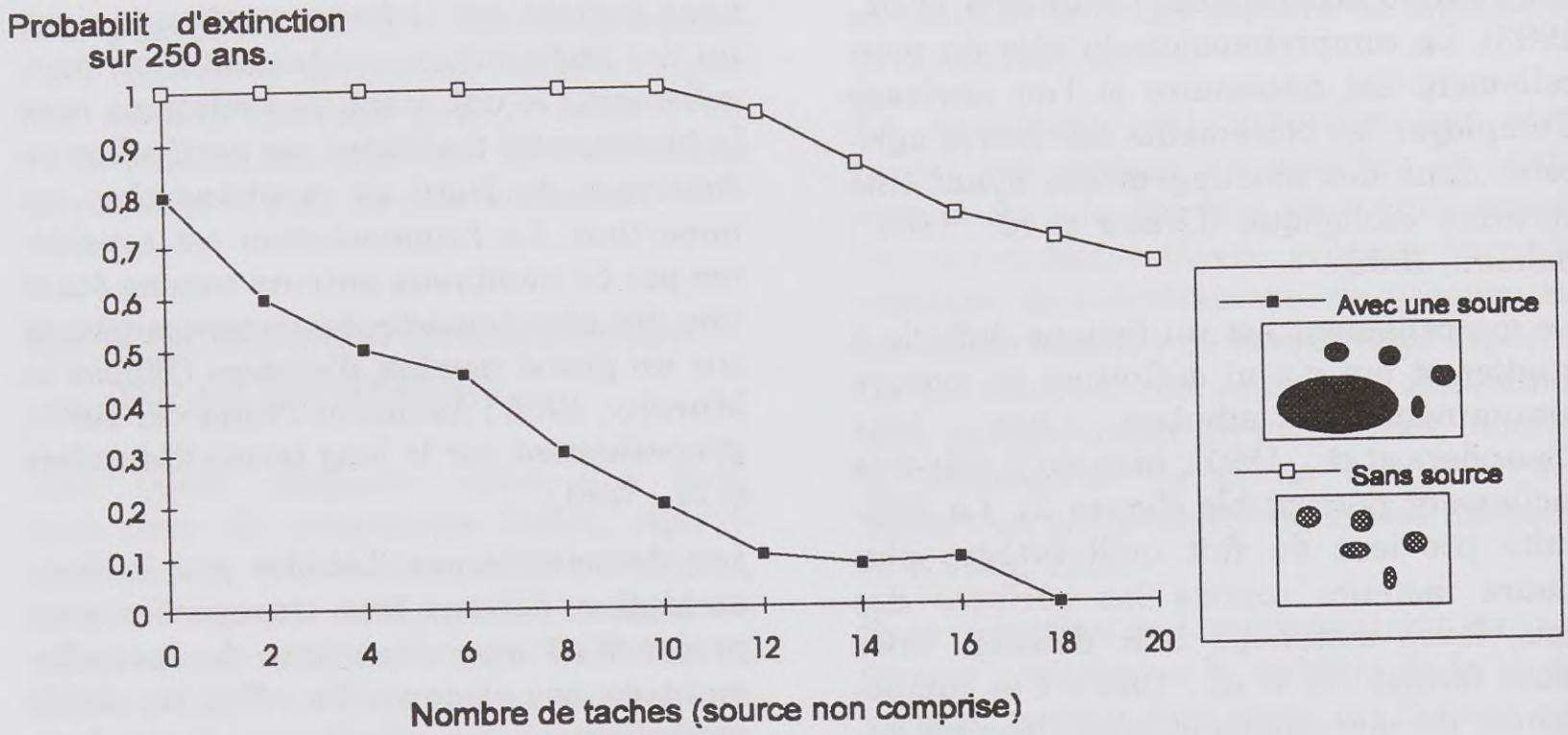


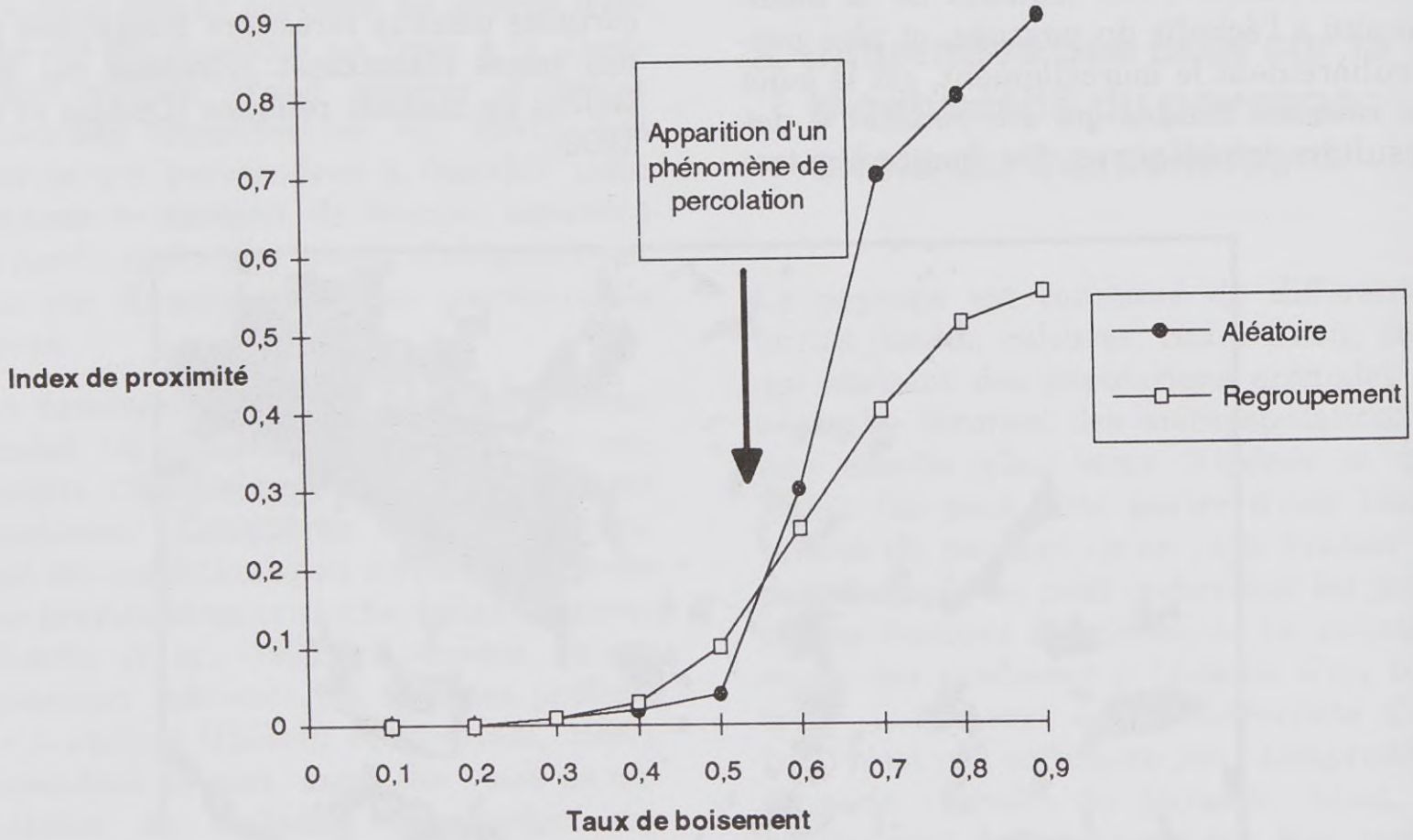
Figure 3 : Un exemple d'un espace où les bois sont morcelés.

Cette image est obtenue à partir de données satellitaires. Elle représente en noir les bois dans une zone au sud de Toulouse. On perçoit concrètement ce que représente le morcellement. On distingue des grands massifs, des petites taches, des formes plus ou moins découpées, des zones plus ou moins boisées, plus ou moins dispersées.



Graphique 2 : La présence d'une source de dissémination réduit les risques d'extinction.

Une simulation sur une longue période de temps montre qu'il faut un grand nombre de petites unités de population (taches d'habitat) pour réduire les risques d'extinction d'une métapopulation. La présence d'une source de dissémination (grande tache d'habitat) permet de réduire fortement ce risque d'extinction. D'après Opdam *et al.*, 1993.



Graphique 3 : Effet de percolation: variation non linéaire de la proximité des bois avec le taux de boisement.

Les simulations des effets de la répartition de taches aléatoirement ou par regroupement, sur des indices de proximité (donc d'isolement des populations supposées habiter les taches) montrent un phénomène de percolation, c'est-à-dire une modification brutale de la connectivité des taches. L'ajout d'un boisement qui fait passer ce niveau de percolation (passage du taux de boisement de 40 à 60% par exemple) aura donc un effet très important sur l'isolement des espèces, alors qu'un boisement plus intense (de 10 à 50% par exemple) qui ne le ferait pas passer, aura peu d'effet du point de vue de l'isolement. D'après Gustafson et Parker, 1992.

Ces espèces ont disparu lors des périodes de grandes déforestations, elles ne pourront reconquérir ces espaces qui leur sont maintenant favorables qu'à l'occasion de dispersions en provenance de zones où elles ont pu se maintenir. Il semble qu'il en va de même pour la végétation forestière qui après 400 ans n'a pas colonisé complètement des boisements effectués vers 1600 (Peterken, 1993).

3.1. Quelques pistes pour la modélisation des relations entre morcellement et biodiversité

Parmi les différentes méthodes d'approche des relations entre le morcellement et la biodiversité d'un paysage, que nous présentons ci-après, les simulations tiennent une place importante. Les outils informatiques actuels permettent de simuler des configurations spatiales de taches (des bois, des coupes, etc.) en leur imposant des contraintes définies par le chercheur. Il peut s'agir par exemple d'une configuration aléatoire, agrégée, en gradient, etc.. A partir de ces simulations, on peut évaluer des descripteurs de la configuration comme la longueur de lisière, le nombre de taches, leur distance moyenne, etc.. L'analyse de ces descripteurs permet de classer les configurations et de mieux comprendre quels sont les effets géométriques de certaines transformations (ajout ou suppression de taches). On peut alors porter un diagnostic écologique sur ces configurations en les hiérarchisant à partir des connaissances des facteurs de la biodiversité. Par exemple, une grande longueur de lisière implique une grande richesse d'espèces assez communes ; des distances importantes entre taches limitent la circulation des espèces forestières, etc..

Franklin et Forman (1987), puis Li et ses collègues (1993) utilisent cette démarche pour comparer différentes configurations de parcelles de coupes dans un massif du point de vue de leur impact sur la biodiversité. Cette analyse peut se transposer à la répartition de bois au sein d'un paysage. Ce travail a permis de faire l'hypothèse que la dispersion maximale des coupes dans un massif est préjudiciable aux espèces forestières les plus fragiles, principalement du fait de l'accroissement des surfaces soumises à un effet de lisière. D'une autre façon, des simulations montrent qu'une hétérogénéité dans la taille et la dispersion des taches, c'est-à-dire l'existence de tache pouvant servir de source de dissémination, est favorable au maintien d'une population morcelée (Opdam *et al.*, 1993) (graphique 2).

Ces simulations permettent aussi de mettre en évidence des seuils critiques à partir desquels il y a une brusque modification des caractéristiques spatiales et par voie de conséquence des modifications non linéaires des caractéristiques écologiques (graphique 3). Bien qu'elles soient rudimentaires, ces simulations peuvent néanmoins servir à caractériser les paysages existants et leurs évolutions, à déterminer des indicateurs pertinents, à les relier entre eux et à servir de modèles neutres de référence (Gustafson et Parker, 1992).

Les études sur des métapopulations théoriques, en intégrant la dimension spatiale de la dispersion des sous-populations dans des habitats en taches, laissent supposer qu'il existe, pour une espèce dans une situation donnée, un niveau de morcellement qui lui assure sa pérennité (Robinson et Quinn, 1992). Ce morcellement ne doit pas être trop faible pour ne pas fragiliser la population par une dépendance trop étroite des sous-populations qui encourent ainsi les risques d'événements catastrophiques généralisés ou d'uniformisation génétique (Saunders *et al.*, 1991). Il ne doit pas être trop fort non plus afin de ne pas avoir des petites sous-populations trop indépendantes et donc très fragiles. La présence de sources de dissémination paraît être en outre très favorable (Opdam *et al.*, 1993) (graphique 2).

La modélisation des processus écologiques dans un paysage représenté par des unités fonctionnelles distinctes (taches, corridors, matrices, etc.) peut poser des difficultés. En effet, l'observateur défini ses unités *a priori* et d'une façon qui est souvent personnelle. Ces choix affectent les résultats et les rendent parfois difficiles à comparer avec d'autres travaux. Par

exemple, certains auteurs ont considéré qu'une route séparait deux bois distincts alors que d'autres ignoraient la coupure créée par cette route, alors qu'ils s'intéressaient les uns et les autres aux mêmes communautés d'oiseaux dans des paysages relativement similaires (Robbins *et al.*, 1989). Une approche de type "raster", fondée sur la caractérisation des mailles d'une grille selon leur contenu et les mailles alentours, constitue une autre voie, peu employée. Elle aboutit à des résultats intéressants (Lauga et Joachim, 1992 ; Lauga *et al.*, 1995) par leur pertinence et la facilité avec laquelle ont peut les manipuler pour tester différentes hypothèses ou pour faire varier les échelles.

La complexité des configurations spatiales est aussi abordée avec les équations fractales qui semblent pouvoir être un outil commode et prometteur de description et de quantification du morcellement et des processus biologiques qu'il influence (Milne, 1988, 1991, 1992 ; Palmer, 1992). Par contre, les modélisations fondées sur l'établissement de systèmes d'équations avec de nombreuses variables sont confrontées d'une part à la complexité des mécanismes en jeu et d'autre part à la difficulté d'utiliser des données plus ou moins précises (Hof et Joyce, 1992).

3.2. Effets des bois sur la biodiversité non forestière

Les bois peuvent avoir des effets positifs ou négatifs sur la biodiversité de milieux non forestiers inclus dans le même paysage. Ces aspects sont apparemment peu étudiés. De nombreuses espèces utilisent à la fois la forêt et d'autres milieux, comme les plans d'eau pour les chauves-souris (Mayle, 1990). La proximité des bois peut alors augmenter la biodiversité de ces milieux. Réciproquement, les bois peuvent avoir des effets négatifs sur des espèces non forestières, par exemple inféodées aux milieux ouverts ou aux zones humides, en « mitant » (par opposition au morcellement) leur milieu ou en modifiant l'ensoleillement. Soulignons de plus que l'introduction d'un bois dans un espace à dominante agricole va modifier les conditions de nombreuses activités socio-économiques. La chasse (Pépin, 1985 ; Robertson, 1990), le tourisme, le bien-être des habitants, etc. sont en relation parfois étroite avec la biodiversité induite par la forêt (Paoletti et Pimentel, 1992).

4. Discussion, propositions concernant le boisement des terres agricoles et les axes de recherche

4.1. Biodiversité : comment la gérer ?

La biodiversité représente la diversité du vivant. On admet généralement, bien qu'il n'y ait pas d'accord général, qu'elle recouvre la diversité des compositions, des structures et des fonctionnements observables parmi des gènes, des espèces ou des éléments du paysage (Crow, 1989 ; Noss, 1990). La richesse spécifique des groupes d'espèces étudiés dans les publications consultées montre certaines propriétés de la biodiversité, liées à leurs caractéristiques biologiques et écolo-giques. On peut leur attribuer une valeur indicatrice de l'état d'un système écologique (Cancela da Fonseca, 1980 ; Blandin, 1986 ; Kolasa et Pickett, 1989) Mais, d'autres aspects de la biodiversité, comme la diversité des structures ou des fonctions, mériteraient d'être abordés avec plus d'attention (voir Balent et Courtiade, 1992 pour un exemple de travaux sur la diversité de fonction). La méconnaissance d'une grande partie de la biodiversité, de ces causes et de ses effets, implique que sa gestion doit être particulièrement prudente (Harris, 1984 ; Probst et Crow, 1991).

La biodiversité est gérée selon deux objectifs. La conservation de la biodiversité, et globalement de la nature, constitue le premier objectif le plus évident des efforts actuels de gestion. Il résulte de la constatation que la biodiversité actuelle est le fruit et la base de l'évolution qui a permis et permettra l'adaptation des êtres vivants à des nouvelles contraintes (Franklin *et al.*, 1989 ; Di Castri et Younes, 1990 ; Probst et Crow, 1991 ; Burton *et al.*, 1992), éventuellement grâce aux biotechnologies (Krugman, 1992).

La gestion de la biodiversité pour la protection des patrimoines naturels nécessite de définir des priorités et des valeurs à attribuer aux différents milieux et espèces. La biologie de la conservation (Conservation Biology) est une science qui tente de donner des bases rigoureuses à ces choix dans la gestion de la biodiversité. Pour l'instant, la valeur des éléments biologiques est surtout fondée sur une évaluation de sa rareté, de sa fragilité ou de son importance écologique et aussi selon des critères arbitraires (Robbins *et al.*, 1989).

Cette gestion de la biodiversité doit se faire à plusieurs échelles d'espace et de temps afin de prendre en compte la valeur relative des éléments gérés (Noss, 1990). Ainsi, une espèce peut être commune localement mais être considérée comme rare, donc de grande valeur, à l'échelle d'un pays et inversement. Généralement on tient compte de la diversité à l'intérieur des milieux (diversité *intra*) que l'on relativise par rapport à la diversité mesurée à une échelle plus large sur un ensemble de milieux (diversité *supra*). On prend aussi en compte le degré de différence entre ces milieux (diversité inter) (O'Connell et Noss, 1992).

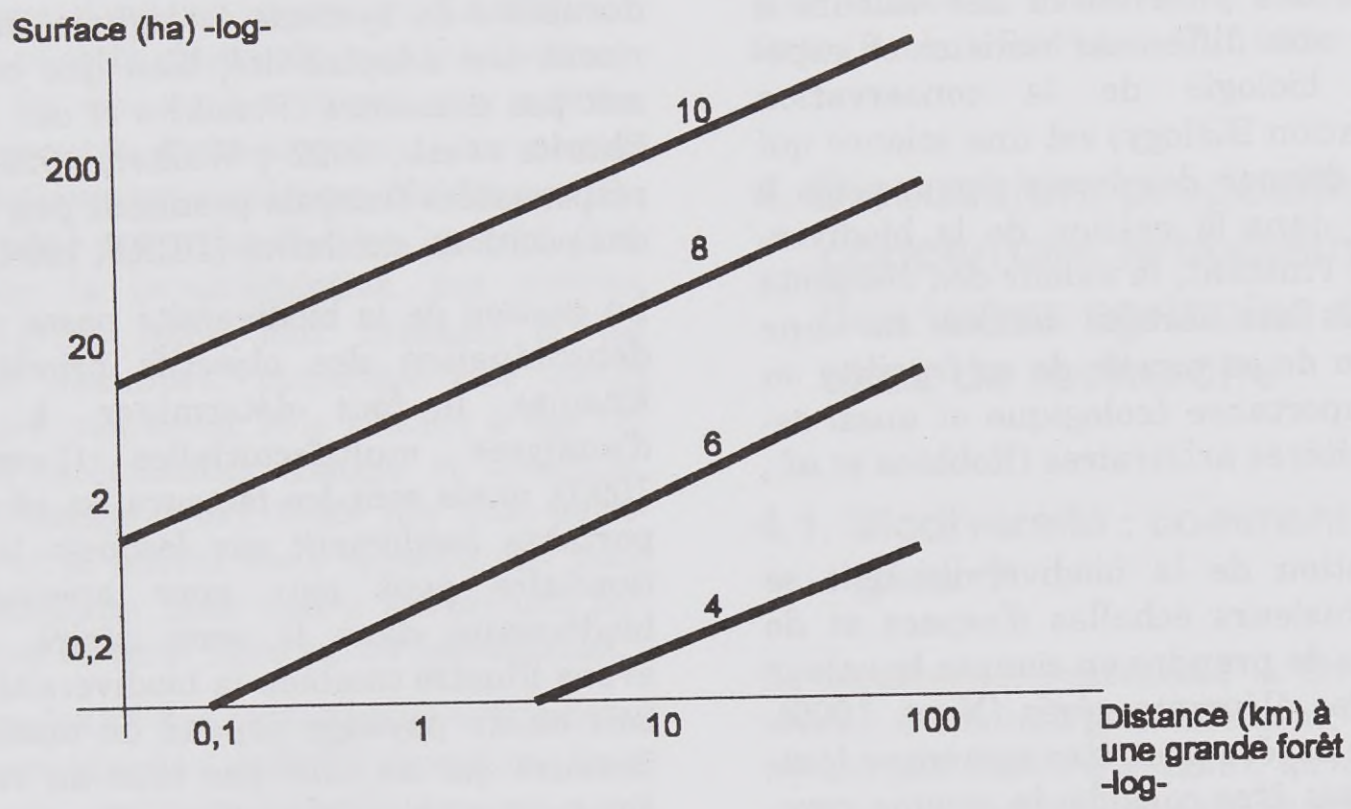
Le second objectif de gestion est implicite depuis que l'humanité a entrepris de modifier la nature à son avantage. La sélection variétale, la lutte contre les ravageurs, l'élaboration des paysages anthropisés sont autant d'actes de gestion de la biodiversité qui ont pour objectif la satisfaction de besoins de l'humanité. Cette gestion est aujourd'hui plus explicite et fondée sur des arguments scientifiques. Par exemple, les problèmes phytosanitaires des cultures sont influencés par la diversité des milieux boisés qui abritent des ravageurs et sont également des réservoirs d'auxiliaires (Duelli *et al.*, 1989 ; Dabrowska-Prot, 1991 ; Galecka, 1991 ; Luczak, 1991). Cette dimension « utilisatrice » de la gestion de la biodiversité n'est pas moins importante que la dimension conservatoire dans le cas de forêts incluses dans un paysage agricole.

Dans le domaine de la foresterie, des gestionnaires américains reconnaissent explicitement un rôle de facteur de production à la biodiversité, au même titre que le sol ou la réserve en eau. Ils considèrent qu'elle est un facteur de la durabilité du système écologique en favorisant son adaptabilité, bien que cela ne soit pas démontré (Franklin *et al.*, 1989 ; Sharitz *et al.*, 1992 ; Walker, 1992). Les responsables français prennent peu à peu des positions similaires (DERF, 1994).

La gestion de la biodiversité passe par la détermination des objectifs prioritaires. Ensuite, il faut déterminer, à l'aide d'analyses multifactorielles (Lemouzy, 1993), quels sont les facteurs les plus importants localement sur lesquels le gestionnaire peut agir pour orienter la biodiversité dans le sens désiré. Nous avons illustré combien la biodiversité d'un bois ou du paysage dépend de nombreux facteurs qui ne sont pas tous du ressort des gestionnaires forestiers. Pourtant, on constate souvent que la gestion de la biodiversité liée aux forêts est souvent limitée à la gestion des facteurs internes (essence, mode d'exploitation, etc.) alors que les facteurs morphologiques et d'isolement, ou de morcellement, peuvent avoir parfois une importance plus grande. La démarche de diagnostic des facteurs clefs est particulièrement utile pour gérer la biodiversité dans le contexte de bois insérés dans un paysage agricole et qui sont soumis à de multiples influences.

4.2. Hypothèses pour la gestion de la biodiversité dans le cadre de boisement de terres agricoles

Dans le cas d'un boisement d'une terre agricole, on peut faire l'hypothèse que le principal facteur qui influence sa biodiversité est son isolement, c'est-à-dire sa capacité à être colonisé par des espèces forestières initialement absentes. Dans cette perspective, Opdam et ses collègues (1985) ont développé des outils permettant d'évaluer la richesse potentielle en oiseaux d'un boisement aux Pays-Bas, en fonction de sa taille et de sa distance à un grand bois considéré comme une source de dissémination (graphique 4). Un isolement très faible, voire quasiment nul si le boisement est attenant à une forêt existante, permet la colonisation la plus rapide.



Graphique 4 : La surface et la distance à une source pour expliquer la richesse spécifique. Le nombre d'espèces d'oiseaux strictement forestiers observables dans un bois (nombre au-dessus des courbes) est fonction de sa surface et de son isolement par rapport à une source de dissémination, c'est-à-dire une grande forêt. Ces courbes ont été utilisées aux Pays Bas pour évaluer l'impact de grands projets de reboisement sur la biodiversité. D'après Opdam *et al.*, 1985.

On peut cependant envisager d'accélérer le processus d'installation d'une partie de la végétation qui semble se disséminer très lentement (Peterken, 1993).

Concernant l'influence des boisements des terres agricoles sur la biodiversité du paysage, une des premières précautions est naturellement de ne pas nuire à des milieux, forestiers ou non, recensés pour leur valeur patrimoniale (Moss *et al.*, 1979 ; Avery, 1989 ; Usher *et al.*, 1992). Des inventaires ou des typologies de milieux permettent de localiser ces sites (inventaire des Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique par exemple). Les actions de protection à prendre sont à évaluer au cas par cas.

Dans les autres cas où cette question ne se pose pas, nous proposons une hypothèse qui peut servir de base à des choix d'aménagement. On suppose qu'il existe bien pour chaque espèce un niveau de morcellement qui lui permet, dans une situation donnée, de se maintenir durablement dans le paysage sous forme de sous-populations formant une métapopulation (Robinson et Quinn, 1992). Dans ce cas, on fait l'hypothèse qu'un gradient de morcellement à travers le paysage permet à toutes les espèces de trouver le niveau qui leur convient.

Un tel gradient de morcellement correspond à un paysage théorique formé par un pôle forestier et un pôle agricole. Autour du pôle forestier se trouvent des bois de grandes tailles, peu distants les uns des autres, formant des sources de dissémination, alors que dans le pôle agricole, on trouve des bois petits éloignés les uns des autres. Entre ces deux extrêmes, le morcellement s'échelonne suivant plusieurs niveaux. Ce type de paysage s'observe assez fréquemment dans nos régions où les activités sont souvent polarisées (Forman et Godron, 1986).

Cette hypothèse de l'intérêt d'un gradient de morcellement pour le maintien durable d'une diversité biologique élevée a apparemment fait l'objet de peu d'études particulières (voir par exemple Temple et Cary, 1988). La plupart des travaux s'intéressent à un seul niveau de morcellement. Si cette hypothèse est vérifiée, elle peut être utile pour évaluer des effets écologiques de projets d'aménagements et des boisements. Le projet est évalué selon qu'il va

vers une confortation du gradient de morcellement ou à son encontre. Par exemple, la création d'un grand massif dans une zone agricole (outre son incohérence agrono-mique) va à l'opposé du gradient. Elle n'a pas d'effet positif sur la biodiversité du paysage puisque les possibilités de colonisation du bois par des espèces forestières sont très réduites, alors qu'il a des effets négatifs sur les espèces de milieu ouvert (Harms et Opdam, 1990 ; Selman, 1993). Par contre, des petits bois, de peu d'intérêt pour leur diversité interne, peuvent trouver leur place et participer positivement à la biodiversité du paysage à condition qu'ils confortent le gradient de morcellement (Forman *et al.*, 1976).

Les outils modernes de gestion des informations spatialisées, associés à l'écologie du paysage, constituent sans aucun doute des éléments importants pour le succès d'une telle démarche (Campbell, 1990 ; Opdam, 1990 ; Selman, 1993). Des efforts de recherche sont nécessaires pour vérifier la validité de cette hypothèse et pour préciser les caractéristiques du gradient (longueur, "pente").

4.3. Des axes de recherches

A la lumière des données issues de la bibliographie, il nous semble que les besoins de recherche concernent 6 axes principaux.

La biologie des espèces. Les connaissances sur les exigences écologiques, l'éthologie, etc., des espèces ou de groupes fonctionnels sont très partielles, pourtant elles permettent de mieux comprendre l'action des facteurs qui influencent la biodiversité. La poursuite de ce travail de base paraît nécessaire pour progresser dans la gestion de la biodiversité.

Les méthodes d'étude des processus à l'échelle du paysage. L'échelle du paysage s'avère particulièrement pertinente pour expliquer des processus liés à la biodiversité, mais pour cela, il sera nécessaire de progresser dans la définition de méthodes communes d'analyse et de description. L'hypothèse concernant la capacité d'un gradient de morcellement à préserver la plus grande diversité du paysage est un thème concret qui peut s'inscrire dans cet axe.

Les interactions entre la biodiversité forestière et la biodiversité agricole. Les paysages de nos régions sont très hétérogènes et les interactions entre agriculture et forêt constituent une part importante des processus écologiques qui les animent. Ce domaine mériterait donc une approche particulière qui n'existe quasiment pas actuellement, hormis sur l'influence des haies.

L'impact des modes de gestions particuliers de la forêt paysanne sur la biodiversité. La forêt paysanne au sens large est très mal connue, pourtant elle occupe une grande place dans certaines de nos régions, parfois sous forme de haies. Il semble donc qu'un effort de description de ses modes de gestion soit un préalable nécessaire pour l'intégrer dans des démarches de gestion de la biodiversité.

La biodiversité en tant que facteur économique. La gestion de la biodiversité ne se limite pas à des actions conservatoires, la biodiversité anime des processus qui peuvent jouer des rôles capitaux pour certaines fonctions, dont des activités économiques (production, protection phytosanitaire, tourisme, etc.). Ces aspects mériteraient sans doute une attention particulière.

Les relations entre la gestion conservatoire de la biodiversité et d'autres fonctions de la forêt (production, esthétique, chasse, etc.). La société demande à la forêt de remplir de nombreuses fonctions que l'on cherche à concilier. Certaines incompatibilités apparentes génèrent des conflits que l'on peut tenter de résoudre en comprenant mieux comment ces différentes fonctions interagissent.

Il nous paraît souhaitable d'articuler les travaux de recherche associés à ces thèmes sur quelques sites bien identifiés afin de simplifier l'accès aux informations, de pouvoir les recouper aisément et d'utiliser des protocoles qui soient compatibles et qui permettent des comparaisons. C'est la démarche qui a été adoptée par l'URSAD de Toulouse.

Remerciements

Nous remercions Danièle Caste qui a rassemblé une grande partie des publications citées et l'association Solagro pour son aide. Ce travail était soutenu financièrement par le Conseil Régional de Midi-Pyrénées.

Bibliographie

Anderson M.A. et Buckley G.P., 1991. Managing edge vegetation. *In* : Ferris-Kaan, R. (Ed.) : *Edge management in woodlands.* Forestry Commission, pp. 5-10.

Andren H., Angelstam P., Lindstrom E. et Widen P., 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation : an experiment. *Oikos.* 45:273-277.

Askins R.A. et Philbrick M.J., 1987. Effects of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bull.,* 99:7-21.

Askins R.A., Philbrick M.J. et Sugeno D.S., 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biol. Conserv.,* 39:129-152.

Avery M.I., 1989. Effects of upland afforestation on some birds of the adjacent moorlands. *J. Appl. Ecol.,* 26(3):957-966.

Balent G. et Courtiade B., 1992. Modelling bird communities/landscape pattern relationships in a rural area of south western France. *Landscape Ecology.* 6(3):195-211.

Barkham J.P., 1992. The effects of coppicing and neglect on the performance of the perennial ground flora. *In :* Buckley, G.P. (Ed.) *Ecology and management of Coppice Woodlands.* Chapman & Hall, pp.115-146.

Baudry J. et Merriam H.G., 1987. Connectivity and connectedness : functional versus structural patterns in landscapes. *In* : Schreiber K.F.(Ed.) : Connectivity in Landscape Ecology. Proc 2nd Int.Seminar IALE, pp. 23-28,.

Bennett A.F., 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology,* 4(2-3):109-122.

Bibby C.J., Phillips B.N. et Seddon A.J.E., 1985. Birds of restocked conifer plantations in Wales. *J. Appl. Ecol.*, 22:619-633.

Blake J.G., 1987. Species-area relationships of winter residents in isolated woodlots. *Wilson Bull.* 99:243-252.

Blake J.G., 1991. Nested subsets and the distribution of birds on isolated woodlots. *Conserv. Biol.,* 5(1):58-66.

Blandin P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. d'Ecologie* 17(4):215-307,.

Blondel J., Ferry C. et Frochot B., 1973. Avifaune et végétation. Essai d'analyse de la diversité. *Alauda* 41(1-2):63-84,.

Bradshaw F.J., 1992. Quantifying edge effect and patch size for multiple-use sylviculture -a discussion paper. *For. Ecol. Manage.,* 48(3-4):249-264.

Burgess R.L. et Sharpe D.M., (Eds.) 1981. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. New-York. Springer-Verlag. 320 pages.

Burton P.J., Balisky A.C., Coward L.P., Cumming S.G. et Kneeshaw D.D., 1992. The value of managing for biodiversity. *For. Chron.,* 68(2):225-237.

Campbell D., 1990. Forestry and environment. A balanced approach for the 1990s. *Scott. For.,* 44(3):173-185.

Cancela da Fonseca J.P., 1980. Le concept de diversité, le chevauchement des niches écologiques et l'organisation des systèmes écologiques. *Acta Oecol.-Oecol. Gener.,* 1(3):293-305.

Collectif., 1981. Le traitement des lisières. *Cahier de la cellule Paysage et Aménagement rural. Le zonage agriculture forêt.* 1:37-46.

Crow T.R., 1989. Biological diversity and sylvicultural systems. *In* : *Silvicultural challenges and opportunities in the 1990s.* Proc. of the Nat. Silv. Workshop. Washington D.C. US Department of Agriculture and Forest Service, pp. 180-185.

Crow T.R., 1991. Landscape ecology: the big picture approach to ressource management. *In :* Decker D.J. (Ed.) *Challenges in the conservation of biological ressources: a practioner's guide.* Westview Press. pp. 55-65.

Curry G.N., 1991. The influence of proximity to plantation edge on diversity and abundance of bird species in an exotic pine plantation in north eastern New south Wales. *Wildl. Res.,* 18(3):299-314.

Dabrowska-Prot E., 1991. The role of forest islands in the shaping of the structure and functioning of the entomofauna in an agricultural landscape. *Ekologia Polska,* 39(4):481-516.

De Graaf R.M., 1992. Effects of even-aged management on forest birds at northern hardwood stand interfaces. *For. Ecol. Manage.,* 47(1-4):95-110.

DERF., 1993. Définition d'un politique nationale de prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière. Ministère de l'agriculture et de la forêt. Circulaire N°3002.

DERF., 1994. La gestion durable des forêts françaises. Ministère de l'agriculture et de la forêt. Paris. 76 pages.

Di Castri F. et Younes T., 1990. Fonction de la diversité biologique au sein de l'écosystème. *Acta Oecol.-Oecol. Gener.,* 11(3):430-444.

Duelli P., Studer M. et Marchand I., 1989. The influence of the surroundings on arthropod diversity in maize fields. *Acta Phytopathol. Entomol. Hung.,* 24(1-2):169-171.

Dunn C.P., Sharpe D.M., Gunterspergen G.R., Stearns F. et Yang Z., 1991. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. *In* Turner and Gardner (Eds.) *Quantitative methods in landscape ecology.* Springer-Verlag : pp. 173-198.

Evans M.N. et Barkham J.P., 1992. Coppicing and natural disturbance in temperate woodlands -a review. *In* : Buckley, G.P. (Ed.) : *Ecology and management of coppice woodlands.* London, UK:Chapman & Hall, pp. 79-98.

Evans J. et Hibberd B.G., 1990. Managing to diversify forests. *Arboricult. J.,* 14(4):373-378.

Fahrig L. et Merriam G., 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology,* 66(6):1762-1768.

Ferris-Kaan R. (Ed.), 1991. Edge management in woodlands. Forestry Commission, 70 pages.

Ferry C. et Frochot B., 1990. Bird communities of the forests of Burgundy and the Jura. *In* : Keast, A. (Ed.) *Biogeography and ecology of forest bird communities.* La Hague, SPB Academy. Publisher, pp. 183-195.

Forman R.T.T., 1988. Landscape ecology plans for managing forests. *Proc. Am. Soc. Forest.,* Bethesda, Maryland. pp. 131-135.

Forman R.T.T., 1990. Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration. *In* : Zonneveld and Forman (Eds.) *Changing landscapes: ecological perspective.* Springer-Verlag : pp. 261-278.

Forman R.T.T. et Godron M., 1986. *Landscape Ecology.* New york. John Wiley & sons, 610 pages.

Forman R.T.T., Galli A.E. et Leck C.F., 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. *Oecologia,* 26:1-8.

Franklin J.F., 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. *In :* Wilson, E.O. and Peter, F. (Eds) *Biodiversity.* Washington, DC. Natural Academy Press, pp. 166-175.

Franklin J.F. et Forman T.T., 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology,* 1:5-18.

Franklin J.F., Perry D.A., Schowalter T.D., Harmon,M.E., McKee,A. et Spies, T.A., 1989. Importance of ecological diversity in maintaining long-term site productivity. *In Maintaining long-term production of Pacific North West forest Ecosystems.* Portland. Timber Press, pp. 82-97.

Fuller R.J., 1990. Responses of birds to lowland management in Britain: Opportunities for integrating conservation with forestry. *Sitta.* 4:39-50.

Fuller R.J., 1992. Effects of coppice management on woodland breeding birds. *In :* Buckley G.P. (Ed.) *Ecology and Management of Coppice Woodlands.* Chapman & Hall, pp. 169-192.

Fuller R.J. et Warren M.S., 1991. Conservation in ancient and modern woodlands responses of fauna to edges and rotations. *In :* Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. and Morris, M.G. (Eds.) *Scientific management of temperate communities for conservation.* Oxford. Blackwell scientific publications, pp. 445-471.

Galecka B., 1991. Importance of forest islands for inhabiting of agricultural landscape by coccinellids. *Ekologia Polska,* 39(4):561-577.

Goldsmith F.B., 1991. Coppicing- a conservation panacea? *In :* Buckley G.P. (Ed.) *Ecology and Management of Coppice Woodlands.* Chapman & Hall, pp. 306-312.

Greatorex-Davies J.N. et Marrs R.H., 1992. The quality of coppice woods as habitats for invertebrates. *In :* Buckley G.P. (Ed.) *Ecology and Management of Coppice Woodlands*. Chapman & Hall, pp. 271-296.

Gurnell J., Hicks MM. et Whitbread S., 1992. The effects of coppice management on small mammal populations. *In* Buckley G.P. (Ed.) *Ecology and Management of Coppice Woodlands*. Chapman & Hall, pp. 213-232.

Gustafson E.J. et Parker G.R., 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology,* 7(2):101-110.

Hansson L. et Angelstam P., 1991. Landscape ecology as a theorical basis for nature conservation. *Landscape Ecology,* 5(4):191-201.

Hansen A.J., Spies T.A., Swanson F.J. et Ohmann J.L., 1991. Conserving biodiversity in managed forests -Lessons from natural forests. *Bioscience,* 41(6):382-392.

Harms W.B. et Opdam P., 1990. Woods as habitat patches for birds: application in landscape planning in the Netherlands. *In* : Zonneveld, I.S. et Forman, R.T.T. (Eds.) *Changing landscapes: an ecological perspective*. New York, Springer-Verlag, pp. 73-97.

Harris L.D., 1984. *The fragmented forest: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. The University of Chicago Press, 211 pages.

Harris L.D., 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conserv. Biol.,* 2:330-332.

Hinsley S.A., Bellamy, P.E. et Newton, I., 1995. Bird species turnover and stochastic extinction in woodland fragments. *Ecography*. 18:41-50.

Henein K. et Merriam G., 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology,* 4(2-3):133-155.

Hof J.G. et Joyce L.A., 1992. Spatial optimization for wildlife and timber in managed forest ecosystems. *For. Sci.,* 38(3):489-508.

Joachim J. et Lauga J., 1996. Le pinson des arbres (*Fringilla coelebs*) une espèce modèle pour l'étude de la fragmentation des paysages forestiers du Grand Sud-Ouest. *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 29 : 53-66.

Kirby K.J., 1992. Accumulation of dead wood-A missing ingredient in coppicing ? *In :* Buckley G.P. (Ed.) *Ecology and Management of Coppice Woodlands*. Chapman & Hall, pp. 99-112.

Kolasa J. et Pickett S.T.A., 1989. Ecological systems and the concept of biological organization. *Proc. Nat. Acad. of Sci.,* USA. 86:8837-8841.

Krugman S.L., 1991. Biotechnology and biodiversity- the relationships. *For. Chron.,* 68(4):459-461.

Lauga J. et Joachim J., 1992. Modelling the effects of forest fragmentation on certain species of forest-breeding birds. *Landscape Ecology,* 6(3):183-193.

Lauga J., Joachim J. et Balent G., 1996. Construction d'un modèle d'habitat du Pinson des arbres en zone forestière et applications. *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 29 : 37-51.

Laurance W.F. et Yensen E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.,* 55(1):77-92.

Lemouzy C., 1993. *Relations entre biodiversité et morcellement de la forêt paysanne : l'exemple des coteaux de Gascogne.* Mémoire de DAA, Rennes, 62 pages.

Li H., Franklin J.F., Swanson F.J. et Spies T.A., 1993. Developing alternative forest cutting patterns: a simulation approach. *Landscape Ecology,* 8(1):63-75.

Luczak J., 1991. The role of forest islands in distribution and dynamics of the *araneae* communities. *Ekologia Polska,* 39(4):517-543.

Lynch J.F. et Whigham D.F., 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biol. Conserv.,* 28:287-324.

Machlis G.E., 1992. The contribution of sociology to biodiversity research and management. *Biol. Conserv.,* 62:161-170,.

Martin T.E., 1992. Landscape considerations for viable populations and biological diversity. *Trans. North Amer. Wildl. & Nat. Res. Conf.,* 57:283-291.

Mayle B.A., 1990. Habitat management for woodland bats. *For. Comm. Res. Inf. Note,* 165:1-4.

Milne B.T., 1988. Measuring the fractal geometry of landscapes. *Applied Mathematics and computation,* 27:67-79.

Milne B.T., 1991. The utility of fractal geometry in landscape design. *Landscape and urban planning,* 21:81-90.

Milne B.T., 1992. Spatial aggregation and neutral models in fractal landscapes. *Am. Nat.,* 139(1):32-57.

Moss D., 1979. Even-aged plantations as a habitat for birds. *In :* Ford (Ed.) *Ecology of Even-aged forest plantations.* Institute of Terrestrial Ecology of Cambridge, pp. 413-427.

Noss R.F., 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience,* 33:700-706.

Noss R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conserv. Biol.,* 4(4):355-364.

O'Connell M.A. et Noss R.F., 1992. Private land management for biodiversity conservation. *Environ. Manage.,* 16(4):435-450.

Opdam P., 1990. Dispersal in a fragmented populations: The key to survival. *In :* Bunce and Howard (Eds.) *Species dispersal in agricultural Habitat.* Institute of Terrestrial Ecology, pp. 3-17.

Opdam P., 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: A review of holartic breeding bird studies. *Landscape Ecology,* 5(2):93-106.

Opdam P., Rijsdijk G. et Husting F., 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biol. Conserv.,* 34:333-352.

Opdam P., van Apeldoorn R., Schotman A. et Kalkhoven J., 1993. Population responses to landscape fragmentation. *In :* Vos. C.C. and Opdam P. (Eds.) *Landscape ecology of a stressed environment.* London. Chapman & Hall, pp. 147-171.

Palmer M.W., 1992. The coexistence of species in fractal landscapes. *Am. Nat.,* 139(2):375-397.

Paoletti M.G. et Pimentel D., (Eds.) 1992. Biotic diversity in agroecosystems. Elsevier. 356 pages.

Pépin D., 1985. Paysages agricoles et populations de lièvres en zone de grande culture. *XVIIth Congress of IUGB.* Brussels, Sept 17-21 : pp. 553-560.

Peterken G.F., 1992. Coppices in the lowland landscape. *In :* Buckley G.P. (Ed.) *Ecology and Management of Coppice Woodlands.* Chapman & Hall, pp. 3-17.

Peterken G.F., 1993. Long-term floristic development of woodland on former agricultural land in Lincolnshire, England. *In*: Watkins, C. (Ed.) *Ecological effects of afforestation. Studies in the history and ecology of afforestation in western Europe.* Oxon, UK:CAB International, pp. 31-43.

Probst J.R. et Crow T.R., 1991. Integrating biological diversity and resource management: an essential approach to productive, sustainable ecosystems. *J. Forestry,* 89(2):12-17.

Robbins C.S., Dawson D.K. et Dowell B.A., 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle atlantic states. *Wildl. Monog.,* 103:1-34.

Robertson P.A., 1990. Woodland management for pheasants. *For. Comm. Res. Info. Note,* 194:1-3

Robinson G.R. et Quinn J.F., 1992. Habitat fragmentation, species diversity, extinction, and design of nature reserves. *Appl. Pop. Biol.,* 67:223-248.

Saunders D.A., Hobbs R.J. et Margules C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conserv. Biol.,* 5(1):18-32.

Saunders D.A., Hobbs R.J. et Ehrlich P., (Eds.) 1993. Reconstruction of fragmented ecosystems. Surrey Beatty & Sons, Australie. 326 Pages.

Selman P., 1993. Landscape ecology and countryside planning: vision, theory and practice. *J. Rural Stud.,* 9(1):1-21.

Selman P. et Doar N., 1992. An investigation of the potential for landscape ecology to act as a basis for rural land use plans. *J. Environ. Manage.,* 35(4):281-300.

Sharitz R.R., Boring L.R., Vanlear D.H. et Pinder J.E., 1992. Integrating ecological concepts with natural resource management of southern forests. *Ecol. Appl.,* 2(3):226-237.

Shmida A. et Wilson M.V., 1985. Biological determinants of species diversity. *J. Biog.,* 12:1-20.

Speight M.C.D., 1989. Les invertébrés saproxyliques et leur conservation. *Nature and environment.* Gland. Conseil de l'Europe. Serie 42.

Spellerberg I.F., 1991. Biogeographical basis of conservation. *In* Spellerberg, I.F., Goldsmith, F.B. and Morris, M.G. (Eds.) *Scientific management for temperate communities for conservation.* Blackwell scientific publications, pp. 293-322.

Temple S.A. et Cary J.R., 1988. Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.,* 2:340-347.

Templeton A.R, Shaw K., Routman E. et Davis S.K., 1990. The genetic consequences of habitat fragmentation. *Ann. Missouri Bot. Gard.,* 77:13-27.

Urban D.L., O'Neil R.V. et Shugart H.H., 1987. Landscape Ecology. *BioScience,* 37(2):119-127.

Usher M.B., Brown A.C. et Bedford S.E., 1992. Plant species richness in farm woodlands. *Forestry (Oxf.),* 65(1):1-13.

Walker B.H., 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conserv. Biol.,* 6(1):18-23.

Warren M.S. et Thomas J.A., 1992. Butterfly responses to coppicing. *In* Buckley G.P. (Ed.) *Ecology and Management of Coppice Woodlands.* Chapman & Hall, pp. 249-270.

Wilcox B.A. et Murphy D.D., 1985. Conserv. Biol.: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.,* 125:879-887.

Williams B.L. et Marcot B.G., 1991. Use of biodiversity indicators for analyzing and managing forest landscapes. *Trans. N. Am. Wildl. & Nat. Res. Conf.,* 56:613-627

Wright M., 1991. The role and implication of irregular forestry in Britain. *Scott. For.* 45(1):13-27.

Yahner R., 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conserv. Biol.,* 2:333-339.

Et. Rech. Syst. Agraires Dév., 29 : 37-51

Construction d'un modèle d'habitat du Pinson des arbres (*Fringilla coelebs* L.) en zone forestière et applications

Jacques LAUGA*
Jean JOACHIM
Gérard BALENT

*UMR 9964, Ecologie Terrestre, Université Toulouse III, 31062 Toulouse Cedex.

Résumé

Le but de cette étude était de construire un modèle d'habitat du Pinson (*Fringilla coelebs*) en zone forestière dans le sud-ouest de la France. La faible couverture forestière de la région et son morcellement laissaient supposer une structuration possible de la population régionale de Pinsons en *métapopulations* au sens de Levins. La construction d'un modèle d'habitat devait aider à identifier les noyaux isolés de populations.

La couverture forestière de la zone étudiée (2327 km^2) a été extraite d'une scène Landsat MSS et ramenée à une grille finale de 5865 quadrats de 650 mètres de côté chacun. Pour chaque quadrat une mesure locale combinant la couverture forestière et sa fragmentation a été calculée : l'Indice Forestier, I.F. Un plan d'échantillonnage sur 556 quadrats a été ensuite défini. Il a permis de recenser le statut (présence/absence) de l'espèce durant la saison de reproduction.

Une carte d'incidence a été ensuite établie sur l'ensemble de la zone, reliant l'IF de chaque quadrat à la probabilité de rencontre de l'espèce.

La recherche du seuil optimal de décision sur la série continue de probabilité a été réalisée par l'analyse de la courbe R.O.C. Une fois ce seuil optimal déterminé, la zone a été partagée en deux ensembles : l'un de présence probable de l'espèce, l'autre d'absence probable. Cinq foyers de présence, convexes et isolés, ont été déterminés. Ces résultats ont permis de guider la suite de l'échantillonnage en vue d'éprouver l'hypothèse d'une structuration en métapopulations.

Mots clés : modèle d'habitat, oiseaux, fragmentation forestière, incidence.

Abstract

Building a model of Chaffinch habitat in forested areas ; some applications. *The aim of this study was to develop a model of Chaffinch (Fringilla coelebs) habitat in forested areas of south western France. Due to poor forest cover and forest fragmentation it was assumed that Chaffinch populations were structured in "metapopulations" according to Levins's concept. It was hypothesized that building a species-habitat model would help identify the different patches where local/isolated populations could be found.*

The forest cover of the study area (2327 sq. km) was extracted from a Landsat MSS scene and then superimposed on a grid of 5865 square quadrats, each 650m wide. For each quadrat a local measure combining forest cover and forest fragmentation was computed (I.F., standing for Indice Forestier). A sampling scheme of 556 quadrats was next defined on the area, and the status of the Chaffinch (Present/Not present) was assessed on each during the reproductive season.

An incidence map was then computed on the area, linking the IF of each quadrat to the probability of finding the species.

The optimal decision-threshold on the continuous range of probability was found using R.O.C. methodology. Once it had been determined, the area was divided into zones where the Chaffinch was likely to be present from zones where it was likely to be absent. Five convex and isolated zones of presence were found. These results were in turn used for conducting further studies aimed at proving the metapopulation hypothesis.

Keywords: *species-habitat model, birds, forest fragmentation, incidence.*

1. Introduction

Le maintien durable de la biodiversité et des ressources renouvelables suppose de prévoir, qualitativement et quantitativement, les effets à long terme de la modification des habitats sur les espèces vivantes.

Idéalement la résolution de ces problèmes imposerait de connaître pour chaque espèce :

- les besoins en ressources,

- les réponses démographiques aux modifications de ces ressources,

- les effets induits par les successions naturelles dans l'habitat de l'espèce,

- les effets d'interaction entre ces ressources et d'autres facteurs externes (prédation, parasites, climat, etc.).

Ce cadre n'a de valeur qu'au plan théorique. Il est trop vaste pour être jamais complètement élucidé ; son seul mérite est de délimiter ce qui, dans l'idéal, devrait être connu des relations entre les espèces et leur habitat, pour permettre de comprendre, prédire et gérer la dynamique des espèces vivantes.

Opérationnellement le premier problème à résoudre est celui de l'identification et de la modélisation des besoins et des réponses des espèces à certains paramètres-clés de leur habitat.

Dans ce domaine les données sont très nombreuses : toutes les connaissances accumulées depuis des décennies sur la biologie des espèces sont dignes d'intérêt, mais elles ont été trop souvent recueillies de manière non coordonnée, sous forme descriptive ou seulement qualitative. La plupart d'entre elles sont faiblement utilisables dans une perspective quantitative et modélisatrice.

C'est vers le milieu des années 70 que des efforts coordonnés, visant à générer et à intégrer des informations chiffrées sur les espèces et leurs habitats apparaissent aux Etats-Unis. Même si les résultats obtenus n'ont pas toujours été à la hauteur des espérances (Thomas, 1986), le mérite de ces études a été de poser les problèmes, de montrer leur urgence et de déclencher, dans la communauté des biologistes, une série de tentatives et de recherches nouvelles.

Verner, Morrison et Ralph (1986), Nelson et Salwasser (1982) dressent un bilan de ces tentatives, qu'il est commode d'englober sous le terme général de *modèles d'habitat*.

Les modèles d'habitat visent à résoudre un même problème, mais par des voies souvent différentes. Ainsi rencontre-t-on "l'Habitat Suitability Index" ou SI (Fish and Wildlife Service 1981), "l'Habitat Capability model" ou HC model, (Hurley *et al.*, 1982) ; le "Pattern Recognition Model" ou PATREC (Williams *et al.*, 1978) ; le "Wildlife and Fish Habitat Relationships program" ou WFHR (Nelson et Salwasser, 1982) ; les "Habitat Evaluation Procedures" ou HEP (Schamberger et Farmer, 1978 ; Fish and Wildlife Service, 1980a, 1980b) pour ne citer que les principaux.

Quelle que soit la démarche adoptée, l'espèce étudiée ou le milieu considéré, le modèle d'habitat établit une relation quantitative entre une ou plusieurs variables indépendantes : les *variables d'habitat* et une variable dépendante : *la réponse de l'espèce*. Cette réponse n'est pas unique. Selon le but recherché elle pourra s'exprimer par une biomasse, une densité, un effectif, une probabilité de présence etc. pour ne citer que quelques exemples (Schamberger et O'Neil, 1986).

Construire et valider un modèle d'habitat est en définitive une tâche complexe qui n'échappe pas à certains arbitraires. Mais la méthode, malgré ses défauts, possède au moins quatre avantages :

- elle impose d'explorer aussi complètement que possible la biologie des espèces en vue d'identifier les principales variables d'habitat qui agissent sur la réponse considérée ;

- elle impose de planifier soigneusement l'échantillonnage ;

- elle permet d'examiner plusieurs types de liaisons fonctionnelles entre les variables d'habitat et la réponse ;

- enfin le modèle, une fois établi, peut être validé, *donc* réfuté.

Le but de ce chapitre est de montrer, sur un exemple précis, les étapes de construction d'un modèle d'habitat en milieu forestier.

L'espèce choisie est un passereau forestier commun, le Pinson des arbres (*Fringilla coelebs* L.) ; la réponse étudiée est la présence/absence ; la variable d'habitat considérée est la couverture forestière et son morcellement. On examinera une à une les différentes étapes de construction de ce modèle "simple" : les pièges et certains arbitraires apparaîtront plus nettement.

La construction d'un modèle d'habitat sur cette espèce de passereau forestier n'était pas gratuite. Le modèle, une fois établi, devait servir d'outil au sein d'une étude plus large concernant les rapports entre le morcellement forestier et l'apparition de métapopulations (Levins, 1969). On sait que la fragmentation, des habitats d'une espèce réduit la superficie des zones favorables, isole des populations distribuées en taches et augmente les probabilités d'extinction locale (Hanski et Gilpin, 1991 ; Gilpin et Hanski, 1991).

La mise en évidence de noyaux isolés de populations, au sein d'une zone géographique donnée, pouvait être obtenue en lui appliquant un modèle d'habitat de type présence/absence. Les noyaux, une fois révélés, guidaient le recueil de données en vue d'éprouver l'hypothèse de méta-population. Ce chapitre ne développera pas cet aspect de l'étude, il se concentrera uniquement sur la méthodologie de construction du modèle.

2. Zone étudiée, recueil des données relatives au morcellement forestier

La zone étudiée se situe au nord-ouest de l'agglomération toulousaine et dessine un rectangle de 53,5 sur 43,5 kilomètres, soit une superficie totale de 2327 km^2. La couverture forestière de cette région n'est que de 4% et se répartit en trois types de formations :

- Des massifs forestiers (plus de 1000 ha) localisés au nord (Buzet) et au sud Bouconne) de la zone. Les essences représentées sont principalement le chêne pédonculé, le charme et le frêne. Les conifères y sont peu nombreux et localisés.

- La ripisylve de la Garonne. Formée d'aulne à l'état spontané et de cultures de peupliers, elle coupe obliquement la zone selon une direction nord-ouest sud-est.

- Une mosaïque de bosquets aux superficies variées.

Pour être utilisables dans la construction d'un modèle d'habitat les données devaient être disponibles sous forme numérique. On a donc utilisé une image de la région prise par le satellite Landsat (scène # 214-029 du 30 juillet 1981) sur laquelle on a appliqué les méthodes classiques d'identification de la couverture forestière (Barrett et Curtis, 1976). A l'issue de ce traitement l'image est devenue binaire. Chaque élément (ou pixel) est classé "forêt" ou "non forêt".

Le pixel du satellite Landsat a une superficie au sol trop petite pour pouvoir y situer un plan d'échantillonnage. On a donc regroupé les pixels en quadrats de 650 mètres de côté sur l'ensemble de la zone étudiée. Le résultat obtenu se présente sous forme d'une grille de 85 x 65 = 5525 quadrats de 42 ha chacun. A cette échelle un plan d'échantillonnage peut être correctement situé sur la grille avec une erreur négligeable.

Les données disponibles sur chaque élément de la grille s'expriment en *pourcentage de couverture forestière*. Ces valeurs sont calculées d'après le nombre de pixels classés "forestiers" dans chacun des quadrats (figure 1).

Si la fragmentation forestière apparaît nettement sur cette carte, elle n'est pas mesurée pour autant. Chaque quadrat de la grille ne montre que ses caractéristiques propres. Mesurer la fragmentation exige davantage : il faut caractériser chaque quadrat par une mesure qui prenne en compte la couverture forestière des éléments voisins. Cette opération peut être réalisée par application d'un filtre de lissage à l'ensemble de la zone. Le filtre utilisé ici est de forme exponentielle.

Numérotons par i=0,1,2... N les N voisins d'un quadrat donné. L'indice i=0 représente le quadrat lui-même. Chacun des N voisins est situé à une distance moyenne d_i et présente une couverture forestière f_i.

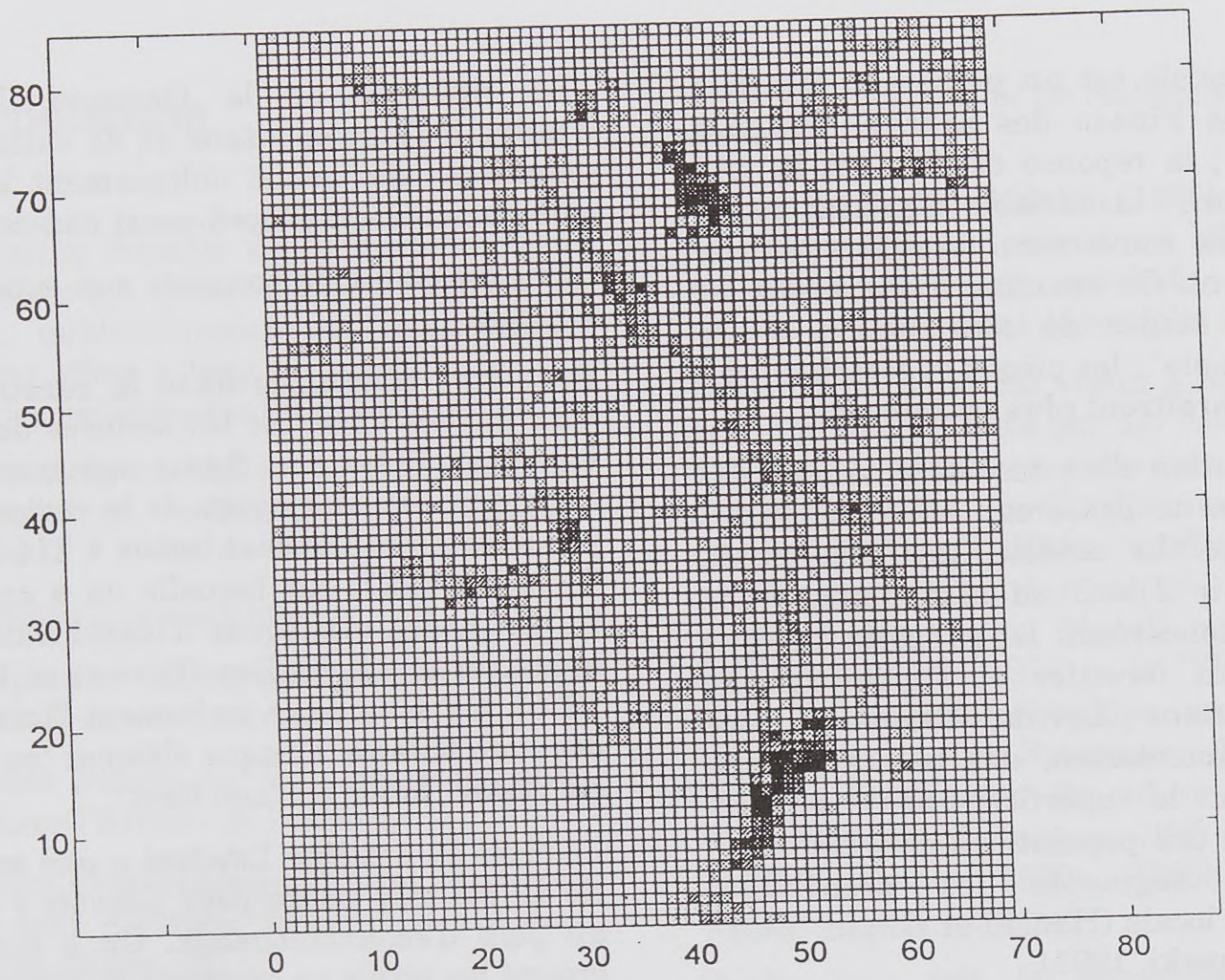


Figure 1 : Pourcentage de couverture forestière dans chacun des quadrats de la zone étudiée. Le codage est en niveaux de gris. Chaque quadrat mesure 650 mètres de côté et la superficie totale est de 2327 km^2. Deux grands massifs forestiers sont bien visibles : Bouconne au sud, Buzet au nord.

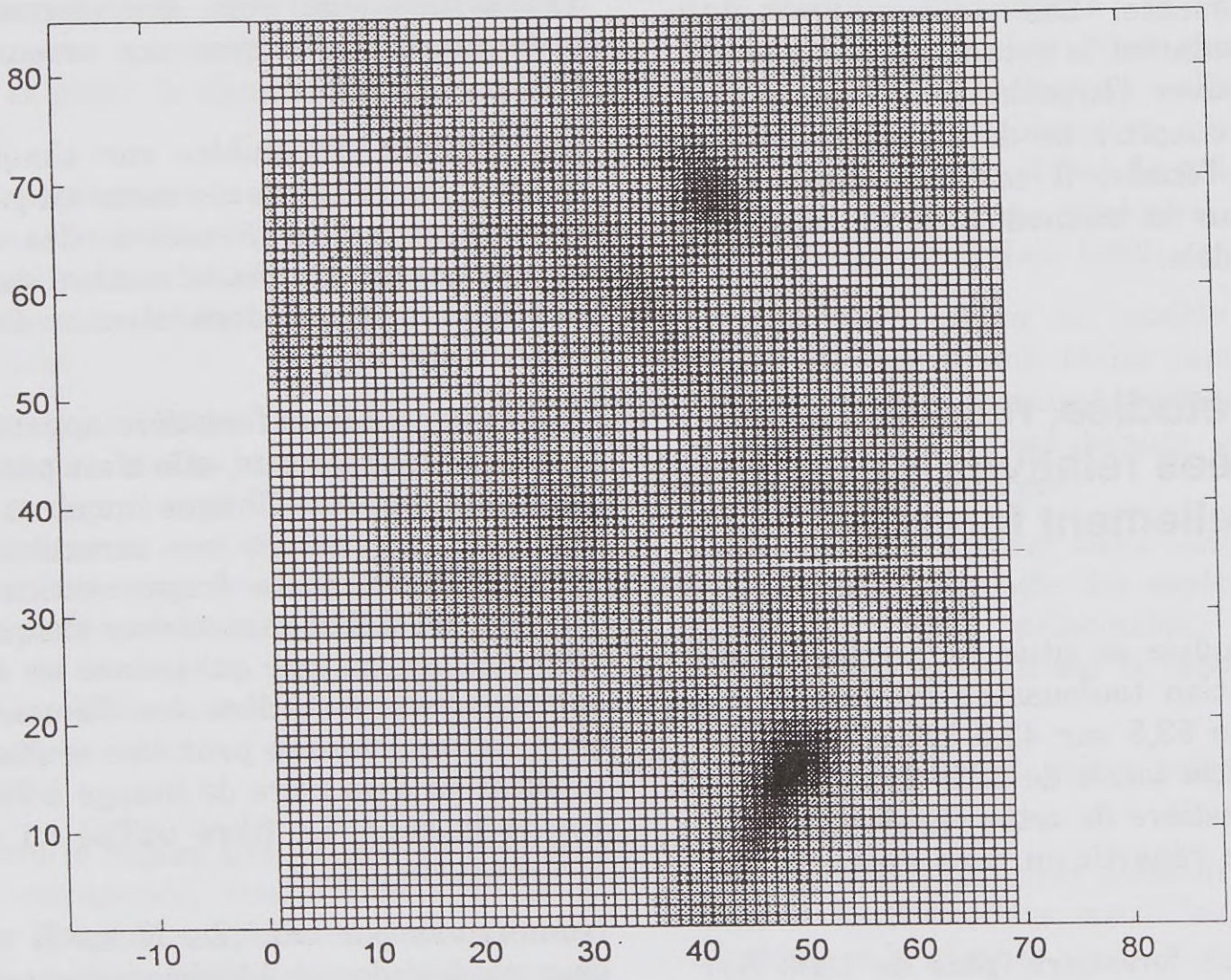


Figure 2 : Valeurs de l'Indice Forestier (IF) dans chacun des quadrats de la zone. Le codage est réalisé en niveaux de gris.

On caractérise alors chaque quadrat par la quantité suivante, nommée Indice Forestier (IF) :

$$IF = \sum_{i=0}^{N} f_i . e^{-\alpha \times d_i}$$

L'indice forestier intègre à la fois la couverture forestière et son morcellement. Mathématiquement l'opération est une "convolution discrète" ressemblant à un lissage des données (Lauga et Joachim, 1992). Le terme a, pris ici égal à 0,563 pondère la décroissance de la contribution d'un quadrat avec son éloignement. Le résultat obtenu (figure 2) est plus régularisé que celui de la seule mesure locale de couverture forestière. Les valeurs de l'IF ont été normées entre 0 et 100. Malgré leur ressemblance les figures 1 et 2 ne partagent qu'une assez faible proportion d'information commune. La corrélation entre les valeurs du pourcentage de couverture forestière (figure 1) et de l'IF (figure 2) pour les 5865 quadrats de la zone n'est que de r=0,759, soit un r^2 de 0,576 : la variance commune aux deux images est inférieure à 60%. C'est la preuve que la prise en compte du voisinage forestier d'un quadrat apporte une information propre.

Les données de la figure 2 constituent finalement la variable indépendante prise en compte dans la construction du modèle d'habitat. On voit *qu'il ne s'agit pas d'une donnée simple, mais au contraire d'une variable construite* qui s'efforce d'intégrer, au mieux, le facteur clé auquel semble réagir l'espèce.

3. L'échantillonnage

Echantillonner "correctement" un ensemble de 5865 quadrats posait une triple question : celle de l'effort à consentir, celle de la répartition spatiale des points-échantillons au sein de la zone prospectée, celle enfin de la stratification à respecter vis-à-vis de la variable d'habitat considérée, l'IF.

L'effort d'échantillonnage, c'est-à-dire son coût, ne peut se déterminer automatiquement en appliquant des formules simples (Snedecor et Cochran, 1980 ; Krebs, 1989). Il doit être proportionné à la variabilité du phénomène étudié et croît avec elle. Mais des facteurs externes comme le temps disponible le limitent vers le haut. On a considéré dans cette étude que l'effort consisterait à échantillonner 10 % de la population parente. Cette limite, en partie arbitraire, correspondait aux moyens mis à la disposition de l'étude. Au total 556 points d'écoute ont été réalisés sur l'ensemble de la zone, soit 9,48 % des 5865 quadrats.

La répartition spatiale des relevés-échantillons au sein de la zone (leur densité) devait être la plus homogène possible. Mais une stricte homogénéité, bien que concevable, aurait été dépourvue de sens. Placer des relevés au milieu de zones cultivées, privées de toute formation boisée, aurait conduit à gaspiller du temps et des ressources, plus rentables ailleurs. La répartition finalement adoptée a tendu à l'homogénéité sans l'atteindre complètement. Concrètement on n'a négligé aucun secteur boisé et la zone a été visitée sur l'ensemble de son étendue.

La stratification des relevés selon les valeurs de l'indice forestier posait un dernier problème. La figure 3 montre la répartition comparée des valeurs de l'IF dans les 5865 quadrats de la zone (A) et dans les 556 points-échantillons (B). Il apparaît que les relevés :

- ont privilégié les zones à faible IF (valeurs inférieures à 10) car elles sont majoritaires dans l'ensemble de la zone (N=188, 33,8%) ;

- ont largement exploré les quadrats d'IF faible, moyen ou peu élevé (classes 2 à 8 de l'histogramme, figure 3 B) car c'est précisément dans ce type de quadrats que l'incertitude sur la présence de l'espèce est la plus forte. Dans le problème analysé ici, une stratification rigoureuse de l'échantillonnage selon les valeurs de l'indice forestier aurait été dépourvue de sens. Elle aurait consisté à disposer la majorité des relevés (78%) dans les quadrats d'IF inférieur à 10, c'est-à-dire dans des zones où l'on est à peu près certain de ne jamais rencontrer l'espèce et à négliger les situations d'IF intermédiaire où l'incertitude sur la présence du Pinson est la plus grande. On reviendra sur ce point en conclusion.

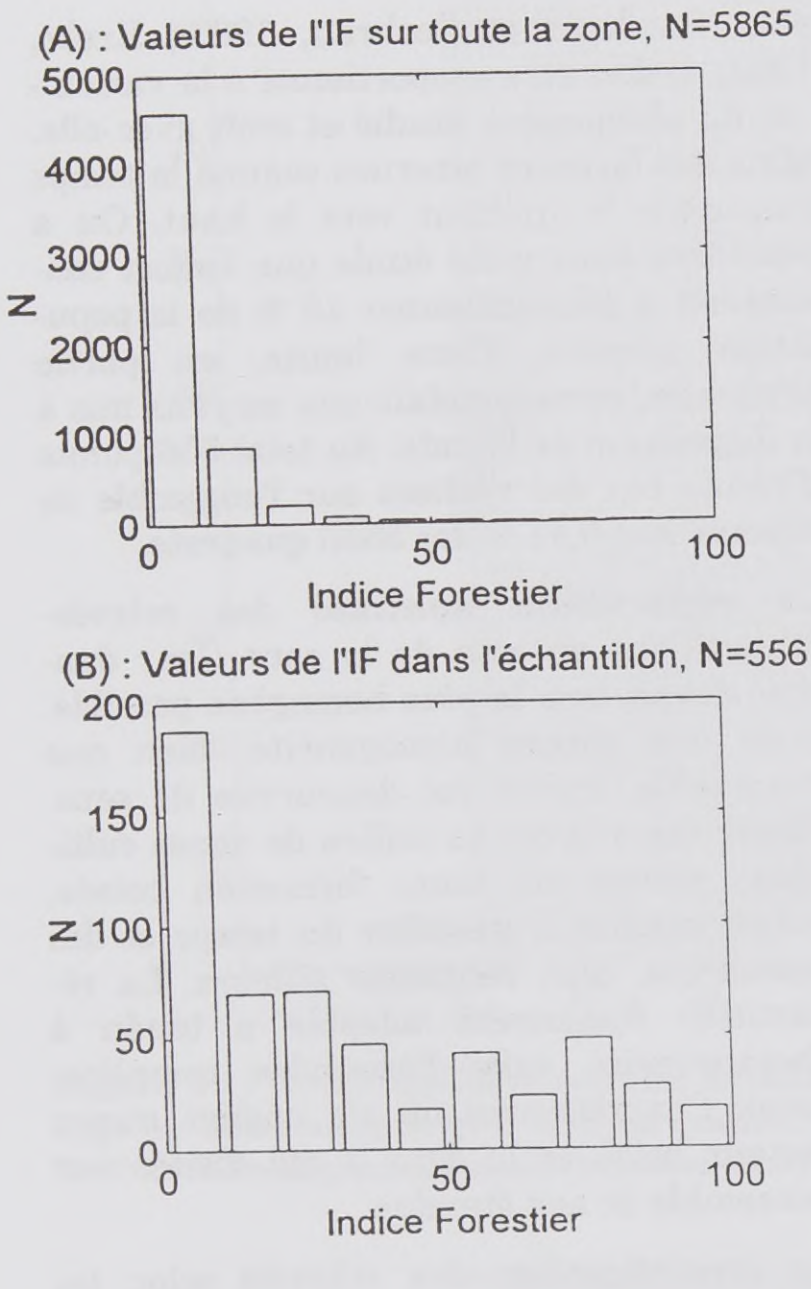


Figure 3 : Répartition des valeurs de l'Indice Forestier (IF) sur :
(A) l'ensemble de la zone étudiée (N=5865 quadrats) ;
(B) l'ensemble des points-échantillons (N=556).
L'IF est ramené à l'intervalle {0..100}.

A l'issue de la campagne de terrain, menée au printemps lorsque les couples sont cantonnés, on disposait donc de 556 relevés ornithologiques. Ils ont permis de contacter un total de 72 espèces. Le Pinson est reconnu dans 343 relevés (61,7%) et non reconnu dans 213. Bien que l'absence de contact ne prouve pas l'absence de l'espèce, on considérera dans la suite de ce travail que le Pinson est effectivement absent dans les 213 points où il n'a pas été reconnu.

Les données disponibles consistaient finalement en un tableau de 556 lignes et 2 colonnes, indiquant pour chacun des relevés : l'IF (valeurs de 1 à 100) et la présence ou l'absence du Pinson (valeurs 0 ou 1). C'est à partir de ce tableau qu'on se proposait de *construire un modèle probabiliste de rencontre* de l'espèce, interpolé à l'ensemble de la zone.

4. Le modèle d'incidence du Pinson

La notion d'incidence est empruntée à l'épidémiologie, et elle semble avoir été introduite en écologie par Diamond (Diamond, 1975 ; Gilpin et Diamond, 1981).

L'incidence est une probabilité de présence, elle-même fonction d'une ou plusieurs variables indépendantes à valeur explicative. Dans le cas le plus simple qui est aussi celui du Pinson, l'incidence est supposée être fonction d'une seule variable : l'indice forestier. En notant p l'incidence et x l'indice forestier on a donc :

$$p = f(x) \quad \text{avec} \quad 0 \le p \le 1 \quad \text{et} \quad 0 \le x \le 100 \quad (1)$$

f est la fonction d'incidence.

Les formes possibles de f sont en principe très nombreuses, mais en pratique on astreint f à :

a- être monotone croissante ou décroissante,

$$(\tfrac{df}{dx} \ge 0 \ \text{ ou } \tfrac{df}{dx} \le 0),$$

b- appartenir à des familles "connues". La famille des fonctions de type logistique est le plus souvent utilisée (Taylor, 1991) et c'est celle que l'on emploie ici. Mais d'autres formes sont également utilisables (Jongman, Ter Braak et Van Tongeren, 1987). On reviendra sur ce point en conclusion.

Ayant choisi le modèle logistique et supposant f croissante (ce qui traduit un accroissement de la probabilité de rencontre p avec l'augmentation de l'indice forestier x) l'équation (1) s'écrit :

$$p = \frac{e^x}{1+e^x} \qquad (2)$$

Telle quelle cette équation est inutilisable en raison de sa symétrie qui impose p=0,5 pour x=0. Deux paramètres permettront de l'adapter au problème posé et aux données disponibles. Ils reviennent à faire subir à

(2) un changement d'échelle (paramètre a) et de localisation (paramètre b) :

$$p = \frac{e^{ax+b}}{1+e^{ax+b}} \qquad (3)$$

Dans (3), p mesure une probabilité de présence du Pinson pour la valeur x de l'indice forestier. On montre aisément que son complément à 1, (1- p), ou probabilité d'absence s'écrit :

$$(1-p) = \frac{1}{1+e^{ax+b}} \qquad (4)$$

L'expression (4) est monotone décroissante.

Le problème revient donc à estimer les paramètres a et b dans (3) à partir du jeu de 556 relevés dont on dispose. C'est affaire de calcul numérique, mais avant tout de statistique car les méthodes ordinaires d'estimation par les moindres carrés sont ici en défaut. En effet, dans (3), p varie avec x. Au voisinage de x, p se comporte comme une variable de Bernouilli de variance $p.(1-p)$. La variance de la fonction étudiée n'est pas constante sur l'étendue des x. Elle passe par un maximum pour p = 0,5 comme le montre l'examen de la dérivée. Il faut donc estimer les paramètres a et b par d'autres méthodes. On utilise en général le maximum de vraisemblance. Les logiciels de statistique répandus comme SAS, BMDP (SAS 1989, Dixon 1990) et bien d'autres réalisent facilement ce type de calcul. En sortie chaque paramètre, outre sa valeur estimée, est assorti de sa variance asymptotique et fait l'objet d'un test de signification contre zéro qu'éprouve le c^2 de Wald.

Le modèle d'Incidence du Pinson sur notre échantillon s'écrit finalement :

$$p(x) = \frac{e^{0.004x-0.6763}}{1+e^{0.004x-0.6763}} \qquad (5)$$

Chacun des deux paramètres a et b est hautement significatif (Tableau 1).

Paramètre	Valeur	Ec. Type	Khi-2 de Wald	p
a	0.044	0.00483	83	<0.0001
b	-0.6763	0.1403	23	<0.0001

Tableau 1 : Résultat de l'ajustement d'un fonction logistique aux données de présence/absence du Pinson (N=556 points échantillons). Les deux paramètres a et b sont assortis d'un test de signification contre zéro. La courbe obtenue est représentée à la figure 4.

La fonction d'incidence, forme régularisée de probabilité de présence du Pinson selon les valeurs de l'Indice forestier, peut être calculée pour chacune des N=556 valeurs de l'échantillon (figure 4). L'augmentation de probabilité de rencontre de l'espèce avec les valeurs croissantes de l'IF est clairement mise en évidence sur ce graphique.

5. La carte d'Incidence du Pinson

Puisque (5) associe une probabilité de rencontre à toute valeur de l'Indice forestier x, de la même manière qu'on a calculé ces probabilités sur les 556 valeurs de l'échantillon, on peut les calculer sur les 5865 valeurs de la grille puis cartographier le résultat. Cette carte est représentée à la figure 5. On y a tracé les courbes de même probabilité de rencontre (d'iso incidence) entre les valeurs p=0,4 et p=0,9 par pas de 0,1. Les noyaux à fort Indice forestier se retrouvent évidemment sur cette carte. Mais on se rend compte que la ligne d'iso incidence p=0,4 les relie tous au sein d'un même ensemble. Autrement dit, au seuil de 0,4, on n'a affaire ici qu'à un bloc en complète continuité. Il n'y a pas, à ce seuil là, de morcellement en sous ensembles disjoints. Des noyaux disjoints n'apparaissent qu'au-delà de l'iso incidence 0,4, vers 0,5 et au-dessus.

La carte d'incidence est riche d'enseignements mais elle ne clôt pas le problème. Elle précise surtout des probabilités de présence et représente leurs variations dans l'espace. Ces probabilités évoluent continûment entre environ 0,3 et 0,95.

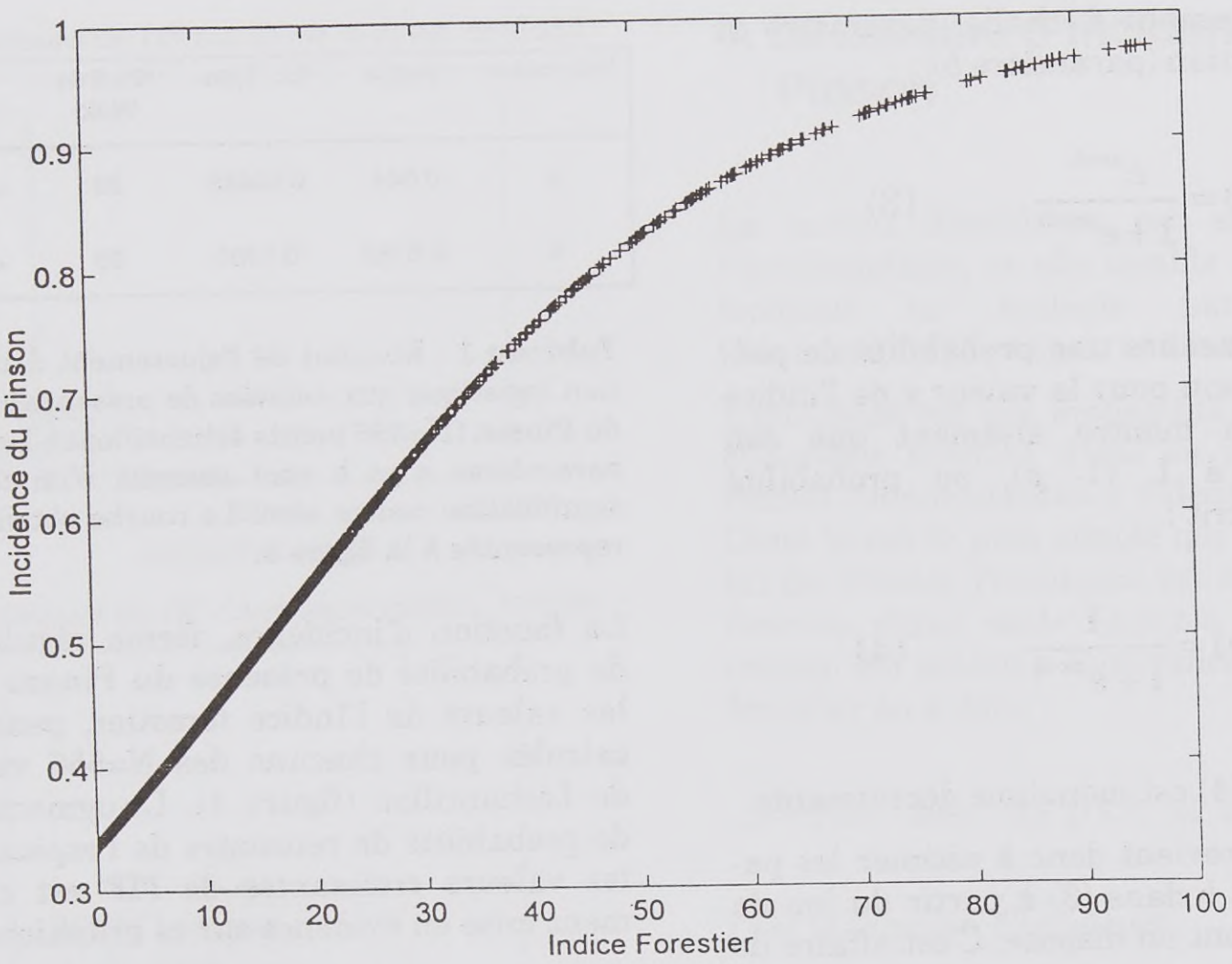


Figure 4 : Fonction d'Incidence du Pinson calculée à partir des 556 points échantillons. En ordonnées l'Incidence (probabilité de rencontre de l'espèce dans un quadrat), en abscisses l'Indice Forestier (IF) du quadrat. La courbe ajustée est de type logistique.

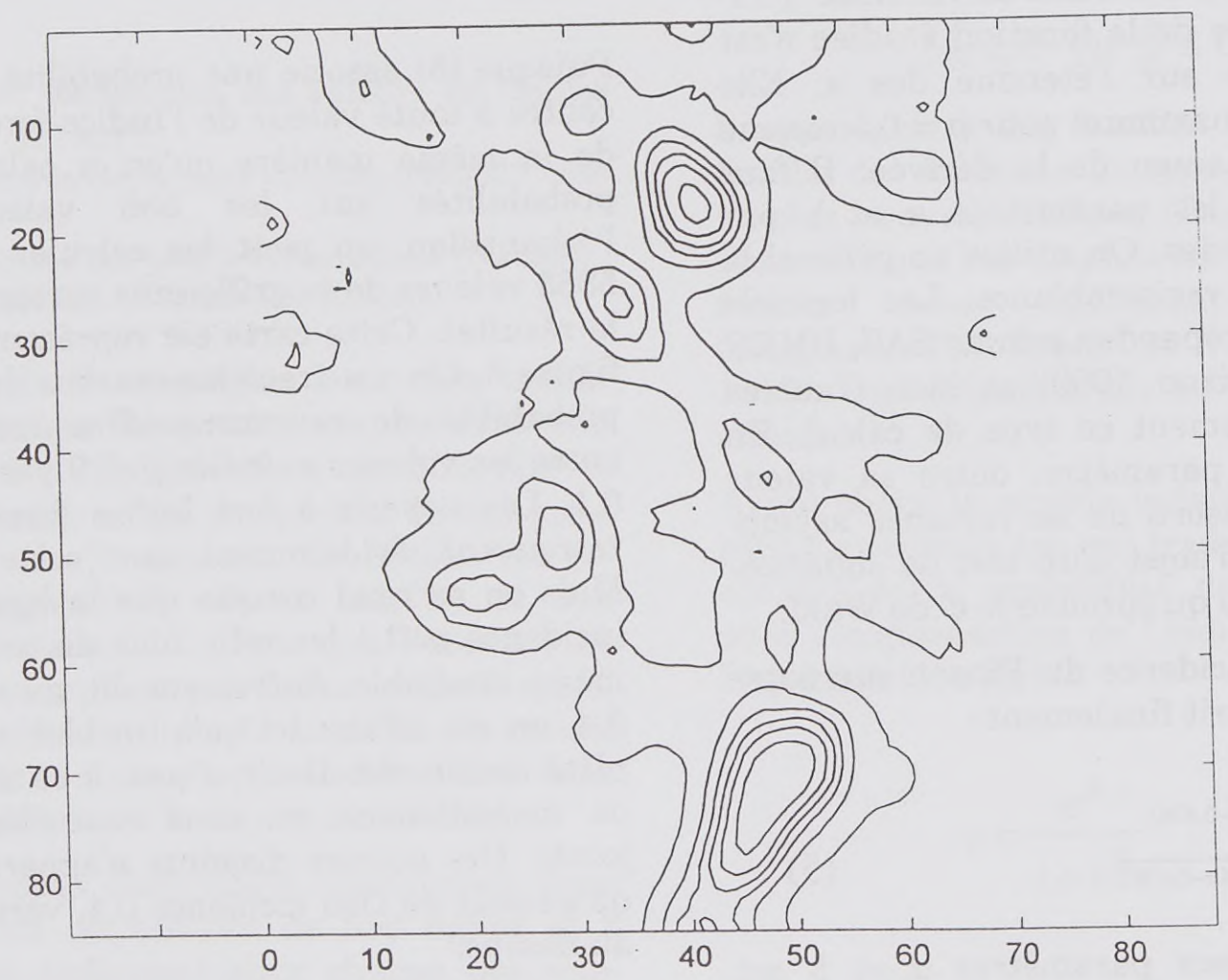


Figure 5 : Carte d'iso-incidence du Pinson sur l'ensemble de la zone étudiée. Les lignes d'iso-incidence sont tracées de 0,4 à 0,9 par pas de 0,1.

La question posée en introduction ne peut se satisfaire d'une réponse aussi graduée. Il faut à présent déterminer sur le continuum de probabilités 0,3....0,95 le "meilleur" seuil de décision, au sens statistique du terme, qui découpera la carte en deux types de zones : "Pinson déclaré présent", "Pinson déclaré absent".

6. Seuil de décision sur la fonction d'Incidence : la courbe R.O.C.

Le problème à résoudre consiste en ceci : étant donné une série continue des valeurs d'une variable (ici p), à quelle valeur particulière faut-il fixer le seuil de décision séparant les données en deux ensembles disjoints ? Une solution intuitive consisterait à considérer la valeur de p=0,5 comme seuil de décision. Ce n'est pas la meilleure, et le problème est plus compliqué qu'il n'y paraît.

Avant d'entrer dans des détails, examinons sur un exemple comment se présentent les données. Fixons un seuil de décision : par exemple p=0,7. Pour un point d'Incidence supérieure à 0,7 nous déciderons que le Pinson est présent sinon qu'il est absent. Confrontons les résultats obtenus en appliquant cette règle de décision aux 556 points échantillons (Tableau 2).

Appelant a, b, c, d les quatre cases de la table 2x2 obtenue, on voit qu'il est possible de calculer plusieurs grandeurs caractéristiques. La proportion de réponses correctes (a+d) / (a+b+c+d), ici égale à 0,66 est loin d'être la seule à prendre en compte, et ce n'est pas forcément la plus pertinente. Deux quantités supplémentaires, au moins, sont à prendre en considération pour déterminer la "valeur intrinsèque" de la décision :

- la sensibilité S. $S = a / (a+c)$

C'est le rapport du nombre de Pinsons correctement détectés (a) au nombre total de Pinsons présents dans l'échantillon (a+c).

- la spécificité s. $s = d / (d+b)$

C'est le rapport du nombre de Pinsons correctement déclarés absents (d) au nombre total de Pinsons "absents" (d+b).

Les deux valeurs de la sensibilité S et de la spécificité s sont directement dépendantes du seuil de décision. En effet, lorsqu'on élève la valeur de ce seuil (p=0,7...0,8...0,9) le nombre de Pinsons détectés (i.e. la sensibilité) diminue alors que le nombre de Pinsons déclarés absents (i.e. la spécificité) augmente. Il apparaît donc que toute modification du seuil améliore un des deux paramètres mais dégrade l'autre. Le seuil de décision "idéal" que l'on cherche consiste à trouver un bon compromis entre sensibilité et spécificité.

Une grandeur, dans notre échantillon, ne dépend toutefois pas du seuil : la proportion de Pinsons présents : 343/556 = 0,617. Cette valeur, pour une raison qu'on évoquera plus loin, est appelée prévalence. Il s'agit en fait, pour un point donné, de la probabilité *a priori* de présence du Pinson.

Ce type de problème est étudié depuis longtemps en statistique médicale, car il permet de fixer les seuils de décision pour le diagnostic d'une maladie à partir des valeurs d'une variable continue, comme les résultats d'un dosage. L'analogie avec le problème du Pinson est évidente. Ici il s'agit de préciser la valeur d'un dosage q qui décidera si le sujet est malade ou non, là il s'agit de fixer la valeur de l'Incidence p qui décidera si le Pinson est présent ou non. La notion de prévalence, vue plus haut, vient précisément de l'épidémiologie. La théorie statistique de cette question est celle des courbes R.O.C. (Receiver Operating Characteristics). Le lecteur trouvera dans Egan (1975) les détails théoriques -souvent complexes- de la méthode. On montrera simplement ici, et sans les justifier, les trois étapes de détermination du seuil optimal de décision.

1) On a vu que, selon les valeurs de ce seuil, sensibilité et spécificité évoluaient en sens inverse. Pour des raisons de commodité on souhaite disposer de grandeurs qui évoluent dans le même sens lorsqu'on déplace le seuil. On considérera donc la sensibilité S et le complément à 1 de la spécificité : (1-s). S et (1-s) croissent avec l'augmentation du seuil de décision.

Seuil de décision : 0,7

		Observe		
		Présent	Absent	Total
Calcule	Présent	170 (a)	18 (b)	188
	Absent	173 (c)	195 (d)	368
	Total	343	213	556

Correct	65,6 %
Sensibilité	0,49
Spécificité	0,91

Tableau 2 : Résultats obtenus après segmentation de l'échantillon (N=556) au seuil d'incidence p=0,7. Si l'incidence d'un quadrat est supérieure à 0,7, le Pinson est déclaré présent, sinon il est déclaré absent. La table 2x2 obtenue permet de calculer plusieurs grandeurs, dont la spécificité et la sensibilité, utilisées dans l'établissement de la courbe R.O.C.

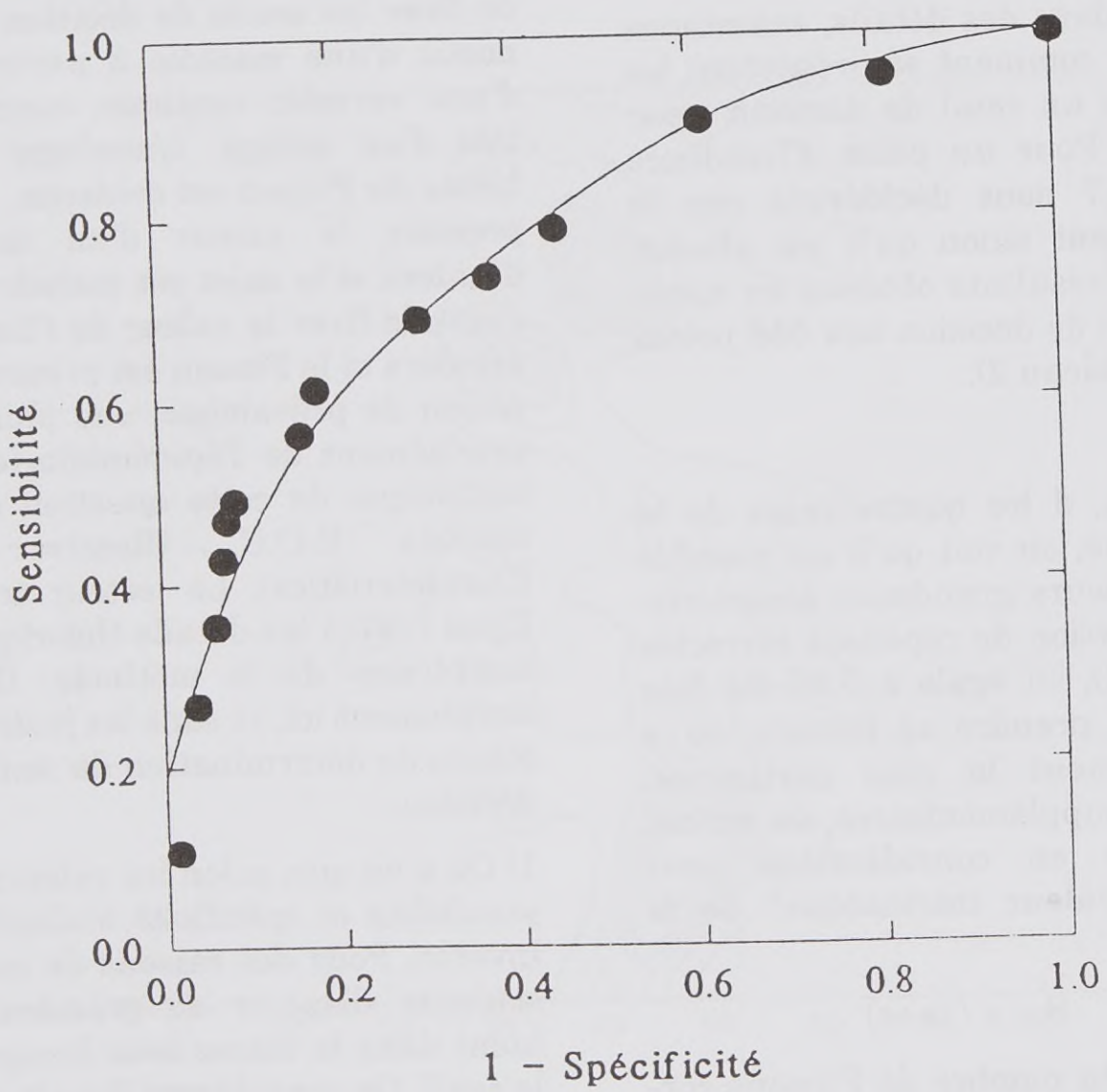


Figure 6 : Courbe R.O.C. de rencontre du Pinson sur l'ensemble des N=556 points échantillons. Quatorze seuils de décisions différents ont été étudiés. Chacun d'eux permet de calculer une spécificité et une sensibilité comme il est expliqué au tableau 2. La courbe d'interpolation est appelée courbe R.O.C. (Explications dans le texte).

2) Sur l'échantillon dont on dispose on fait régulièrement varier le seuil et l'on calcule les différentes valeurs correspondantes de S et (1-s). On représente la double série de points obtenus : c'est la courbe ROC (figure 6) . On voit qu'elle est monotone croissante.

3) La théorie montre que le seuil "idéal" est celui pour lequel la pente de la courbe ROC est égale à la prévalence. On adoptera donc comme seuil de décision celui pour lequel la pente de la figure 6 vaudra 0,617.

Comme on ne dispose, ici du moins, d'aucun modèle paramétrique plausible pour la courbe ROC, la détermination du seuil se réalise par interpolation graphique. La précision obtenue est suffisante.

Le seuil finalement obtenu vaut p= 0,46 (tableau 3).

Sans doute observera-t-on que la valeur obtenue n'est pas très éloignée de 0,5, la valeur "naïve" de décision évoquée plus haut. C'est un heureux hasard, elle aurait pu être nettement différente.

Il est maintenant possible de retracer la carte d'Incidence de la figure 5 en ne fixant qu'une seule ligne de contour : l'iso Incidence de 0,46.

Le résultat obtenu est représenté à la figure 7. Deux types de régions sont maintenant nettement distingués : "Pinson déclaré présent", "Pinson déclaré absent".

La détermination optimale du seuil de présence/absence du Pinson sur l'ensemble de la zone permet donc d'y reconnaître au moins *cinq* foyers probables de rencontre régulière de l'espèce, isolés les uns des autres (figure 7). La mise en évidence de ces foyers soutient l'hypothèse de départ, posée en introduction, celle d'une structuration régionale en métapopulations. Rappelons que ce résultat est obtenu avec un effort d'échantillonnage de 10% seulement de ce qu'aurait représenté le recensement exhaustif de la zone étudiée.

L'étape suivante est naturellement celle de la validation du modèle obtenu. Elle ne sera pas développée ici puisqu'elle fait l'objet d'un chapitre séparé de l'ouvrage (Joachim, *et al.*.). Il suffira de préciser seulement que l'examen des populations de Pinsons dans chacun des foyers reconnus sur la figure 7 permet d'y reconnaître des différences sensibles. Le marqueur utilisé est celui des variantes locales du chant (les "dialectes").

Le modèle d'habitat finalement obtenu répond à l'usage qu'on en attendait : fournir à partir de l'étude d'une variable-clé le système de répartition le plus probable de l'espèce sur toute la zone, par suite guider l'identification des noyaux de populations, isolés les uns des autres, où des divergences locales peuvent apparaître et se maintenir.

7. Conclusion

L'intérêt des modèles d'habitat n'est plus à démontrer (Verner, Morrison et Ralph, 1986). Leur usage est aujourd'hui intégré dans les démarches des scientifiques comme des gestionnaires. Pour autant les problèmes que soulèvent leur établissement, leur perfectionnement et leur usage ne sont pas complètement résolus. On évoquera, dans cette conclusion, les critiques adressées à la méthode.

Parmi les étapes de construction d'un modèle d'habitat, certaines jouent un rôle décisif en terme de crédibilité et de validité des résultats. On aura perçu sur l'exemple examiné ici que trois étapes au moins sont cruciales : le choix de la variable d'habitat, l'échantillonnage et le choix du mode de réponse de l'espèce.

Ramener la présence d'une espèce au résultat du jeu d'une seule variable d'habitat est évidemment trop réducteur. Une manière possible de contourner la difficulté et d'améliorer la capacité de prédiction des modèles consiste à prendre en compte plusieurs variables d'habitat et non une seule. Mais il existe au moins deux manières de procéder et aucun accord n'existe sur la supériorité de l'une par rapport à l'autre (Van Horne, 1986). On peut d'un côté, augmenter la capacité de prédiction des modèles d'habitat en étudiant davantage de sites, sur de plus longues périodes, c'est-à-dire en utilisant une stratégie extensive. Mais on peut aussi augmenter la capacité de prédiction du modèle à construire en examinant plus finement, sur un site donné, la biologie de l'espèce : la stratégie est ici intensive.

Seuil de décision : 0,46

		Observe		
		Présent	Absent	Total
Calcule	Présent	247 (a)	95 (b)	362
	Absent	76 (c)	118 (d)	194
	Total	343	213	556

Correct	69,2 %
Sensibilité	0,78
Spécificité	0,56

Tableau 3 : Résultat final de la segmentation des données au seuil d'incidence p=0,46. Ce seuil est déterminé par l'exploitation de la courbe R.O.C.. Il est optimal pour l'échantillon dont on dispose. (Explications dans le texte).

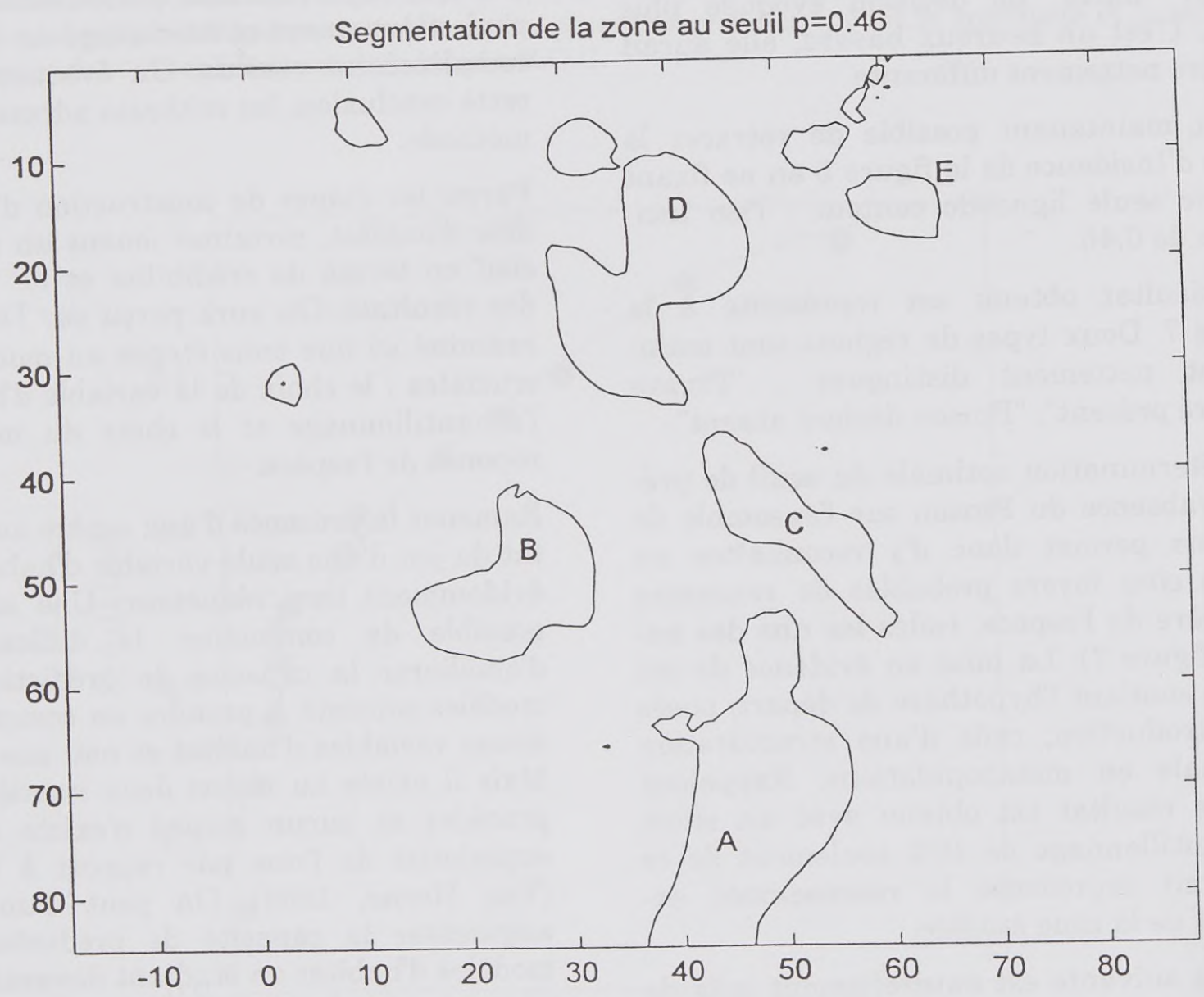


Figure 7 : Segmentation finale de la zone pour l'incidence p=0,46. Cette valeur de segmentation résulte de l'analyse de la courbe R.O.C. représentée à la figure 6. Les foyers potentiels de populations sont notés A, B, C, D, E.

Aucun consensus n'existe aujourd'hui sur la meilleure méthode à adopter et il est probable que la recherche d'une solution générale est dépourvue de sens. A notre point de vue, la construction d'un modèle d'habitat restera toujours la construction d'un modèle particulier, dans un cadre donné, à une échelle donnée, pour une espèce précise.

L'échantillonnage pose d'autres problèmes. La question du coût a été évoquée, on ne dira quelques mots que de la répartition des unités-échantillon. On a vu, sur l'exemple du Pinson, qu'une répartition de l'échantillonnage stratifiée selon la variable d'habitat aurait conduit au gaspillage des efforts. Il est plus habile d'adapter l'échantillonnage au problème posé, c'est-à-dire de sous-échantillonner les zones où l'on possède une quasi-certitude sur la présence ou l'absence de l'espèce et de sur-échantillonner là où l'incertitude est maximale.

Mais la détermination des zones à sur-échantillonner ... suppose de déjà connaître la répartition étudiée. Le problème est circulaire, il ne peut être résolu que par les méthodes statistiques classiques de l'échantillonnage en deux étapes. Un premier échantillon est constitué : son étude fournit une approximation. Cette approximation, à son tour, guide la suite de l'échantillonnage.

Quelles unités faut-il suréchantillonner ? Celles où l'incertitude sur la présence de l'espèce est maximale, donc autour de la probabilité p=0,5.

En effet la variance d'une épreuve de Bernouilli de paramètre p est proportionnelle à $p.(1-p)$: elle passe par un maximum pour p=0,5. C'est autour de cette valeur que l'information apportée par une unité d'échantillonnage sera la plus grande. En effet, l'information qui vaut :

$$p.\log(p).(1-p).\log(1-p),$$

passe également par un maximum pour p=0,5.

Le choix de l'équation de réponse de l'espèce à la (ou les) variable d'habitat est également un élément clé de la validité du modèle. On a utilisé ici l'équation logistique parce qu'elle montre une grande souplesse et, empiriquement, se comporte de manière satisfaisante. Mais d'autres modèles sont également utilisables et, en toute rigueur, le choix définitif de la relation utilisée devrait s'appuyer sur une étude comparée. Jongman, Ter Braak et Van Tongeren (1987) examinent différents modèles possibles souvent rencontrés en statistique. Mais en dehors des distributions classiquement rencontrées, on doit aussi envisager d'éprouver des équations *ad-hoc*, spécifiques au problème analysé : par exemple des modèles à seuil.

En définitive la construction d'un modèle d'habitat n'échappe pas à des arbitraires : choix de la variable considérée, échantillonnage, choix de l'équation de réponse.

Il n'est donc pas surprenant que dans certaines situations le résultat obtenu soit un échec. Hutchinson (1978), Carey (1984) ont examiné les raisons générales par lesquelles un modèle d'habitat ne répond pas aux attentes :

- la variable d'habitat est seulement corrélée au paramètre étudié sur l'espèce, elle n'a pas, directement, de valeur causale. Le modèle s'appuie alors uniquement sur des coïncidences et non sur des relations de cause à effet. Il est dépourvu de valeur générale et ne donne que de mauvaises prédictions.

- Les espèces migratrices sont sous l'influence de deux milieux . L'étude de l'un d'entre eux seulement, par exemple l'aire de nidification printanière pour un passereau, ignore les effets possibles de l'autre sur la démographie de l'espèce.

- L'influence des variations climatiques, qui est en général ignorée dans les modèles d'habitat.

- La répartition spatiale des espèces en taches ou en mosaïque peut entraîner de grandes variations locales d'abondance. Ces situations sont difficiles à échantillonner correctement.

- Les facteurs contrôlant la démographie d'une espèce peuvent varier sur la zone étudiée, surtout lorsqu'elle est étendue. En outre les interactions entre facteurs limitants peuvent avoir une grande influence sur la réponse que l'on modélise.

- Les phénomènes stochastiques (génétiques, démographiques, climatiques ou environnementaux au sens large) ne peuvent

être pris en compte, par définition, dans les modèles d'habitat.

Construire un modèle d'habitat *consiste en définitive à tenter l'impossible* : apporter une réponse simple à un problème complexe. Pour autant s'agit-il d'une approche simpliste des problèmes ? Nous pensons que non. Quels que soient leurs imperfections, leurs défauts et leur part d'arbitraire, les modèles d'habitat tentent de formaliser la réponse d'une espèce à des facteurs clés.

Leur part de réussite, même minime, est précieuse : un modèle approximatif vaut mieux que pas de modèle du tout . Leur part d'échec l'est tout autant : elle conduit à s'interroger sur la représentativité des données dont on dispose, sur la forme de la réponse et finalement invite à davantage étudier et à mieux connaître la biologie des espèces.

Bibliographie

Barrett E.C., Curtis L.F., 1976. Introduction to Environmental Remote sensing. Chapman and Hall, Londres.

Carey A.B., 1984. A critical look at the issue of species-habitat dependency. *In* : Proceedings of the 1983 Convention of the Society of American Foresters, Portland, Oregon. Society of American Foresters, Bethseda, MD, 346-351.

Diamond J.M., 1975. *In* : Cody M.L. et Diamond J.M. (eds), *Ecology and Evolution of Communities*, 342-444. Harvard University Press, Cambdridge, Massachussets.

Dixon W.J., Brown M.B., Engelman L., Jennrich R.I., 1990. BMDP Statistical Software Manual, Vol 2, University of California Press, Berkeley, Californie. 1385 pages.

Egan J.P., 1975. Signal Detection Theory and ROC analysis. Academic Press, New-York. 277 pages.

Fish and Wildlife Service, 1980 a. Habitat as a Basis for Environmental Assessment. Ecological Services Manual #101. US Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Division of Ecological Services. Gov. Printing Office, Washington. 28 pages.

Fish and Wildlife Service, 1980 b. Habitat Evaluation Procedures (HEP). Ecological Services Manual #102. US Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Division of Ecological Services. Gov. Printing Office, Washington. 84 pages.

Fish and Wildlife Service, 1981. Standards for the development of Suitability Index Models. Ecological Services Manual #102. US Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Division of Ecological Services. Gov. Printing Office, Washington. 68 pages.

Gilpin M., Diamond J.M., 1981. Immigration and extinction probabilities for individual species : relation to incidence function and species colonization curves. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 78 : 392-396.

Gilpin M., Hanski I. (eds.), 1991. Metapopulation dynamics : Empirical and Theoretical investigations. Academic Press, New-York. 336 pages.

Hanski I., Gilpin M., 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42,3-16.

Hurley J.F., Salwasser H., Shimamoto K., 1982. Fish and Wildlife habitat capability models and special habitat criteria. Cal-Neva Wildlife Transactions, 82 : 40-48.

Hutchinson G.E., 1978. An Introduction to Population Ecology. Yale University Press, New Haven CT. 260 pages.

Jongman R.H.G., Ter Braak J.F., Van Tongeren O.F.R., (eds) 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen. 299 pages.

Krebs C.J., 1989. Ecological Methodology. Harper Collins, New-York. 654 pages.

Lauga J., Joachim J., 1992. Modelling the effects of forest fragmentation on certain species of forest-breeding birds. *Landscape Ecology*, 6 : 183-193.

Levins R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15 : 237-240.

Nelson R.D., Salwasser H., 1982. The Forest Service Wildlife and Fish Habitat Relationship program. Transactions of The North American Wildlife and Natural Ressources Conference, 47: 174-183.

SAS Institute, 1989. SAS/STAT User's Guide, Version 6, 4° edition, Volume 2. Cary, NC. 846 p.

Schamberger M., **Farmer A.,** 1978. The habitat evaluation procedures: their application in project planning and impact evaluation. Transactions of the North American Wildlife and Natural Ressources Conference, 43: 274-283.

Schamberger M.L., **O'Neil L.J.**, 1986. Concepts and constraints of Habitat-Model Testing. *In* : Verner, Morrison et Ralph (eds), 1986, Wildlife 2000 : *Modeling habitat Realtionships of Terrestrial Vertebrates*, 5-11. University of Wisconsin Press.

Snedecor G.W., **Cochran W.G.**, 1980. Statistical methods. 7° edition. Iowa State University Press, Ames. 507 pages.

Taylor B., 1991. Investigating species incidence over habitat fragments of different areas - a look at error estimation. *Biological Journal of the Linnean Society,* 42: 177-191

Thomas J.W., 1982. Needs for and approaches to wildlife habitat assessment. Transactions of the North American Wildlife and Natural Ressources Conference, 47,35-46.

Thomas J.W., 1986.Wildlife-Habitat Modeling : Cheers, Fears and Introspection. *In* : Verner, Morrison et Ralph (eds), 1986, Wildlife 2000 : *Modeling habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*, xix-xxii. University of Wisconsin Press.

Van Horne B., 1986. When Habitats failed as Predictors : The Researcher's Viewpoint. *In* : Verner J., Morrison M.L., Ralph C.J. (eds), 1986. Wildlife 2000 : *Modeling habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press, 257-258.

Verner J., **Morrison M.L.**, **Ralph C.J.** (eds), 1986. Wildlife 2000 : Modeling habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates. University of Wisconsin Press, 470 pages.

Williams G.L., **Russel K.R.**, **Seitz W.K.**, 1978. Pattern recognition as a tool in the ecological analysis of habitat. *In* : Marmelstein A. (ed.) *Classification, Inventory and Analysis of Fish and Wildlife Habitat*, FWS/OBS-78/76, US Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Gov. Printing Office, Washington, 521-531.

Et. Rech. Syst. Agraires Dév., 29 : 53-66

Le Pinson des arbres (*Fringilla coelebs* L.), espèce modèle pour l'étude de la fragmentation des paysages forestiers du sud-ouest de la France

Jean JOACHIM*
Jacques LAUGA

*INRA-IRGM, BP 27, 31326 Castanet-Tolosan Cedex.

Résumé

Les dialectes locaux, décrits depuis longtemps chez le pinson des arbres, sont le reflet de l'isolement plus ou moins grand de certains groupes d'individus. La visualisation du fractionnement en sous-unités de population des pinsons vivant dans un secteur géographique donné peut donc être approchée par une cartographie dialectale régionale. Un modèle d'occurrence du pinson a servi de base à l'échantillonnage du Grand Sud-Ouest français, vaste région de 150 000 km^2. Un secteur central de 4 000 km2, fortement déboisé, a fait l'objet d'un échantillonnage plus serré. Un regroupement en classes par des méthodes de classification hiérarchique, suivi d'une analyse discriminante quadratique sur les chants numérisés, ont permis une différenciation dialectale assez précise dans les deux secteurs. Noyaux principaux et secondaires, avec leurs affinités, sont ainsi cartographiés. Un dialecte peut être utilisé comme marqueur, en vue d'un suivi de population.

Mots Clés : pinson, acoustique, dialectes, métapopulations, fragmentation.

Abstract

The chaffinch (Fringilla coelebs* L.) *as a model species in studying fragmentation of forested landscapes in southwestern France. *Numerous local dialects are described for the chaffinch. They result from cultural evolution in more or less isolated populations. Thus, mapping of the different dialects recorded in a given area more or less reflects the fragmentation of its population. A computer generated model of chaffinch occurrence, based on forest cover, guided our sampling of a large region (150 000 km^2) in southwestern France. Hierarchical clustering and quadratic discriminant analysis on digitized songs allowed to discriminate between the regional dialects. Main and secondary dialect nucleuses could thus be mapped. As a result, dialect appears to be a useful indicator in population monitoring.*

Keywords: *chaffinch, acoustics, dialects, metapopulations, fragmentation.*

1. Introduction, problèmes abordés

La déjà vieille théorie de l'équilibre dynamique (McArthur & Wilson, 1967) postula que le nombre d'espèces présentes dans les îles se situe à l'intersection des courbes d'immigration et d'extinction. Le flux d'immigration serait plus faible sur une île lointaine que sur une île proche d'un continent source, et le taux d'extinction plus important sur une petite île que sur une grande. Cette théorie suscita de nombreuses recherches factuelles et expérimentales (Diamond, 1975 ; Diamond & May, 1976 ; Higgs, 1981 ; McCoy, 1982 ; Murphy & Wilcox, 1986 ; Simberloff, 1969, 1976 ; Simberloff & Wilson, 1969, 1970), mais fut par la suite fortement critiquée (Gilbert, 1980 ; Blondel, 1986 ; Lahti, 1986). En effet, ce modèle ne peut prédire exactement le paramètre qu'il cherche à optimiser selon les potentialités du milieu et les diverses

contraintes biologiques et éthologiques : le nombre d'espèces présent à un moment donné sur un territoire donné.

Cette théorie a cependant servi de base à divers auteurs qui ont abordé les problèmes issus de la généralisation moderne du morcellement des habitats, avec ses conséquences sur les communautés et les populations (Ambuel & Temple, 1983 ; Harris, 1984 ; Helle, 1984 ; Lynch & Whigham, 1984 ; Génard et Lescourret, 1985 ; Freemark & Merriam, 1986 ; Lauga & Joachim, 1992). Dans une approche voisine, une quantification des effets de bord, le rôle des lisières, des "écotones" (Arnold, 1983 ; Gates & Gysel, 1978 ; Frochot, 1979, 1981 ; Roger & Kroodsma, 1982 ; Terborgh, 1985 ; Lovejoy *et al.*, 1986) a mis en évidence par la suite l'importance des corridors entre taches d'habitats (Décamps *et al.*, 1987 ; Bennett, 1990 ; Dmowski & Kozakiewicz, 1990 ; Saunders & de Ribeira, 1991) et introduit la notion de connectivité.

Tout élément de connexion prend en effet une importance très grande, entre les taches de biotopes fragmentés, en limitant leur isolement. Ainsi, une augmentation de la connectivité entre biotopes isolés doit diminuer la fréquence des extinctions locales, c'est la conclusion de quelques expérimentations menées, notamment sur des rongeurs (Merriam, 1984 ; Fahrig & Merriam, 1985). Quelques caractères favorisant les connexions entre les habitats morcelés ont alors été quantifiés (Osborne, 1984, pour les oiseaux ; Henein & Merriam, 1990, pour les micro mammifères, etc.), amenant par là de nouvelles idées pour la conservation des espèces, mais aussi le nouveau concept de "métapopulation" qu'avait annoncé Gill (1978), et déjà brossé dans ses modèles mathématiques par Levins (1969, 1970).

Cette théorie des métapopulations considère les extinctions locales comme une péripétie, une composante naturelle de la dynamique démographique régionale d'une espèce. Une méta-population est l'ensemble des sous-populations interconnectées d'un même voisinage, dont certaines peuvent être en déclin, voire s'éteindre localement, tandis que d'autres, démographiquement excédentaires, réalimentent les premières.

Un tel type de fonctionnement démographique peut être difficile à suivre en nature (Gilpin & Hanski, 1991). En effet, marquer une sous-population (ou suivre un de ses caractères propres, ce qui revient au même) et aussi marquer des individus, afin de pouvoir les identifier, est toujours délicat à mener à bien, surtout quand on désire suivre de nombreuses sous-populations ainsi que de nombreux individus. Les études ayant pour but de tels suivis ont en général traité des données concernant un nombre relativement restreint d'animaux et de populations (Blondel *et al.*, 1992 ; Sjöngren, 1991). La méthode reine pour des suivis populationnels est actuellement sans conteste celle des analyses génétiques, promues par Sibley et Ahlquist (1986), qui ont révolutionné la systématique biologique par leurs hybridations d'ADN (Soulé & Simberloff, 1986). Divers développements ont ensuite amélioré les techniques, notamment avec les analyses de l'ADN mitochondrial et les microsatellites (Slatkin, 1981, 1985, 1987 ; Vrijenhoek, 1985 ; Lambrechts & Dias, 1993 ; Mack *et al.*, 1986 ; Taberlet et Bouvet, 1990, 1992 ; Taberlet *et al.*, 1992 ; Cameron, 1993 ; Nelson, 1993 ; Tsuruga *et al.*,1994).

1.1 Problèmes

Tous les êtres vivants doivent s'adapter au morcellement moderne et généralisé des biotopes. De nombreux travaux récents tentent d'analyser et de modéliser les répercussions de la fragmentation des paysages sur les communautés.

Ce morcellement sépare aussi des sous-populations au sein d'une même espèce. Certaines de ces sous-populations, trop isolées et regroupant un petit nombre d'individus sont en déclin, voire s'éteignent, tandis que les grands noyaux de population se maintiennent de façon plus ou moins pérenne. Un stade intermédiaire peut être défini lorsque plusieurs petits noyaux de population interconnectés sont démographiquement viables à moyen ou long terme par le jeu des colonisation-extinction dans les fragments de biotope favorables disponibles. On parle alors d'une "métapopulation".

Les études portant sur les populations (et sous-populations) sont encore relativement peu nombreuses. C'est en grande partie dû au fait qu'il est délicat de caractériser une sous-population dans son ensemble. Le moyen le plus couramment utilisé est l'étude des constantes génétiques de la population. Une alternative, ou tout au moins une approche différente sur certains problèmes, pourrait être envisagée.

1.2. Hypothèses

Les nombreuses particularités locales dans le chant de certaines espèces d'oiseaux sont-elles liées à l'existence de sous-populations ?

Dans l'affirmative, peut-on utiliser ces "dialectes" pour diriger un suivi populationnel, afin de tester en nature les divers modèles proposés dans la littérature ?

C'est le pinson des arbres qui a été choisi comme modèle afin de tester ces hypothèses (Joachim, 1995). Ceci pour de multiples raisons :

Les "dialectes" dans le chant du pinson des arbres sont connus depuis longtemps (Marler, 1952 ; Metzmacher et Mairy, 1972 ; Nottebohm, 1968 ; Plunkett, 1987). Ces dialectes se développent toujours grâce à la conjonction de trois phénomènes :

- l'apprentissage du chant par les jeunes mâles à l'écoute de l'ambiance sonore locale (Marler & Peters, 1982 ; Slater & Ince, 1982 ; Thielcke & Krome, 1989)

- la "cristallisation" de ce chant qui restera fixé à vie chez l'individu après la période d'apprentissage (Lister, 1941 ; Marler, 1956a ; Marler & Peters, 1982)

- la philopatrie des pinsons, espèce en grande partie migratrice, mais dont la plupart des individus viennent se reproduire de préférence à proximité de l'endroit où ils sont nés (Marler, 1956b).

Ces dialectes sont le reflet de l'isolement plus ou moins grand et/ou plus ou moins ancien de groupes d'individus (Jenkins, 1978 ; Thielke, 1972). En admettant que sur un secteur donné, l'on puisse visualiser la fragmentation de l'habitat de l'espèce, que cette fragmentation soit caractérisée par des isolats marqués, et qu'en outre des dialectes différents se développent sur ces isolats tandis que le chant demeure identique dans de vastes zones uniformément peuplées, alors un dialecte pourrait servir de traceur populationnel. Visualiser le fractionnement en sous-unités de population de l'ensemble des pinsons vivant sur un secteur géographique donné serait donc possible par la cartographie des zones dialectales, le dialecte servant de marqueur pour chaque unité de population.

Les solutions proposées pour vérifier cette hypothèse (dialecte = marqueur de sous-population) ainsi que les résultats préliminaires sont présentés ici.

2. Matériel et méthodes

2.1. Le secteur d'étude : le Grand Sud-Ouest de la France

Une étude précédente a montré quelle était la localisation du pinson dans les grandes forêts d'un secteur du midi toulousain (Lauga & Joachim, 1992). En fait, le pinson présente une répartition en mosaïque dans une grande partie du sud de la France et évite en général la zone méditerranéenne (Joachim *in* Yeatman-Berthelot, 1994). Il se trouve en effet dans ces régions en marge de répartition et, comme dans toutes les situations de ce type, ne colonise que les milieux les plus favorables à l'espèce : les zones forestières. Sa répartition en taches est donc maximale dans le Grand Sud-Ouest de la France, vaste région de plus de 450 km de long et de 350 km de large, au couvert forestier fortement fragmenté, que l'on se propose d'étudier ici (figure 1).



Zone d'échantillonnage plus serré :
Garonne toulousaine

Boisements

1 : Allanches
2 : Murat
3 : Millevaches
4 : Souillac
5 : Cahors
6 : Puy-l'Evèque
7 : Mas d'Agenais
8 : Mimizan
9 : Roquefort
10 : Bois de la Ville
11 : Bois Grand
12 : Montech-St Porquier
13 : Grésigne
14 : Millau
15 : Méjean
16 : Giroussens
17 : Buzet
18 : Burgaud-Puysségur
19 : Riscles
20 : Auch
21 : Bouconne
22 : Bois de St Thomas
23 : Maubourguet
24 : Berdoues
25 : Boissède
26 : Rieumes-Lahage
27 : Labastidette
28 : Eaunes
29 : Montaud
30 : Nore
31 : Fabas
32 : Embargade
33 : Puydaniel
34 : Puntous
35 : Cardeilhac
36 : Mauboussin
37 : Boussan
38 : Ste Croix Volvestre
39 : Bois de la Belène
40 : Cagire
41 : Arize
42 : Montbel
43 : Arragnouet
44 : Néouvielle
45 : Luchon
46 : Hospice de France
47 : Plateau de Beille
48 : Belesta-Picaussel
49 : Comus
50 : Fanges
51 : Canigou

Figure 1 : Forêts échantillonnées dans le Grand Sud-Ouest de la France

Les prédictions d'un modèle d'incidence du pinson ont dirigé l'échantillonnage sur le terrain.

2.2. Un modèle d'incidence du pinson : traitements d'images et indices de fréquence

On a utilisé dans un précédent travail (Lauga & Joachim, 1992) des méthodes de traitement d'image afin de modéliser la probabilité d'occurrence (ou incidence) de différentes espèces forestières, dont le pinson, dans les boisements du secteur toulousain de la Garonne. On rappellera ici brièvement la méthodologie utilisée.

Chaque élément de l'image satellitaire (ou pixel) est d'abord traité sur ses différents canaux de mesure afin de vérifier s'il correspond ou non à une zone forestière. Le résultat de ce premier traitement fait apparaître une image binaire où chaque pixel est classé en "forêt" ou "non forêt". Un regroupement des pixels sur une maille de 120 mètres de côté permet ensuite d'établir une grille où le taux de couverture forestière est facilement calculable. Un lissage des valeurs de chaque élément de la grille par celles des éléments qui l'entourent permet d'obtenir en définitive une image régularisée de la couverture forestière par pas de 120 mètres. Cette image est appelée dans ce qui suit "carte du potentiel sylvatique" de la région considérée.

La mise en relation de ce potentiel sylvatique avec des points d'écoute (n=450) E.F.P. (Echantillonnages Fréquentiels Progressifs, Blondel, 1975) effectués dans des zones à potentiel varié, permet de cartographier assez précisément la probabilité d'occurrence (ou incidence) de plusieurs espèces forestières dans le secteur étudié, et plus particulièrement le Pinson. Plusieurs vérifications sur le terrain, dans des secteurs à potentiel sylvatique varié et dans lesquels aucune donnée avifaunistique n'avait été relevée, ont montré la bonne tenue des prévisions du modèle.

La généralisation au Grand Sud-Ouest d'un tel modèle à été rendue possible grâce à la numérisation d'une vue de cette région (Landsat, GDTA Toulouse, 1985) et à la banque de données existantes de points d'écoute (n=900) dispersés dans le secteur. Le pixel grossier de 560 m x 560 m rend le calcul du potentiel sylvatique ainsi que les prévisions du modèle d'occurrence du pinson un peu moins fiables que sur le secteur plus restreint de la Garonne toulousaine (où la maille était de 120 m x 120 m), mais les résultats ont cependant été jugés globalement satisfaisants, et largement suffisants pour diriger l'échantillonnage (les échantillonnages-tests sur l'occurrence du pinson étant toujours proches des prévisions du modèle).

2.3. L'échantillonnage

Tous les blocs de mailles de la carte des potentiels sylvatiques où la probabilité d'occurrence du pinson était supérieure ou égale à 0,5, et qui présentaient en outre un certain degré d'isolement, ont été jugés *a priori* favorables à l'émergence possible d'un dialecte et ont été sondés. Ce seuil de 0,5 a été fixé arbitrairement, en se guidant sur les densités induites par cette fréquence d'occurrence. Ce choix c'est après coup révélé judicieux car tous les dialectes différenciés trouvés sur le terrain étaient sur des zones où le pinson atteignait ou dépassait une fréquence d'occurrence de 0,7. Les grands secteurs apparemment homogènes comme le Quercy, la Montagne Noire, le piémont pyrénéen ou le massif des Landes (figure 1) ont été sondés en plusieurs endroits pour mettre en évidence d'éventuelles variations dialectales.

Dans le secteur central de la zone un échantillonnage plus serré a été mené : il a pris en compte les boisements de faible superficie de toute la zone, quelle que soit l'incidence du pinson (figure 4). Au total, 52 foyers dialectaux présumés ont été visités en cinq années (figure 1).

Les enregistrements du chant territorial des mâles cantonnés ont été effectués à l'aide d'un réflecteur parabolique de 60 cm de diamètre et d'un micro directionnel. Dans chaque forêt échantillonnée, au moins 15 à 20 pinsons différents ont été enregistrés, chacun pendant une vingtaine de minutes de chant effectif, afin de

balayer l'ensemble du répertoire de l'individu, généralement composé de plusieurs phrases (Slater, 1981, 1983). De 1988 à 1992, 859 pinsons régionaux, possédant un répertoire individuel de 2,1 phrases (extrêmes : 1 à 6), ont ainsi été enregistrés. Le répertoire de chaque individu a été extrait "à l'oreille" des bandes brutes de terrain pour constituer la banque de données de base. Il était en effet impossible de numériser l'ensemble de la banque de données (plus de 300 heures de chants!), si quelques finesses peuvent échapper à l'auditeur, une oreille exercée est un très bon intégrateur comme l'ont montrés quelques tests. Chaque phrase de cette banque de données à été ensuite numérisée (à 22 khz) et les sonogrammes ont été tirés (n=1800).

2.4. Traitement préliminaire des données

Chaque phrase numérisée est traitée afin de calculer un spectre de fréquences. Ce spectre précise pour 32 bandes de fréquences, uniformément réparties de 0 à 11 khz la puissance émise durant le chant. Une normalisation du total à la valeur fixe de 1000 permet de comparer les chants à puissance totale supposée identique. Chaque phrase est finalement définie par 32 variables (meilleur compromis entre précision spectrale et complexité des calculs) qui précisent la puissance émise dans chacune des bandes de fréquence.

Le tableau de données (n=1800 lignes, p=32 variables et q=52 foyers présumés) est ensuite traité par analyse en composantes principales, classification hiérarchique et analyse factorielle discriminante.

Dans quelques cas apparaissent des "synonymes spectraux" : deux phrases différentes présentent des profils spectraux très voisins, mais leur rythme d'émission au cours du temps est différent. L'examen des sonogrammes (figure 2) permet le plus souvent de lever l'ambiguïté.

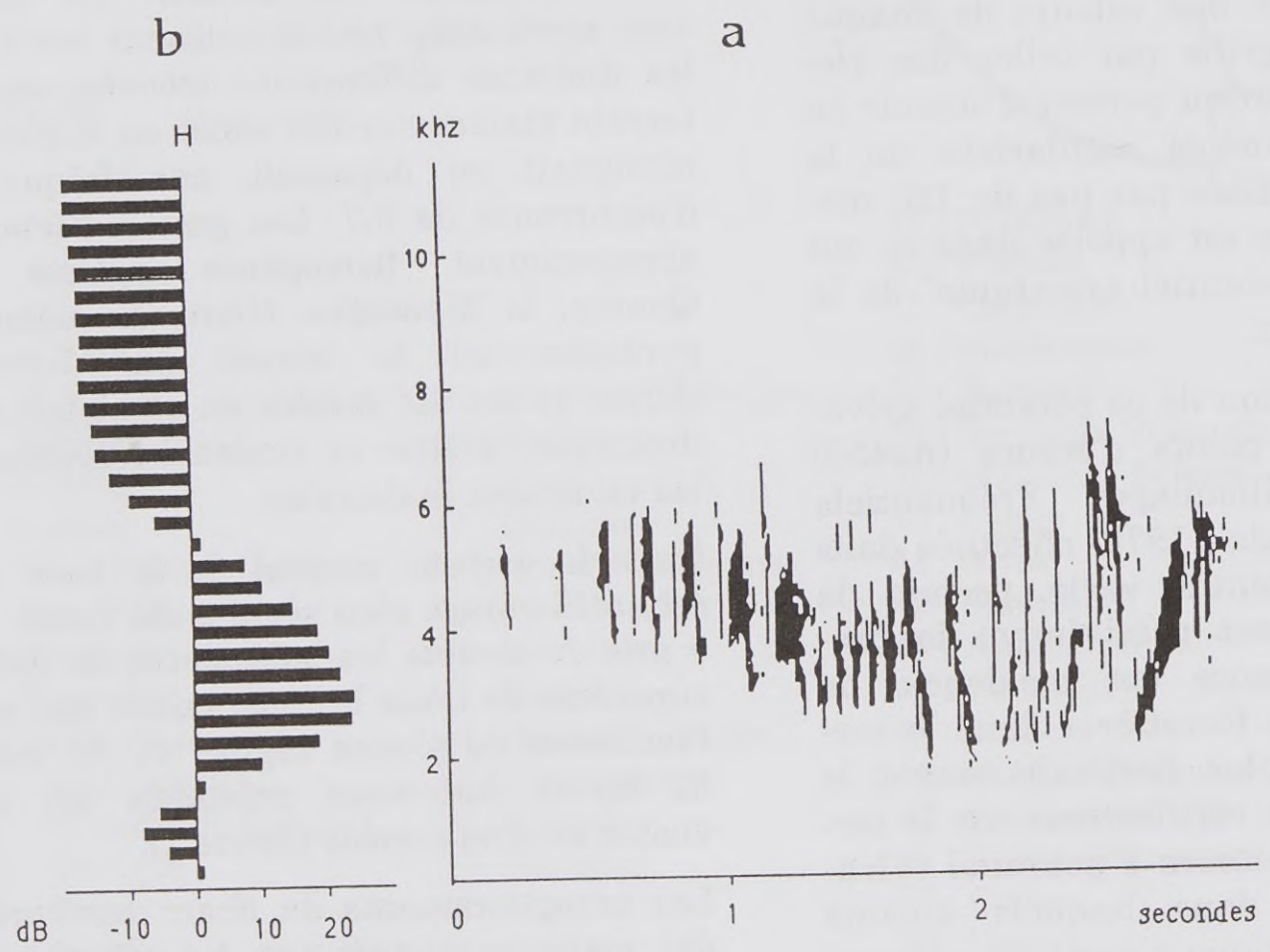


Figure 2 : Sonogramme (a), les fréquences figurent en ordonnées, et spectre de puissance (b) d'une phrase de pinson. Trente deux harmoniques (H) sont calculés et exprimés sur une échelle logarithmique (dB). L'essentiel de la puissance est concentré entre les harmoniques 5 et 16.

3. Résultats

3.1. Familles dialectales et foyers dialectaux

L'analyse en composantes principales du tableau regroupant les 1800 phrases x 32 variables permet d'obtenir un premier classement.

La projection sur le premier plan factoriel du barycentre des points de chacun des 52 foyers dialectaux présumés, donne une première idée de leur proximité spectrale. Cette première approche est cependant entachée des synonymies spectrales citées plus haut qui empêchent de séparer des phrases très voisines, bien que provenant de régions différentes. Seule la lecture des sonogrammes permet de lever ces ambiguïtés. Un regroupement en 200 classes d'individus voisins, obtenu par des méthodes d'agrégation et de classification hiérarchique, a facilité la lecture des 1800 sonogrammes.

Au niveau du Grand Sud-Ouest, quatorze foyers dialectaux apparaissent au total sur l'ensemble de la zone étudiée (figure 3). Cet ensemble peut à son tour être regroupé en trois "super dialectes" fondamentalement différents :

- *Le groupe du Massif Central*. Il regroupe le Quercy, le plateau de Millevaches, le Cantal et les Cévennes.

- *Le groupe pyrénéen*. Ce complexe très varié, semble avoir donné naissance au noyau de la plaine garonnaise autour de Toulouse.

- *Le groupe des Landes*. Au niveau de la Garonne toulousaine, six foyers se différencient (figure 4). Ici aussi, deux super dialectes se distinguent :

- *Le groupe de la plaine toulousaine*.Il regroupe les dialectes des forêts de Bouconne, de Montech et de Buzet.

- *Le groupe des forêts de Grésigne-Sivens*. Deux foyers marginaux se rencontrent aussi dans cette zone : le foyer du Bois-Grand qui présente des affinités avec le dialecte landais et le foyer de Giroussens montrant quelques affinités avec le dialecte de la Montagne Noire.

3.2. Identification des dialectes observés dans les petites formations

Dans la région toulousaine, les boisements de superficie faible ou moyenne peuvent ou non abriter des pinsons, leur occupation une année ou l'autre paraissant aléatoire. Comme ces bois sont incapables d'héberger une population permanente leur peuplement est nécessairement formé d'immigrants. L'identification du dialecte des mâles permet de retrouver leur foyer d'origine (Joachim, 1995).

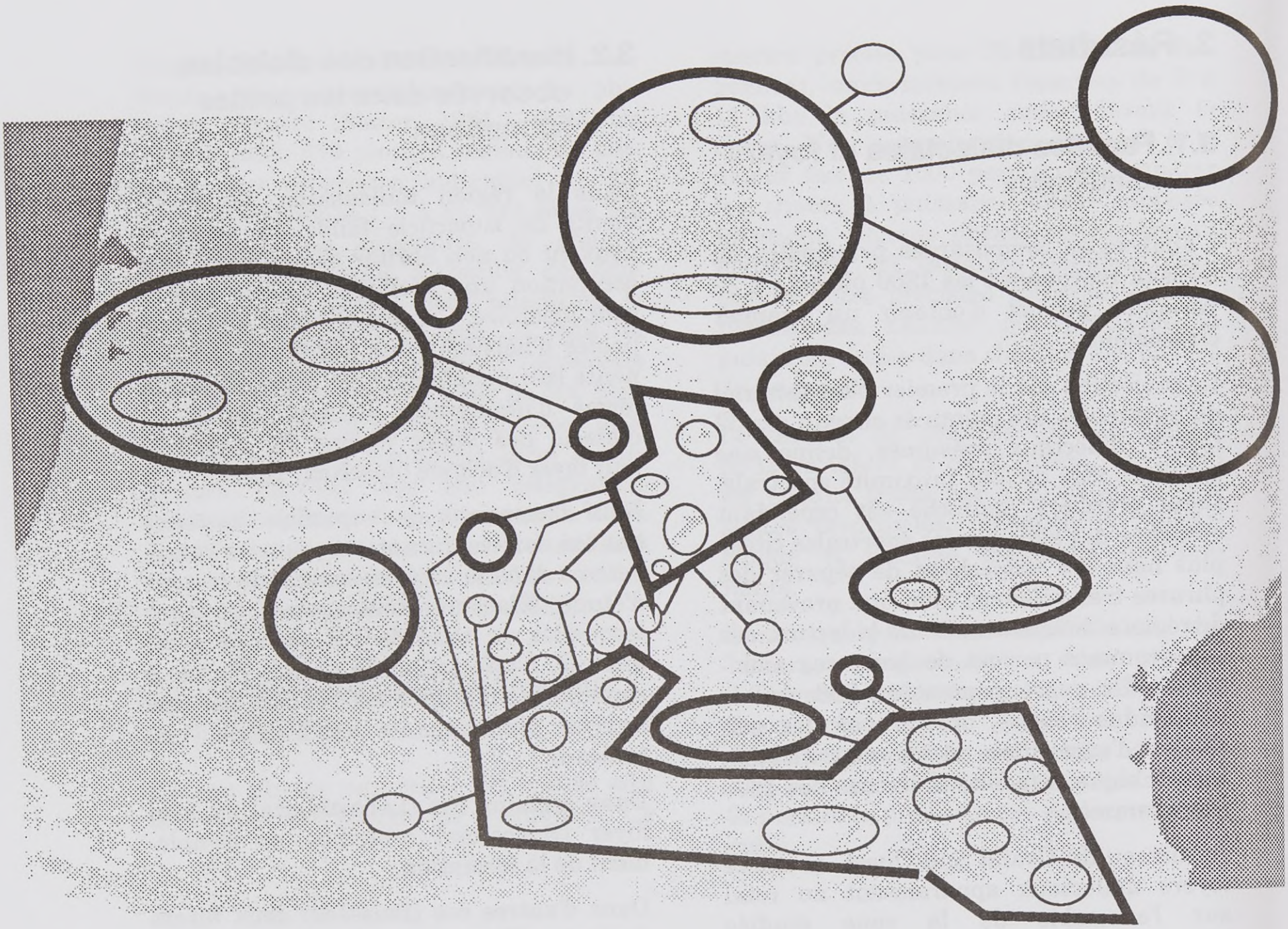
Neuf formations de superficie moyenne ont été suivies durant cinq années consécutives dans le secteur central de la zone d'étude (Garonne toulousaine) et pour lesquelles un total de 134 phrases a été analysé. L'affectation de chaque phrase à son dialecte d'origine est réalisée par une analyse discriminante quadratique (voir tableau).

Dans certains cas (Labastidette) un seul foyer (Bouconne) contribue au peuplement de la formation.

Dans d'autres cas (Boissède) deux foyers distincts (Bouconne, Montech) contribuent de manière équitable au peuplement.

Ainsi les formations de superficie moyenne situées au voisinage d'un foyer dialectal sont régulièrement peuplées d'une année sur l'autre par des individus de même provenance (exemples : forêt de grand Selve -h-, bois de Vacquiers -i-, bois de Launac -o- (figure 4)). Au contraire les formations de plus faible superficie, parfois éloignées des foyers principaux sont peuplées d'une manière beaucoup plus irrégulière. Dans certains cas elles n'abritent aucun pinson, dans d'autres elles sont peuplées par des individus d'origines différentes d'une année à l'autre (exemples : bois d'Aussonne -q-, bois de la Ramée -t-, (figure 4)) .

Le suivi sur 5 à 7 années de 77 bosquets ou territoires (colonisation, détermination d'origine géographique probable, extinction) situés dans divers secteurs à potentiel sylvatique varié fera l'objet d'une prochaine publication.



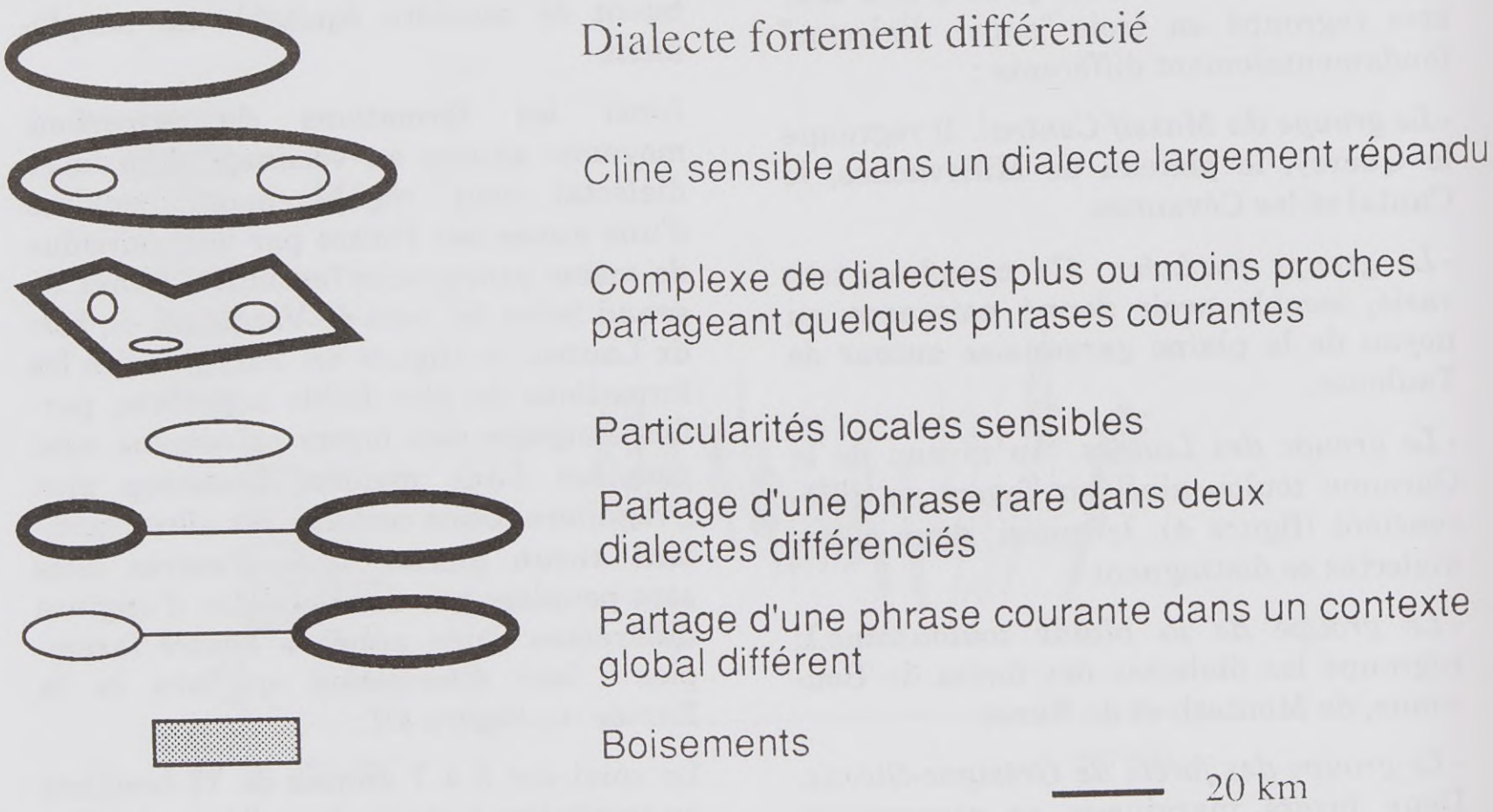
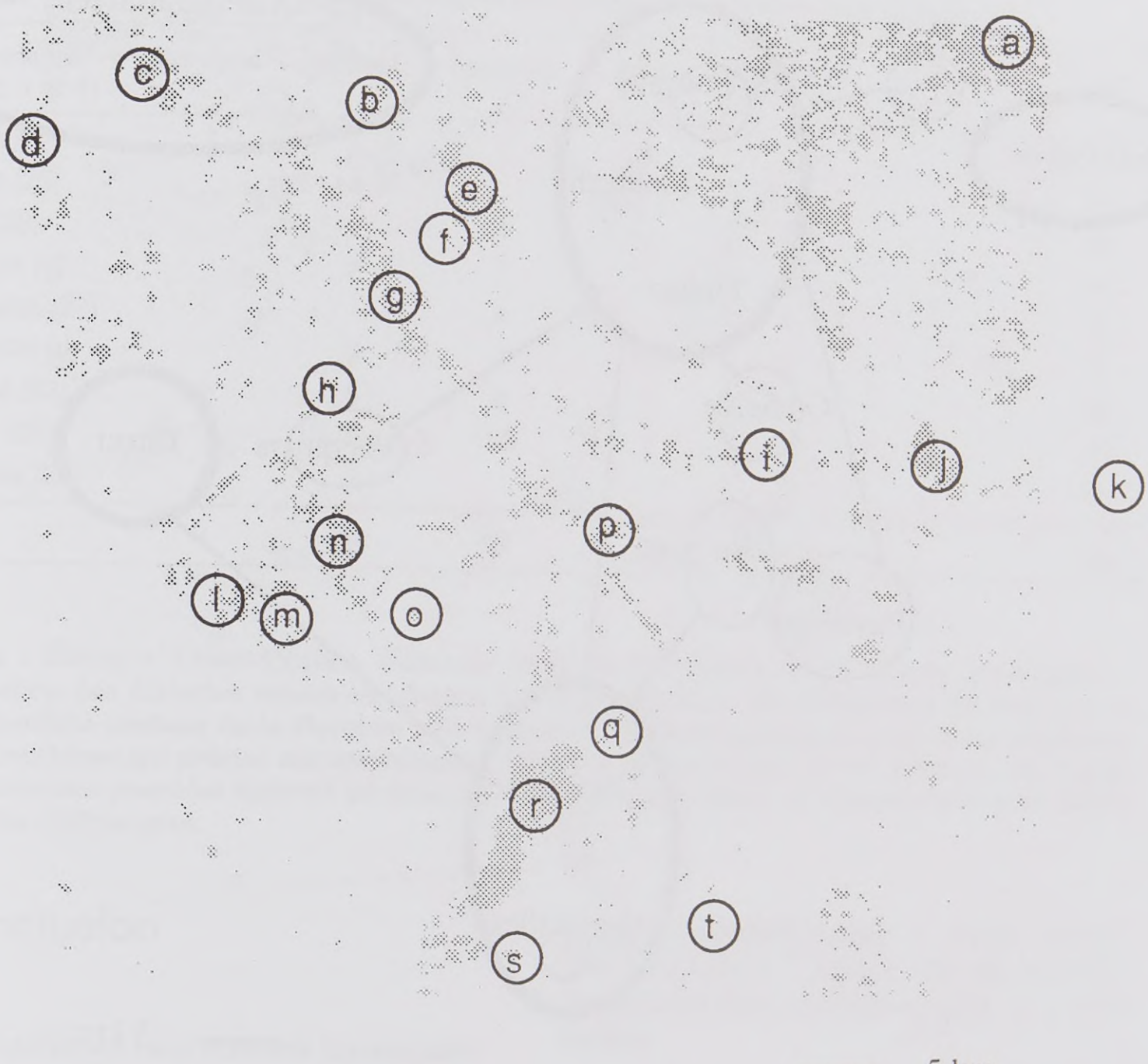


Figure 3 : Foyers dialectaux du pinson des arbres dans le Grand Sud-Ouest de la France.



a : Grésigne-Sivens
b : St Porquier
c : Cordes-tolosane
d : Mansonville-Bois Grand
e : Montech
f : Boutanelle
g : peupleraies de Finhan
h : Foret de Grand Selve
i : Vacquiers
j : Buzet
k : Giroussens
l : Cabanac-Séguenville
m : Puysségur
n : Burgaud
o : Launac
p : St Caprais
q : bois d'Aussonne
r : Bouconne
s : Fontenilles
t : La Ramée

Figure 4 : Forêts et boisements de plus de 20 ha échantillonnés dans le secteur de la Garonne toulousaine

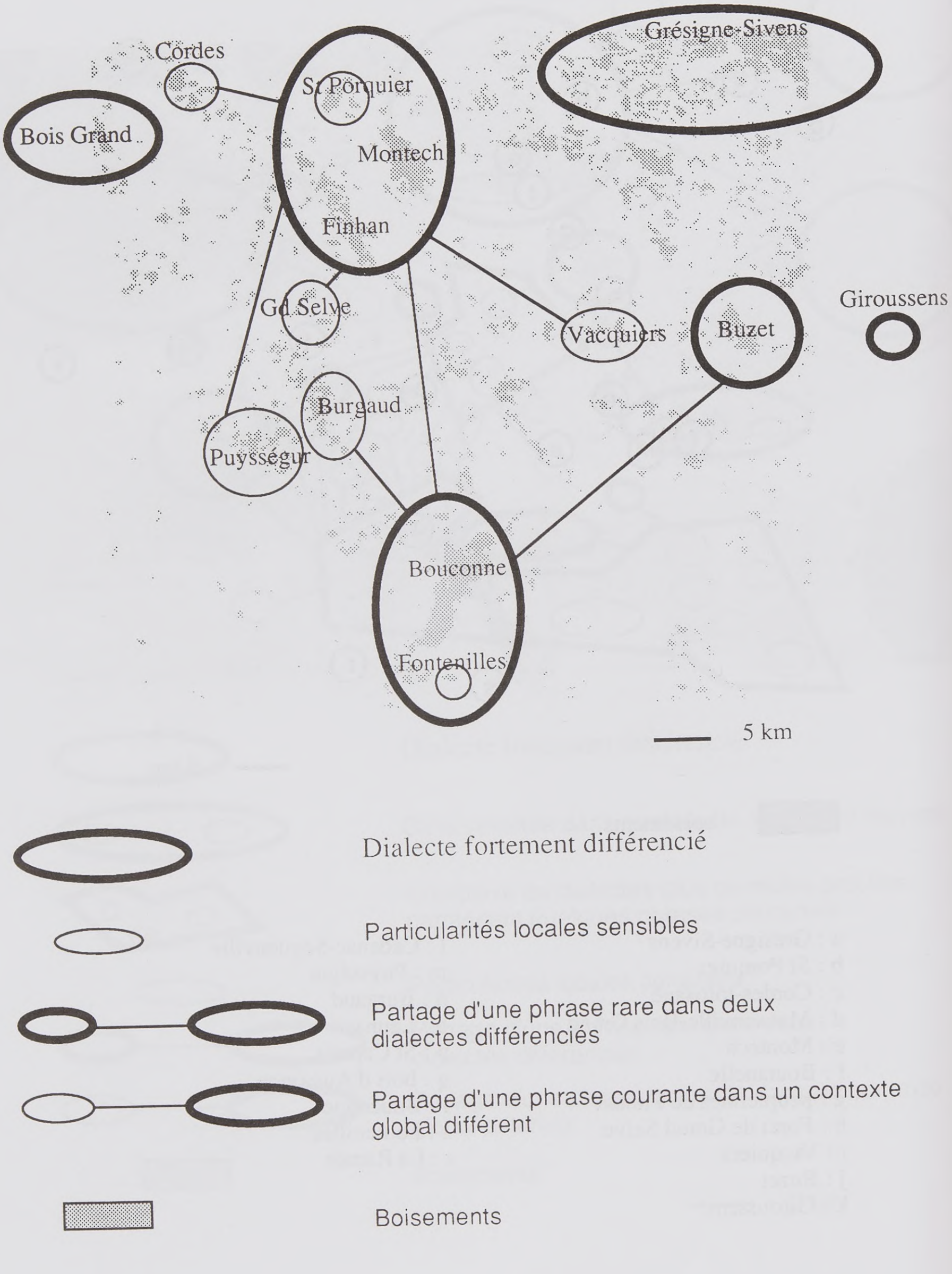


Figure 5 : Foyers et sous-foyers dialectaux dans le secteur de la Garonne toulousaine.

Boisements (voir fig. 1 et 4)	**Foyers probables de provenance des individus** (voir fig. 5)						
	Grésigne	Montech	Burgaud	Buzet	Bouconne	St Porquier	Total
Cordes (c)		**2**	1				3
Boissède (25)		**4**			**5**		9
Eaunes (28)		2	**7**		**4**		13
Fontenilles (s)		2	7		**5**		14
Labastidette (27)	1		1		**7**		9
Mansonville (d)		2	1		**5**		8
Puydaniel (33)	2	5	**9**	1	**9**		26
Rieumes (26)		8	**10**	1	**18**		37
St Thomas (22)	1	3			**11**		15
Total	4	28	36	2	64		134

Tableau : Exemple d'identification dialectale issue de la fonction discriminante quadratique : Identification des dialectes rencontrés durant 2 à 5 années dans des boisements de moyenne et faible superficie (secteur de la Garonne toulousaine). Chaque boisement est suivi d'une indication entre parenthèses qui précise son emplacement dans les figures 1 (nombre) et 4 (lettre). Les foyers de rattachement possibles figurent en colonnes. Les principaux foyers de rattachement sont identifiés par les chiffres gras.

4. Conclusion

Malgré quelques imprécisions (synonymie spectrale), la numérisation des chants de pinson suivie d'une analyse de spectre sur 32 harmoniques, autorise des analyses quantitatives à la fois plus fines et plus aptes à prendre en compte un grand nombre de données, que les mesures directes ou indirectes jusqu'à présent effectuées sur les sonogrammes (Ince *et al.*, 1980 ; Lynch & Baker, 1993 ; Thielcke & Krome, 1989). Une approche numérique a déjà été proposée par Pickstock, Krebs et Bradbury (1980) qui utilisent un analyseur d'images pour regrouper en familles leurs sonogrammes. Mais une telle méthode n'est pas envisageable à grande échelle et présente le défaut de ne pas réaliser le recalage temporel des sonogrammes mis en comparaison.

L'hypothèse de départ qui fait du dialecte un marqueur de population ou de sous-population est confirmée car la cartographie dialectale régionale se trouve en excellent accord avec le modèle régional d'incidence du pinson. Ce modèle qui a dirigé l'échantillonnage a ainsi montré son aptitude à localiser sur de grandes superficies des populations plus ou moins isolées.

Des variations clinales sont sensibles dans les zones fortement boisées, mais surtout, la conjonction de deux phénomènes semble avoir suscité l'émergence des nombreux dialectes régionaux :

- le morcellement forestier important dans la zone prospectée ;

- la situation régionale à la limite biogéographique de la répartition du pinson, qui conduit l'espèce à ne coloniser durablement que les milieux les plus favorables : les forêts.

Etant donné la lenteur constatée de leur évolution (Baker & Jenkins, 1987 ; Ince *et al.*, 1980 ; Lynch *et al.*, 1989) les dialectes du Pinson des arbres peuvent, par leur cartographie et pendant plusieurs années, servir de base de référence précisant l'origine géographique probable d'individus immigrants dans un secteur plus particulièrement suivi. Le dialecte est donc utilisable comme traceur révélant l'origine des oiseaux colonisant une région

nouvelle, ou mettant en évidence les flux et échanges potentiels entre populations plus ou moins isolées.

Bibliographie

Ambuel B. & Temple S.A., 1983. Area dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology* 64 : 1057-1068.

Arnold G.W., 1983. The influence of ditch and hedgerow structure length of hedgerows and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *J. Ap. Ecol.*, 20 : 731-750.

Baker A.J. & Jenkins P.F. 1987. Founder effect and cultural evolution of songs in an isolated population of Chaffinches, *Fringilla coelebs*, in the Chatham Islands. *Anim. Behav.* 35 : 1793-1803.

Bennett A.F.,1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environnement. *Landscape Ecology* 4 : 109-122.

Blondel J., 1975. L'analyse des peuplements d'oiseaux élément d'un diagnostic écologique. 1. La méthode des échantillonnages fréquenciels progressifs : EFP. *Terre et Vie, revue d'ecologie* , 29 : 533-589.

Blondel J., 1986. *Biogéographie évolutive*. Masson Paris.

Blondel J., Perret P., Maistre M. & Dias P.C., 1992. Do harlequin mediterranean environnements function as source-sink for Blue Tits *Parus caeruleus*. *Landscape Ecology* 6 : 213-219.

Cameron N.D., 1993. Methodologies for estimation of genotype with environment interaction. *Livestock Production Science*, 35 : 237-249.

Diamond J.M., 1975. The island dilemma : lessons of modern biogeographic studies for the design of nature reserves. *Biol. Conserv.* 7 : 129-146.

Diamond J.M. & May R.M., 1976. Island biogeography and the design of nature reserves. *In Theoretical ecology : principles and applications*. May RM (ed), Blackwell, Oxford.

Decamps H., Joachim J. & Lauga J., 1987. The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the river Garonne sw france. *Regulated Rivers*, 1, 301-316.

Dmowski K. & Kozakiewicz M., 1990. Influence of a shrub corridor on movements of passerine birds to a lake littoral zone. *Landscape Ecology*, 4 : 99-108.

Fahrig L. & Merriam G.,1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66 : 1762-1768.

Freemark K.E. & Merriam H.G., 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biol. Conserv.* 36 : 115-141.

Frochot B., 1979. Une étude de l'effet de lisière : dénombrement des oiseaux nicheurs sur un quadrat en lisière de forêt et de culture. *Le Jean le Blanc* 18 : 1-18 Dijon.

Frochot B., 1981. A quantitative study of edge effect. Proceedings VII int. con. bird census IBCC Ve meeting EOAC : 64-66. Purroy ed.

Gates J.E. & Gysel L.W., 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59 : 871-883.

Genard M. et Lescourret F., 1985. Caractères insulaires de l'avifaune des Alpes du sud et des Pyrénées orientales. *Oecol. Gener.* 6 : 209-221.

Gill D.E., 1978. The metapopulation ecology of the red-spotted newt (*Notophtalmus viridescens*). *Ecol. Monogr.*, 48 : 145-166.

Gilbert F.S., 1980. The equilibrium theory of island biogeography : fact or fiction ? *J. Biogeogr.* 7 : 209-235.

Gilpin M. & Hanski I., (eds) 1991. *Metapopulation dynamics : empirical and theoretical investigations*. Reprinted from the Biological Journal of the Linnean Society, 42 (1&2). Academic Press. London.

Harris L.D., 1984. *The fragmented forests*. Univ. of Chicago Press. Chicago.

Helle P., 1984. Observations on some taiga forest birds with respect to forest fragmentation. *Ornis Fennica*, 61 : 121-122.

Henein K. & Merriam G., 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* 4 : 157-170.

Higgs A.J., 1981. Island biogeography theory and nature reserve design. *J. Biogeogr.* 8 : 117-124.

Ince S.A., Slater P.J.B. & Weismann C., 1980 . Changes with time in the songs of a population of chaffinches. *Condor* , 82 : 285-290.

Jenkins P.F., 1978. Cultural transmission of song patterns and dialect development in a free-living population. *Anim. Behav.,* 26 : 510-524.

Joachim J., 1994. Le pinson des arbres *Fringilla coelebs* pp 688-689, *in* : Yeatman-Berthelot D. et Jarry G., *Nouvel Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*, Société d'études Ornithologiques de France, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.

Joachim J., 1995. Dialectes et populations du pinson des arbres (*Fringilla coelebs*) dans le Sud-Ouest de la France. Thèse de doctorat de l'Université Toulouse III, 155 pp..

Lahti T., 1986. Island biogeography and conservation : a reply to murphy and wilcox. *Oikos* 47 : 388-389.

Lambrechts M.M. & Dias P.C., 1993. Differences in the onset of laying between island and mainland Mediterranean Blue Tits *Parus caeruleus* phenotypic plasticity or genetic differences ? *Ibis* 135 : 451-455.

Lauga J. & Joachim J., 1992 - Modelling the effects of forest fragmentation on certain species of forest breeding birds. *Landscape Ecology* , 6 : 183-193.

Levins R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological society of America*, 15 : 237-240.

Levins R., 1970. Extinction. *In* : Gesternhaber M. (Ed.), *Some mathematical problems in biology* pp 77-107.

Lister M.D., 1941. The development of the song in juvenile chaffinches. *Brit. Birds* , 34 : 156-158.

Lovejoy T.E., Bierregaard R.O., Rylands A.B., Malcolm J.R., Quintela C.E., Harper L.H., Brown K.S., Powell A.H., Powell G.V.nN., Schubart H.O.R. & Hays M.B. 1986 Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. *In* : Soulé M.E. *Conservation biology* pp 257-285 Sinauer ass. Inc. publishers, Sunderland Massachusetts.

Lynch J.F. & Whigham D.F., 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland U.S.A. *Biol. Conserv.*, 28 : 287-324.

Lynch A., Plunkett M.G., Baker A.J. & Jenkins P., 1989. A model of cultural evolution of chaffinch song derived with the meme concept. *Amer. Nat.* , 133 : 634-653.

Lynch A. & Baker A.J., 1993. A population memetics approach to cultural evolution in chaffinch song - meme diversity within populations. *Amer. Nat.*, 141 : 597-620.

mac Arthur R.H. & Wilson E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press . Princeton.

mac Coy E.D., 1982. The application of island biogeographic theory to forest tracts, problems in the determination of turnover rates. *Biol. Conserv.*, 22 : 217-227.

Mack A.L, Gill F.B., Colburn R. & Spolsky C., 1986. Mitochondrial DNA: a source of genetic markers for studies of similar passerine bird species. *Auk*, 103 : 676-681.

Marler P., 1952. Variation in the song of the chaffinch *Fringilla coelebs. Ibis* , 94 : 458-472.

Marler P., 1956a. The voice of the chaffinch and its function as a language. *Ibis* , 98 : 231-261.

Marler P., 1956b : Behaviour of the chaffinch. *Behaviour*, sup. V, 184 p..

Marler P. & Peters S., 1982. Long term storage of learned birdsongs prior to production. *Anim. Behav.*, 30 : 479-482.

Merriam G., 1984. Connectivity : a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. *I.A.L.E. proceedings, first international seminar on methodology in landscape ecological research and planning ; theme i* pp 5-15. Roskilde, Denmark.

Metzmacher M. et Mairy F., 1972. Variations géographiques de la figure finale du chant du pinson des arbres. *Le Gerfaut*, 62 : 215-243.

Murphy D. D. & Wilcox B.A., 1986. On island biogeography and conservation. *Oikos*, 47 : 385-387.

M. E. Nelson, 1993. Natal dispersal and gene flow in white-tailed deer in northeastern Minnesota. *J. Mamm.*, 74(2):316-322.

Nottebohm F., 1968. Auditory experience and song development in the chaffinch *Fringilla coelebs* : ontogeny of a complex motor pattern. *Ibis* , 110 : 549-568.

Osborne P., 1984. Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. *J. Ap. Ecol.*, 21 : 63-82.

Pickstock J.C., Krebs J.R. & Bradbury S., 1980. Quantitative comparison of sonograms using an automatic image analyser: application to song dialects of chaffinches *Fringilla coelebs*. *Ibis* , 122 : 103-109.

Plunkett G.M., 1987. Cultural evolution in chaffinch song : process inferred from micro and macro geographical pattern analysis. Master's thesis, University of Aukland, Aukland, New Zealand.

Roger L. & Kroodsma L., 1982. Edge effect on breeding birds along a power line corridor. *J. Ap. Ecol.*, 19 : 361-370.

Saunders D.A. & de Ribeira C.P. 1991. Values of corridors to avian populations in a fragmented landscape. pp 221-240. *In : Nature Conservation 2 : The role of corridors*. D.A. Saunders & R.J. Hobbs eds, Surrey Beatty & sons.

Sibley C. et Ahlquist J., 1986. La classification des oiseaux d'après leur A.D.N. *Pour la Science* (avril) : 79-89.

Simberloff D., 1969. Experimental zoogeography of islands : a model for insular colonization. *Ecology*, 50 : 296-314.

Simberloff D., 1976. Experimental zoogeography of islands effect of island size. *Ecology* , 57 : 629-648.

Simberloff D. & Wilson E.O., 1969. Experimental zoogeography of islands : the colonisation of empty islands. *Ecology* , 50 : 278-296.

Simberloff D.S. & Wilson E.O., 1970. Experimental zoogeography of islands : a two year record of colonization. *Ecology*, 51 : 934-937.

Sjöngren P., 1991. Extinction and isolation gradients in metapopulations : the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 42 : 135-147.

Slater P.J.B., 1981. Chaffinch song repertoire : observations experiments and a discussion of their significance. *Z. Tierpsychol.*, 56 : 1-24.

Slater P.J.B., 1983. Sequences of song in chaffinches. *Anim. Behav.*, 31 : 272-281.

Slater P.J.B. & Ince S.A., 1982. Song development in chaffinches : what is learnt and when ? *Ibis* , 124 : 21-26.

Slatkin M., 1981. Estimating levels of gene flow in natural populations. *Genetics*, 99 : 323-335.

Slatkin M., 1985. Rare alleles as indicators of gene flow. *Evolution*, 39 : 53-65.

Slatkin M., 1987. Genetic differenciation and gene flow. *Science* (Wash. D.C.) 236 : 787-792.

Soulé M.E. & Simberloff D., 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves ? *Biol. Conserv.*, 35 : 19-40.

Taberlet P. et Bouvet J., 1990. Phylogéographie de la mésange bleue : résultats préliminaires. *C.R. Acad. Sci. Paris*, t.310 série III : 503-507.

Taberlet P. et Bouvet J., 1992. Génétique de l'ours brun dans les Pyrénées (*Ursus arctos*) : premiers résultats. *C.R. Acad. Sci. Paris*, t. 314, Série III, p. 15-21.

Taberlet P., Meyer A & Bouvet J., 1992. Unusual mitochondrial DNA polymorphism in two local populations of blue tit *Parus caeruleus*. *Molecular Ecology* 1: 27-36.

Terborgh J., 1985. The role of ecotones in the distribution of andean birds. *Ecology*, 66 : 1237-1246.

Thielke G., 1972. On the origin of divergence of learned signals (songs) in isolated populations. *Ibis* , 115 : 511-516.

Thielcke G. & Krome M., 1989. Experimente über sensible Phasen und Gesangsvariabilität beim Buchfinken *Fringilla coelebs*. *J. Orn.*, 130 : 435-453.

Tsuruga H., ISE S., Hayashi M., Mizutani T., Takahashi Y. & Kanagawa H., 1994. Application of DNA fingerprinting in the Hokkaido brown bear (*Ursus arctos yesoensis*). *J. Vet. Med. Sci.*, 56(5) : 887-890.

Vrijenhoek R.C., 1985. Animal population genetics and disturbance: the effects of local extinctions and recolonizations on heterozygosity and fitness. pp. 265-285. *In* : Pickett S.T.A. & White P.S.: *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press inc. Orlando.

Et. Rech. Syst. Agraires Dév., 29 : 67-82

La diffusion du Chevreuil dans les paysages agricoles des coteaux du Sud-Ouest.

Jean-Paul VINCENT*
Jean-Marc ANGIBAULT
Bruno CARGNELUTTI
Jean JOACHIM

*Institut de Recherches sur les Grands Mammifères, INRA, BP 27, 31326 Castanet-Tolosan Cedex

Résumé

Une population de chevreuils à été étudiée dans la région du Comminges dans le sud-ouest de la France (canton d'Aurignac). La méthode utilise le suivi à l'aide d'indicateurs biologiques : indicateurs du niveau d'abondance (Indice kilométrique), éthologiques (taille des groupes) et de condition (poids des individus) recueillis en hiver pendant des circuits en voiture et par analyse des tableaux de chasse. La répartition des observations réalisées est ensuite comparée au potentiel sylvatique représentant "l'ambiance" forestière du milieu ouvert. Ce potentiel est calculé par des techniques de traitement d'images satellites. Les indices et l'analyse d'image convergent pour indiquer que le chevreuil sur la zone d'étude est très lié aux massifs boisés préexistants.

La recherche des abroutissements et des frottis effectués sur les plants d'une jeune plantation d'essences variées permet d'évaluer l'importance des dégâts et le risque que représente la présence de cet ongulé pour les plantations forestières en milieux agricole.

Mots clés : chevreuil, paysage, forêt, milieu ouvert, dégâts

Abstract

Extension of Roe Deer in the agricultural hill landscape of southwestern France. *A roe-deer population was studied in the Comminges area in southwestern of France (Aurignac region). The methodology was based on biological indicators relating to abundance (Kilometric index), ethology (group size) and the condition (body weight) measured during winter by means of twice daily transects by car in the morning and evening, and by study of the hunting bag. The distribution of recordings is set against the "sykvatic potential", which represents the forest ambience of open areas and which was based on satellite imagery. Good agreement was found with indexes and location of recordings to indicate that, in the area, roe deer is dependent on forest biotope.*

We looked for browsing and fraying by roe deer in a young open field plantation which contained various tree species, and tried to evaluate the damage and risk connected with roe deer when such plantations are made in agricultural areas.

Keywords: *roe deer, landscape, forest, open areas, damages*

1. Introduction

L'augmentation et l'extension des populations de Chevreuil paraît générale en Europe. La région Midi-Pyrénées n'est pas épargnée par ce phénomène qui s'accompagne d'une fréquentation plus ou moins régulière des milieux ouverts (prairies, cultures) par les animaux. Une modification du paysage agricole consécutive à l'intensification des cultures dans des secteurs jusque-là bocagers et voués à l'élevage, se traduit par la disparition de certaines entités boisées (haies, bosquets, bois). Ce phénomène peut entraîner des modifications dans l'usage des milieux ouverts par le chevreuil dont on connaît la

plasticité comportementale (Maublanc *et al.*, 1987).

Dans un contexte général de transformation du monde rural, souvent à la recherche de nouvelles productions et parfois préoccupé de préservation de l'environnement, la présence d'un ongulé comme le Chevreuil n'est pas indifférente. Elle est, en effet, vécue par beaucoup de façon négative. On associe davantage la présence de chevreuils dans les cultures à des dégâts qu'à un élément valorisant. Il y a là un effet psychologique important car les dégâts sont la plupart du temps très surestimés. Certes, un risque existe réellement pour les plantations forestières envisagées dans le cadre du développement de la forêt paysanne, mais il est alors essentiel de bien apprécier l'impact réel du chevreuil sur ce type de formations afin d'imaginer des outils adaptés à un éventuel besoin de protection.

Enfin, même s'il n'est pas lui-même chasseur, l'agriculteur peut toujours tirer profit d'une population de chevreuil abondante. Le revenu issu de la chasse elle-même, ou de la vente des droits de chasse, n'hypothèque pas forcément la production agricole.

L'objectif de l'étude sur le canton d'Aurignac est ainsi double et se situe en amont d'une quelconque gestion des populations de chevreuils ou de leur environnement. D'une part on tentera d'analyser les relations entre les caractéristiques des paysages et le mode d'occupation de l'espace de la population de chevreuils. La question sous-jacente étant de savoir si la population est inféodée au bois mais étend son activité au milieu ouvert, ou si elle présente déjà les caractéristiques des populations dites de plaine qui exercent la majorité de leurs activités en milieu agricole. D'autre part on procédera à une mesure d'impact sur une plantation forestière en milieu agricole présente sur le site d'étude. Ce travail s'appuie sur l'expérience acquise au cours de recherches menées dans le nord de la France sur des populations de Chevreuil forestier (Vincent *et al.*, 1991) et de milieux ouverts (Maublanc, 1986 ; Cibien *et al.*, 1987 ; Jacquemart, 1989).

2. Matériel, méthodes et techniques

La zone d'étude d'environ 9000 ha est située de part et d'autre de la vallée de la Nère sur le canton d'Aurignac dans la région du Comminges. C'est une région bocagère dont les entités boisées ont une superficie moyenne de 3 ha. Les deux plus gros massifs représentent respectivement 800 ha pour Lilhac-Fabas et 500 ha pour Mauboussin. Les zones non boisées se répartissent entre pâtures, friches et champs cultivés de céréales, maïs et sorgho. Le relief est mouvementé (380 m maximum) orienté est-ouest.

La caractérisation du milieu s'appuie principalement sur les techniques de traitement d'images.

La description de la population de chevreuils met en oeuvre des techniques d'échantillonnage issues des travaux sur les indicateurs biologiques (Vincent *et al.*, 1989).

Avant la présente étude ciblée sur le chevreuil, un certain nombre d'informations concernant l'espèce furent récoltées en 1981 et 1991 à l'occasion de recensements d'oiseaux nicheurs. La prise de données (points d'écoute, Spitz, 1982) fut réalisée de façon systématique sur une grille de 500 m de côté en 1981 et 1991 (localisation sur carreaux de 25 ha) et sur grille de 250 m en 1992 (localisation sur carreaux de 6,25 ha). A titre de comparaison, les informations issues de ces relevés seront également utilisées.

2.1. Le traitement d'images

Les techniques du traitement d'image ont été employées dans deux buts distincts : d'abord la recherche et la localisation des boisements, puis le calcul d'un "modèle numérique forestier".

2.1.1. Reconnaissance des boisements

Les boisements paraissent très importants dans la distribution régionale actuelle du chevreuil. Les informations acquises sur les boisements d'Aurignac sont principa-

lement dues à la classification d'une image SPOT du secteur, prise en août 1991. Chaque élément (20 m x 20 m) de l'image satellitaire (ou pixel) est d'abord traité sur ses différents canaux de mesure afin de vérifier s'il correspond ou non à une zone forestière. Le résultat simplifié de ce premier traitement fait apparaître une image binaire où chaque pixel est classé en "forêt" ou "non forêt" (figure 1).

2.1.2. Lissage spatial, notion de potentiel

Un lissage des valeurs de chaque élément de la grille par celles des éléments qui l'entourent permet d'obtenir en définitive une image régularisée de la couverture forestière. Ce lissage consiste à faire une convolution, un "filtrage" dans le jargon du traitement d'images. Le filtrage vise à donner au pixel une valeur influencée par son entourage dans un rayon déterminé. En effet, un élément d'image peut être classé "forêt", mais se trouver isolé dans un secteur non boisé. Il n'aura alors que très peu de chances d'être colonisé par des espèces animales forestières (Askins *et al,* 1987 ; Askins & Philbrick, 1987 ; Blake & Karr, 1984, 1987 ; Van Dorp & Opdam, 1987 ; May, 1981 ; Moore & Hooper, 1975 ; Van Noorden *et al.*, 1988 ; Woolhouse, 1983). Sa "valeur" biologique forestière sera ainsi moindre que celle d'un élément d'image classé non forestier, mais perdu au milieu d'une zone forestière. Le filtrage consiste à promener une fenêtre de largeur variable (selon l'importance que l'on donne à l'environnement proche ou lointain du pixel), et à donner au pixel central de cette fenêtre une valeur résultant d'un calcul qui peut être la moyenne des valeurs rencontrées dans la fenêtre, la médiane, le mode etc.... On peut aussi pondérer plus ou moins la valeur de l'élément central, bref, donner la préférence à tel ou tel autre type de représentation spatiale, à partir d'une image plus ou moins brute. C'est une interpolation.

Pour notre propos, la démarche suivante a été adoptée : on a attribué la valeur 200 à chaque pixel classé forestier, et la valeur 0 à chaque pixel reconnu non forestier. Cette image a ensuite été filtrée par un balayage d'une large fenêtre carrée de 100 pixels de coté (2 km). Une valeur moyenne prenant en compte la totalité des pixels de la fenêtre a été attribuée au pixel central. Le résultat de l'opération est une image numérique (donc une banque de données), lissée, qui donne une mesure du potentiel biologique forestier d'un secteur, en tenant compte de son environnement. Le terme de "potentiel forestier" ayant une signification précise en jargon de sylviculture, on parlera plutôt de "*potentiel sylvatique*" (Joachim, 1995) du secteur considéré. Ce potentiel sylvatique intègre le voisinage du pixel sur approximativement un rayon de 1 km.

Une représentation cartographique en deux dimensions du potentiel sylvatique du secteur d'étude est possible, reflétant l'"ambiance forestière" locale d'un secteur (figure 2 et figure 2 bis) pour un rayon de 300 m.

2.2. Les indicateurs biologiques

La description de la population repose sur la mesure et le suivi de 3 indicateurs biologiques pendant les trois années de l'étude (1992-1994).

2.2.1. L'indice d'abondance

C'est le rapport du nombre d'observations faites à la distance parcourue pour réaliser ces observations. Cet indice caractérise le niveau d'abondance des animaux dans le milieu ouvert. Il est obtenu à partir de *circuits en voiture*. Deux circuits d'une longueur d'environ 40 km chacun ont été établis sur la zone d'étude (figure 1). Ils empruntent les routes et chemins carrossables de manière que l'ensemble des milieux ouverts de cette zone puisse être couvert par l'observation. Chaque circuit prend environ 3 heures de temps et est réalisé selon les horaires suivants :

- le *matin,* dans les 3 heures suivant le *lever du jour ;*

- le *soir,* dans les 3 heures qui précédent la *tombée de la nuit*.

Cet horaire correspond à un maximum d'activité du Chevreuil pendant la phase diurne. Les circuits sont réalisés uniquement pendant l'hiver (février-

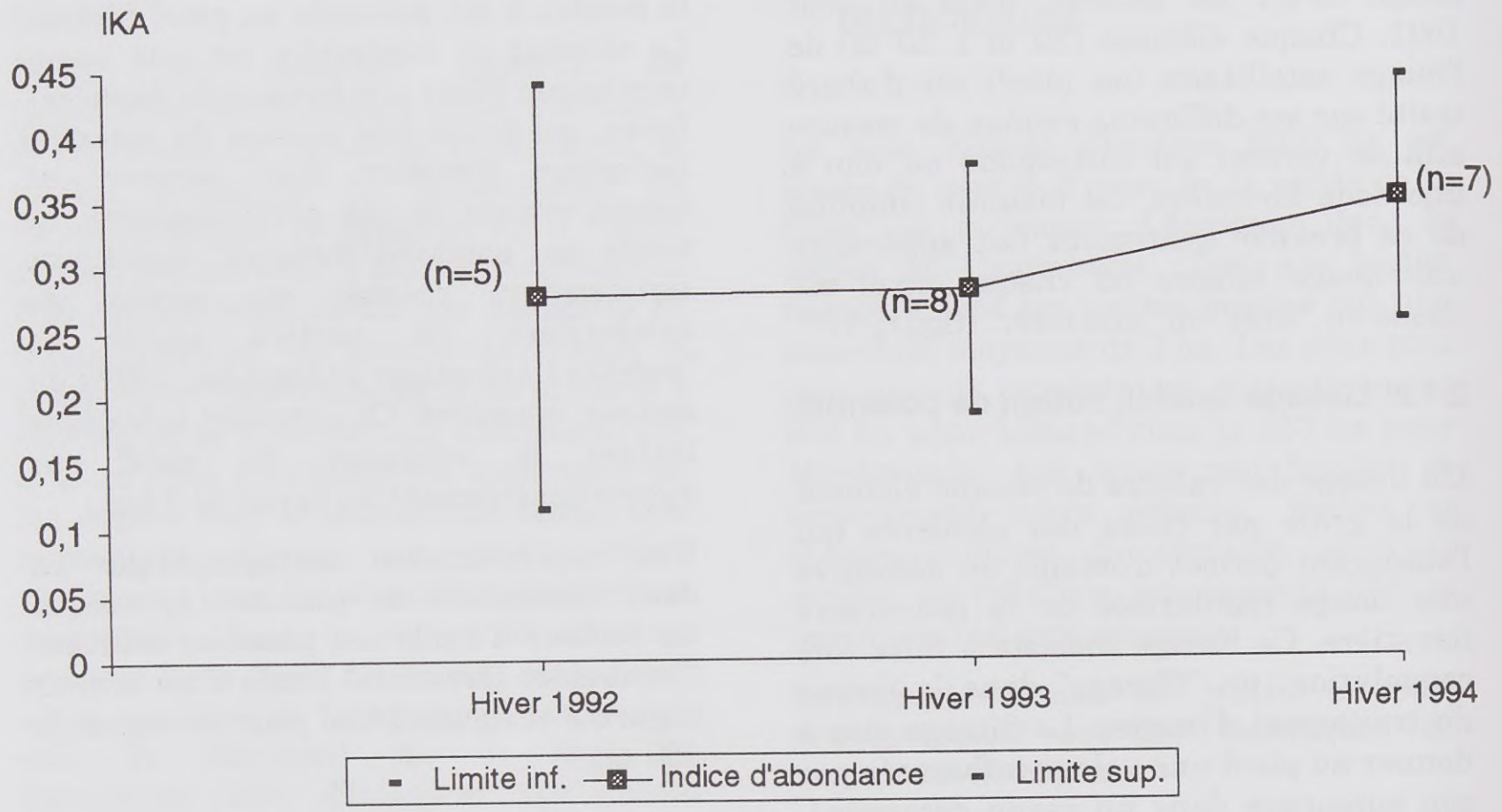


Figure 3 : Evolution de l'Indice Kilométrique d'Abondance (IK) hivernal à Aurignac entre 1992 et 1994

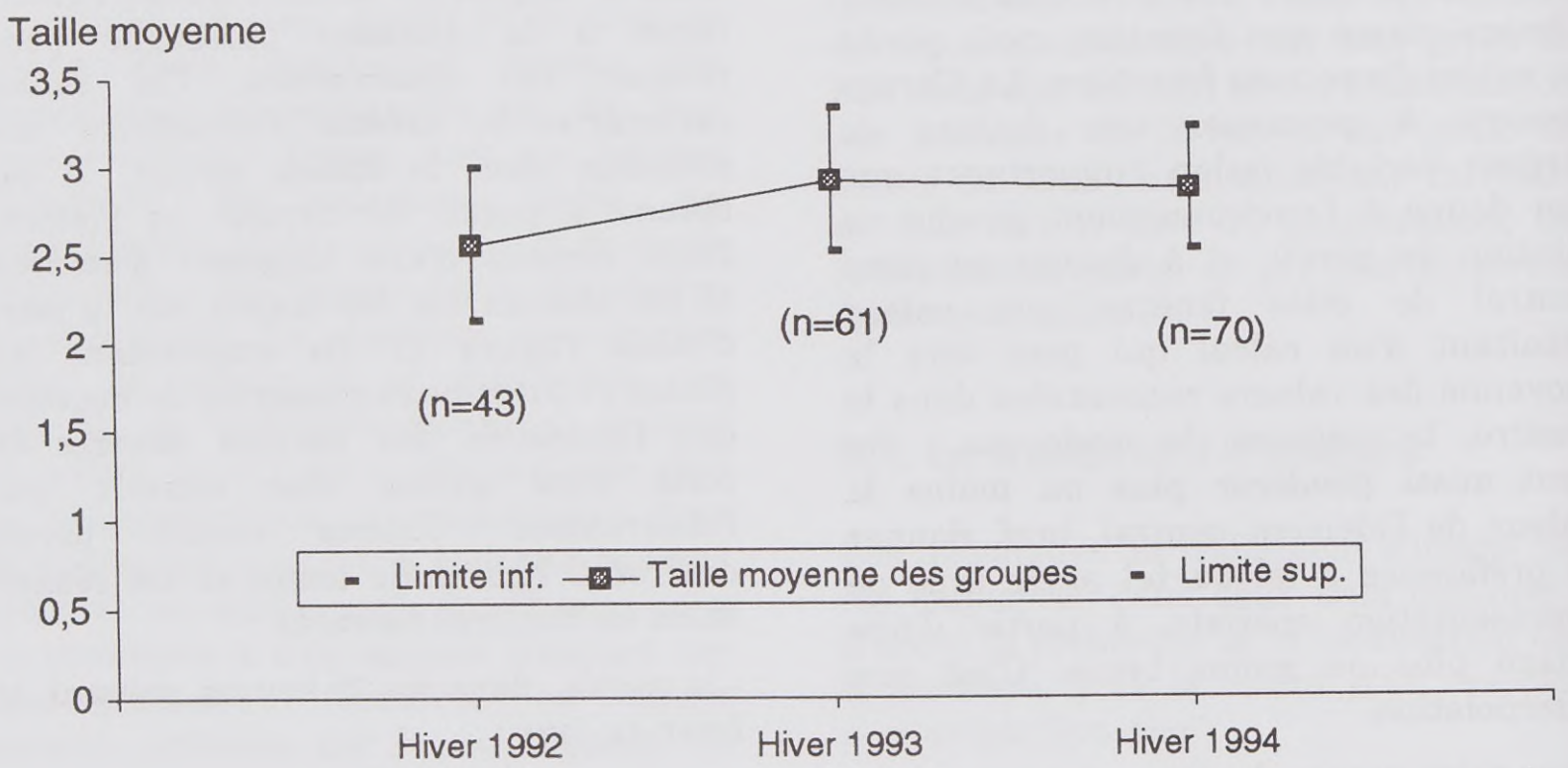


Figure 4 : Evolution de la taille des groupes entre 1992 et 1994 à Aurignac

mars). C'est une période d'organisation particulière de la population : regroupement des individus, liaison mère-jeune plus stable après reproduction et rut.

L'observation se fait aux jumelles ou au télescope et chaque observation (ou contact) est reportée sur un plan dans une cellule d'un carroyage à maille de 100 m sur 100 m (précision estimée de la localisation) pour étudier la répartition dans le milieu. La signification des observations ponctuelles ainsi récoltées découle de la répétition des circuits dans le temps. On considère que l'ensemble des deux circuits (en général l'un réalisé le matin et l'autre le soir) constitue une image instantanée (photo) de la situation que l'on observe sur la zone d'étude et un indice est calculé pour chaque photo. La répétition de cette unité d'échantillonnage nous fournit une variance pour estimer l'indice final avec une marge d'incertitude ; et interpréter ainsi des variations d'une année à l'autre.

2.2.2. La taille des groupes

Les circuits hivernaux permettent en outre de déterminer la composition et la taille des groupes observés. Ce paramètre est un bon indicateur de l'état plus ou moins forestier du chevreuil (Zejda, 1978 ; Bresinski, 1982 ; Bideau, *et al.*,1983 ; Maublanc *et al.*, 1985 ; Cibien *et al.*, 1989) dont la tendance grégaire s'amplifie lorsque sa fréquentation des milieux ouverts s'accentue.

2.2.3. Les indices de condition

Les indices de condition utilisés sont le poids des jeunes de l'année au moment de la chasse (moins de 1 an) et le poids des adultes mâles et femelles (Maillard *et al*, 1989). Ces informations sont fournies par l'examen des tableaux de chasse de la saison 93-94 et ne concernent qu'un nombre relativement restreint de territoires de chasse : échantillon de 4 communes (Saint-André, Eoux, Bachas, Peyrissas).

2.3. Evaluation des dégâts sur plantation

Avec l'aide du Centre d'Etude du Machinisme Agricole du Génie Rural des Eaux et Forêts (CEMAGREF) de Nogent-sur-Vernisson, nous avons entrepris d'évaluer l'impact des chevreuils sur la seule plantation sensible disponible sur la zone d'étude. C'est une plantation jeune (2 à 3 ans) comprenant diverses espèces (Pins Laricio, Cèdre, Calocèdre, *Cupressocyparis*, Erable sycomore, Séquoïa). D'une surface d'environ 2 ha, elle est constituée de lignes espacées de 7 m, à flanc de coteau orienté nord/nord-ouest. Les plans sont installés à intervalles de 2 m à 2,5 m selon les espèces.

Plusieurs critères ont été choisis, et le résultat exprimé en pourcentages de plants répondant au critère retenu. Il s'agit des critères de consommation sur pousse terminale (cpt) ou latérale (cpl), de frottis récents (frotan) ou anciens (viefrot), de l'état sanitaire constaté : mort, déficient, satisfaisant et d'un critère de forme : mauvaise (frm m), médiocre (frm med), bonne (frm bon).

3. Résultats

3.1. Relations population milieu

Pour replacer la population de chevreuils de la zone étudiée dans une dimension diachronique, nous ferons référence aux statistiques de la chasse dont nous disposons sur une période de 5 années précédant le début de l'étude (renseignements obtenus auprès de la fédération des chasseurs, tableau 1). Il s'agit du tableau de chasse réalisé sur le canton d'Aurignac et sur la zone d'étude. Il faut préciser que ce gibier n'est chassé que dans les bois. Même s'il ne représente pas la totalité du prélèvement effectivement réalisé sur la population (s'y ajoutent la mortalité naturelle ou accidentelle, le braconnage etc.) cet indice rend compte de la tendance générale de l'évolution des effectifs dans la région. On constate une augmentation importante du prélèvement entre 1988 et 1992 (+50 %). Les autres

indicateurs étudiés vont nous permettre de préciser un peu les choses.

Années	1988	1989	1990	1991	1992
Aurignac	127	138	152	159	177
Zone d'étude	60	63	68	73	90

Tableau 1 : Tableau de chasse réalisé sur le chevreuil entre 1988 et 1992.

3.1.1. Indice d'abondance

Les résultats des circuits hivernaux (figure 3) réalisés en milieu ouvert montrent qu'entre 1992 et 1994 la variation observée n'est pas significativement différente de la stabilité. Le faible nombre de répétitions des "photos" (entre 5 et 7) et leur coefficient de variation important (entre 30 et 46 %) se traduisent par des intervalles de confiance importants autour des moyennes de chaque année.

Précisons en outre, que si les valeurs de cet indice sont assez proches de celles que l'on trouve habituellement dans les massifs forestiers (Vincent *et al.*, 1991 ; Vincent *et al.*, 1995) renfermant une densité faible d'animaux, elles ne peuvent en aucun cas y être comparées. Les conditions d'observation sont en particulier très différentes, et cette méthode n'est pas calibrée pour évaluer des effectifs en milieu ouvert. Les tentatives réalisées à l'étranger (Zejda, 1984 et 1985) démontrent du reste le peu de fiabilité de ce type de démarche. Il vaut mieux utiliser cet indice dans une approche longitudinale, un suivi sur le long terme, pour déceler un sens d'évolution des effectifs plutôt que rechercher leur valeur absolue.

3.1.2. Taille des groupes

L'évolution de la taille (et son l'intervalle de confiance au seuil de 5 %) des groupes de chevreuils observés pendant les circuits est présentée dans la figure 4. Comme précédemment la variation entre années est peu importante et statistiquement non significative. En revanche, ces tailles de groupes sont très remarquables pour des animaux fréquentant le milieu ouvert. En effet elles sont tout à fait caractéristiques de populations forestières où le groupe dépasse peu l'unité familiale (2 à 4 individus) sauf en forte densité où on peut rencontrer des groupes allant jusqu'à 7 individus (Vincent, 1995). Signalons également que le pourcentage de mâles dans les observations n'est pas significativement différent de 50 % en 1992 et 1993. En revanche, il est déséquilibré en faveur de ces derniers en 94 (59,4 % ; entre 66 et 52). Est-ce un artefact d'observation ou un déséquilibre réel de la population ? S'il y a un comportement différent des sexes, c'est plutôt en mars qu'il devrait être sensible car en raison de la territorialité, les mâles deviennent plus "observables" que les femelles.

3.1.3. Les indices de condition

L'échantillon des territoires de chasse suivis est relativement petit : il a permis l'examen de 21 animaux, tous tirés dans les bois et non en milieu ouvert. Sept mâles adultes, sept femelles adultes et sept jeunes de moins de 1 an composent cet échantillon. Il ne faut donc accorder à ces résultats qu'une valeur indicative. Ajoutons que les chevreuils ne sont tirés que dans les massifs boisés. Le résultat de la pesée des animaux avant qu'ils ne soient vidés (poids plein) figure dans le tableau 2 .

Dans cet échantillon, les mâles sont significativement plus lourds que les femelles ($t = -4,35$ $p = .001$). Ces valeurs de poids, particulièrement pour les jeunes, sont très comparables à celles obtenues en forêt de plaine en faible densité (5 à 8 /100 ha) dans le nord de la France : 24,36 ; 21,14 et 15,28 kg respectivement pour les mâles, les femelles et les jeunes (Vincent *et al.*, 1995).

3.1.4. Répartition des observations dans le milieu

Le potentiel sylvatique calculé sur la zone d'étude pour un rayon de 1 km est représenté sur la figure 2 où figurent également les circuits d'observation. On



Figure 1 : Carte de la zone d'étude avec le réseau de circuits voiture représenté par le tracé rouge, et les principaux villages.

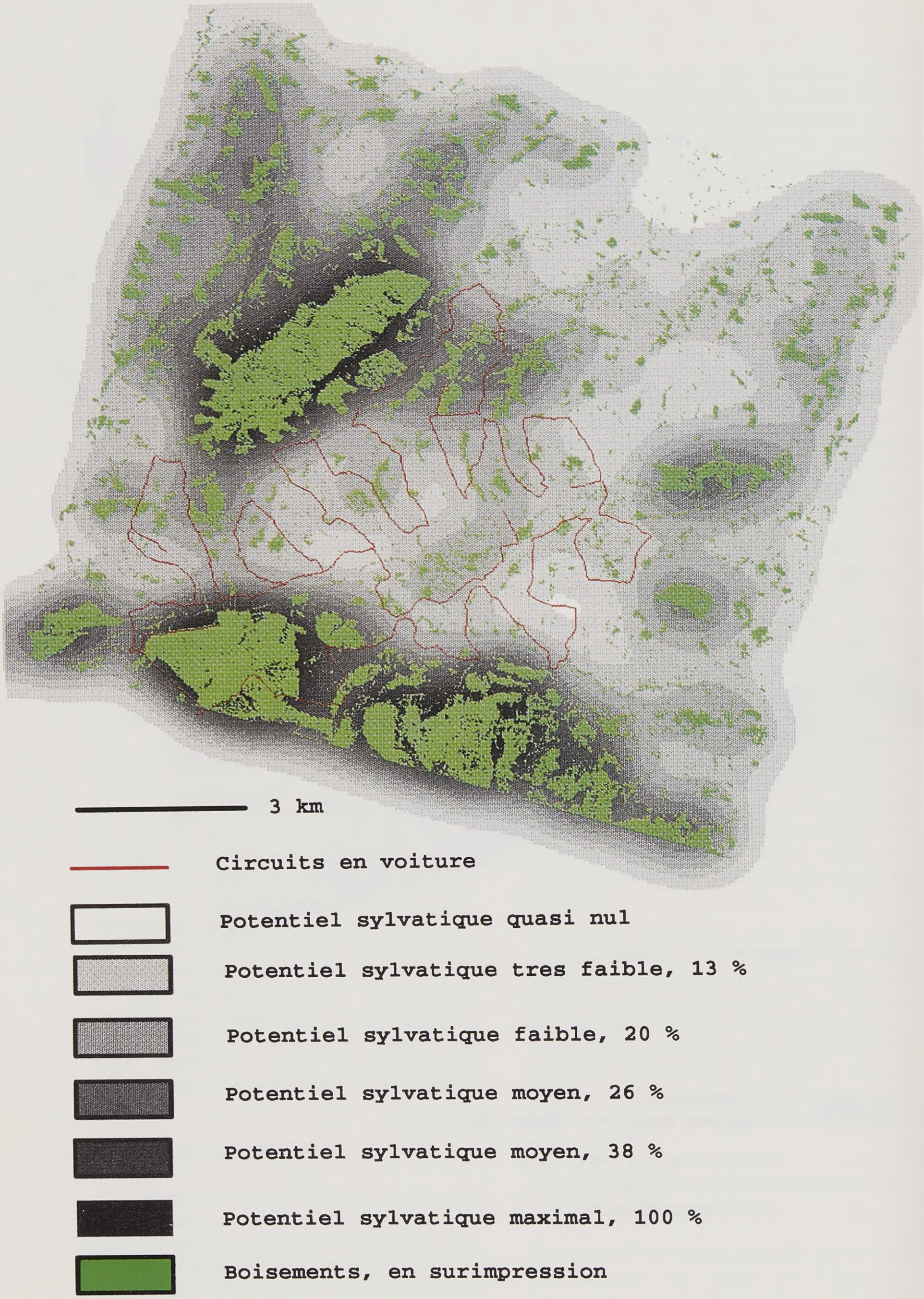


Figure 2 : Carte du potentiel sylvatique calculé sur un rayon de 1 km. En vert apparaissent les formations boisées en surimpression sur le potentiel, et le tracé rouge représente le réseau de circuits voiture.

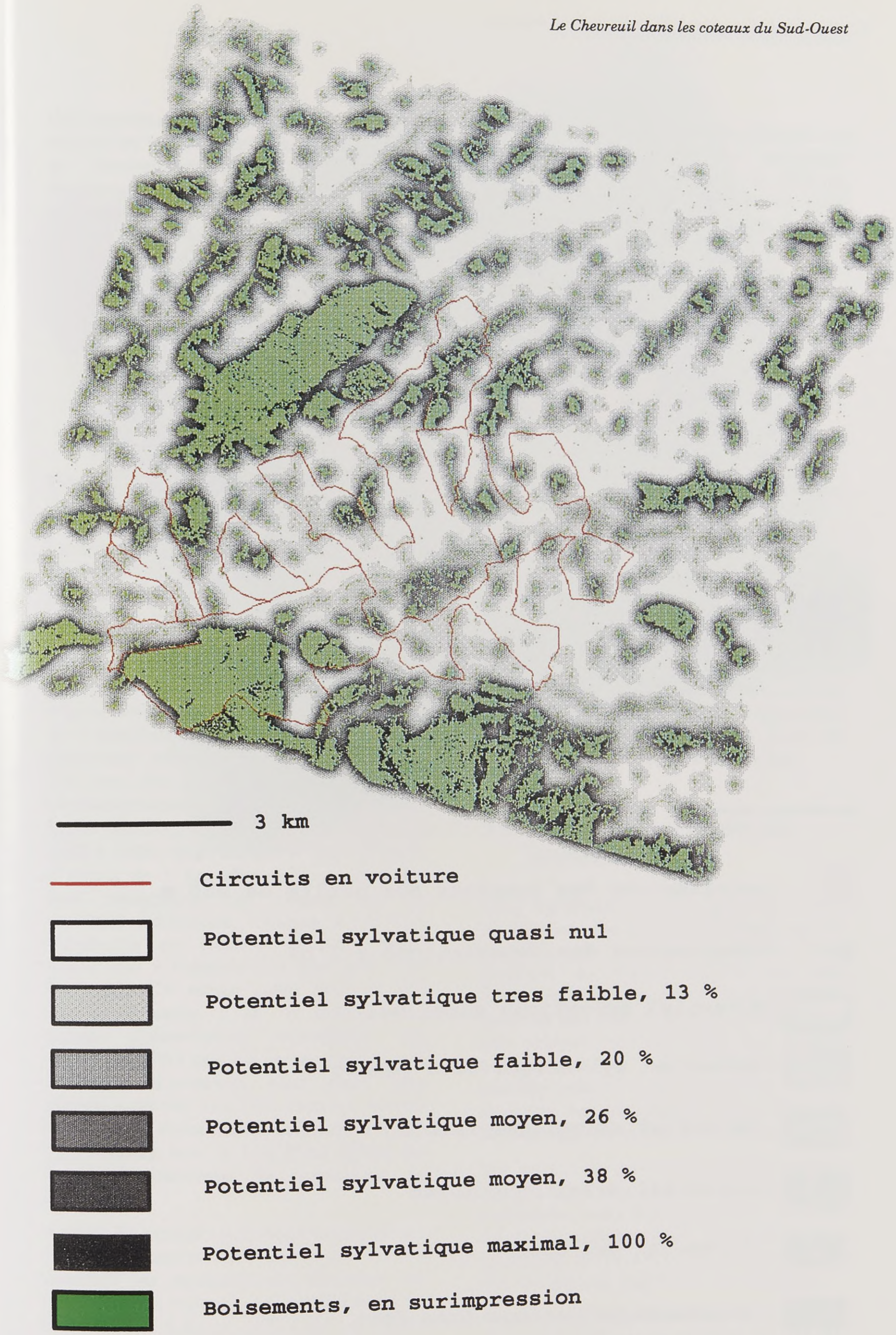


Figure 2 bis : Carte du potentiel sylvatique calculé sur un rayon de 300 m. En vert apparaissent les formations boisées en surimpression sur le potentiel, et le tracé rouge représente le réseau de circuits voiture.

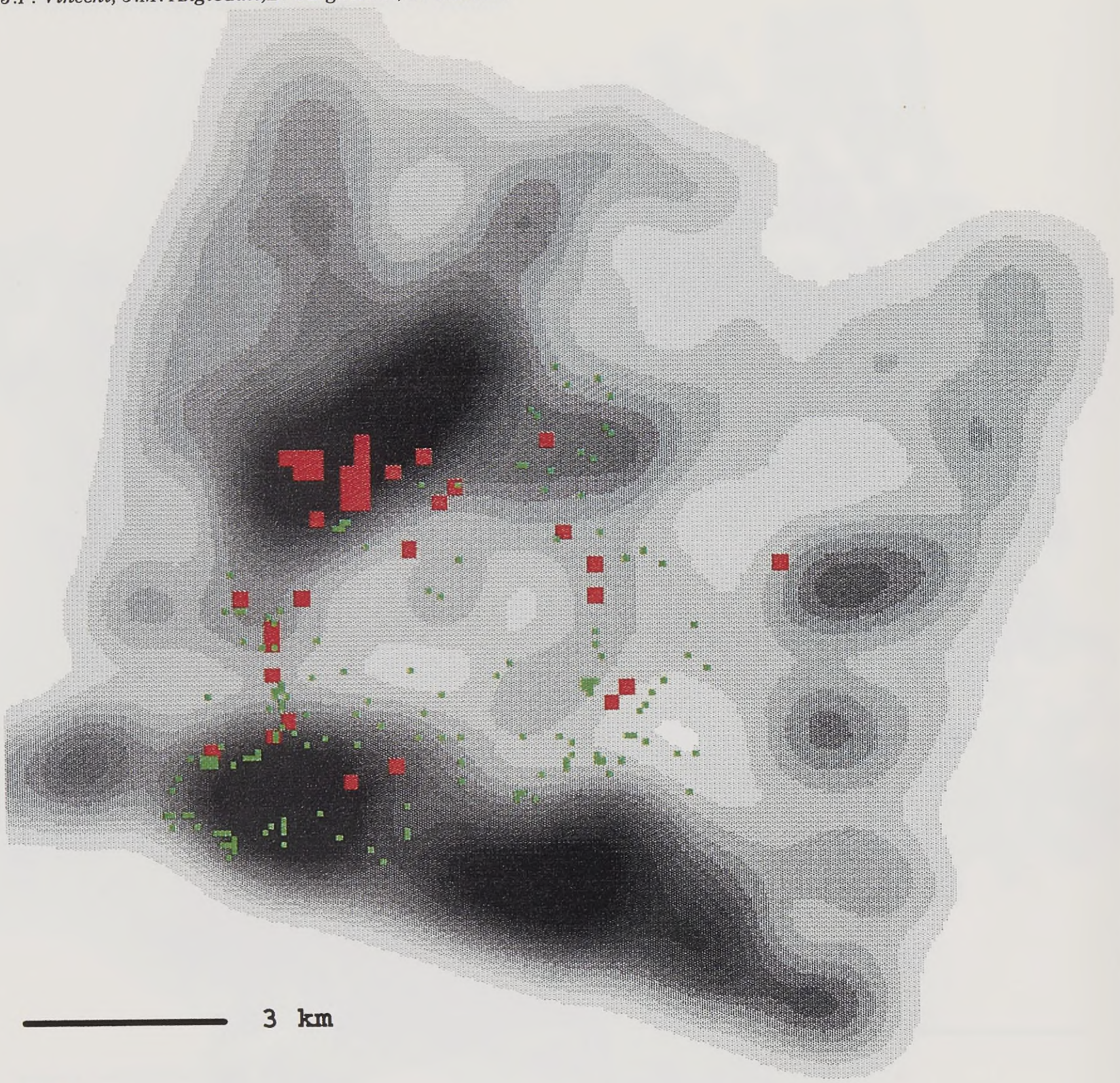


Figure 5 : Carte de la répartition des observations de chevreuils (petits carrés verts) faites pendant les circuits voiture (1992 à 1994) et pendant les recensements d'oiseaux (gros carrés rouges) de 1992). Le fond de carte représente le potentiel sylvatique calculé sur un rayon de 1 km.

voit nettement apparaître deux "couloirs" reliant les massifs de Lilhac-Fabas à ceux de Mauboussin et de Boussan. En choisissant une représentation de ce potentiel pour un rayon plus restreint de 300 m, (figure 2 bis), on retrouve en gros ces mêmes couloirs. Mais une connexion partant de la forêt de Mauboussin en direction de Peyrissas est davantage révélée par le petit rayon de 300 m, représentant mieux les proximités entre petites taches boisées que le grand rayon de 1 km.

Date	limite inf.	Indice d'abondance	limite sup.	C.V.(%)
Hiver 1992 (n=5)	0.156	0.277	0.398	46
Hiver 1993 (n=8)	0.164	0.278	0.393	41
Hiver 1994 (n=7)	0.255	0.340	0.440	29

Tableau 2 : Poids plein des animaux tués à la chasse sur 4 territoires de chasse du canton d'Aurignac en 1994.

Ce dernier donne une idée plus régionale du potentiel en faisant disparaître les petites surfaces boisées isolées en milieu ouvert. Le grain de la représentation est plus fin mais ne change pas fondamentalement les tendances générales observées au rayon de 1 km. Cette dernière échelle nous paraît bien adaptée à l'étude de la population, l'autre (rayon de 300 m) convenant peut-être mieux à une analyse fine pour des animaux individualisés. La localisation des observations de chevreuils faites pendant les circuits hivernaux de 1992 à 1994, reportée sur le fond de carte à rayon de 1 km (figure 5), montre que leur répartition est calquée sur le potentiel sylvatique. Chaque carré vert représente un élément de 1 ha ayant donné lieu à l'observation d'au moins un chevreuil. Un même carré peut en fait renfermer entre 1 et 15 individus (3 années d'observation regroupées). On remarque alors que les carrés renfermant beaucoup d'animaux sont dans leur grande majorité localisés dans un niveau de potentiel élevé jamais inférieur à 20 %. Cela illustre bien la très forte liaison au bois que manifeste la population de chevreuils.

A titre de comparaison nous avons ajouté les observations de chevreuils faites pendant les recensements d'oiseaux en 1992 (carrés rouges). La précision de la localisation (6,25 ha, 250 x 250 m) explique la taille des symboles utilisés pour situer ces contacts. La localisation des chevreuils par rapport au potentiel sylvatique, est très semblable aux résultats des circuits voiture. Les zones prospectées sont cependant légèrement différentes : le massif de Lilhac-Fabas, non couvert par les circuits voiture, l'est en revanche par les points d'écoute oiseaux. C'est l'inverse pour le massif de Mauboussin. Malgré des protocoles très différents, ces informations se complètent et sont cohérentes, renforcant l'idée d'une population de chevreuils essentiellement forestière.

3.2. Evaluation des dégâts sur plantation

On a représenté sur les figures 6, 7 et 8 les résultats des mesures de dégâts sur la plantation de Saman. L'étude de l'état sanitaire des plants, montre une très faible proportion de morts. Seuls le Cèdre (pour un peu plus de 30 %) et le Sycomore non protégé (environ 20 % des plants) présentent des sujets déficients en quantité relativement importante. L'état sanitaire est satisfaisant pour plus de 80 % des plants des autres essences.

Les dégâts de printemps touchent entre 10 % et 20 % des cèdres pour les abroutissements, mais dépassent 60 % pour les sycomores non protégés. Les frottis sont également importants pour cette essence et à un moindre degré pour les séquoias.

Pour le critère de forme, les atteintes du Chevreuil sont souvent visibles. Le Pin, le Cèdre et le Séquoia sont les essences qui supportent le mieux ces atteintes,

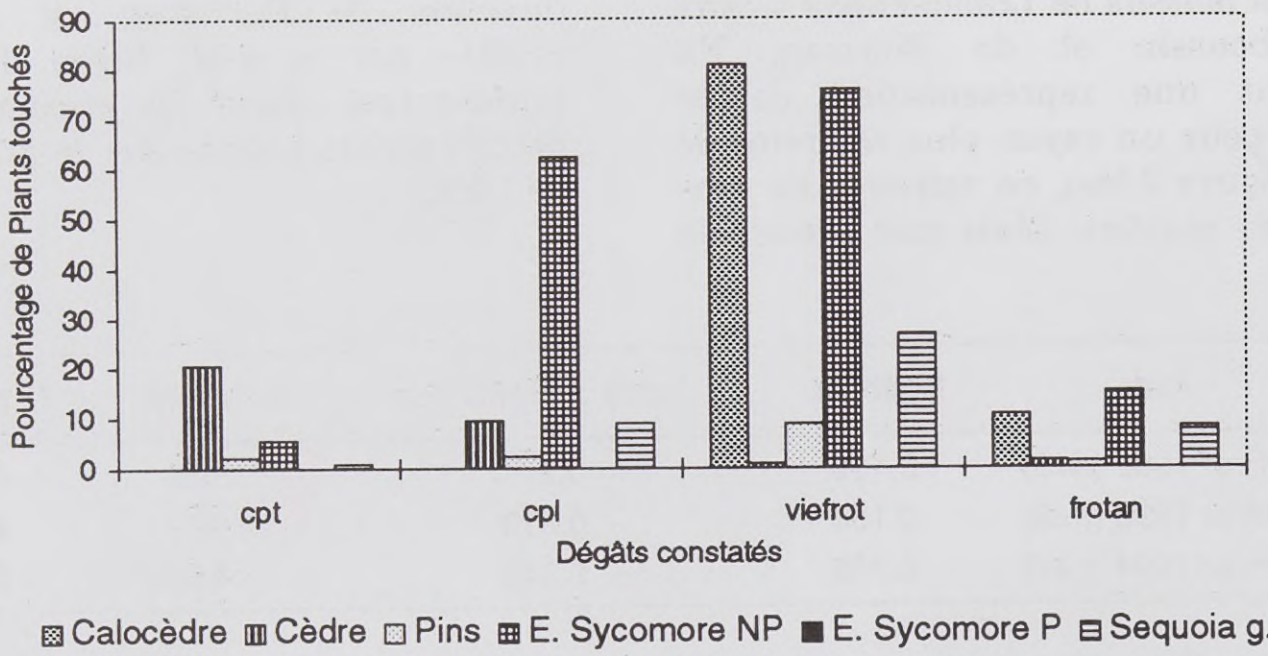


Figure 6 : Inventaire des dégâts sur la plantation de Saman (Printemps 1993)
(**cpt** : consommation pousses terminales ; **cpl** : consommation pousses latérales ; **viefrot** : vieux frottis ; **frotan** : frottis de l'année)

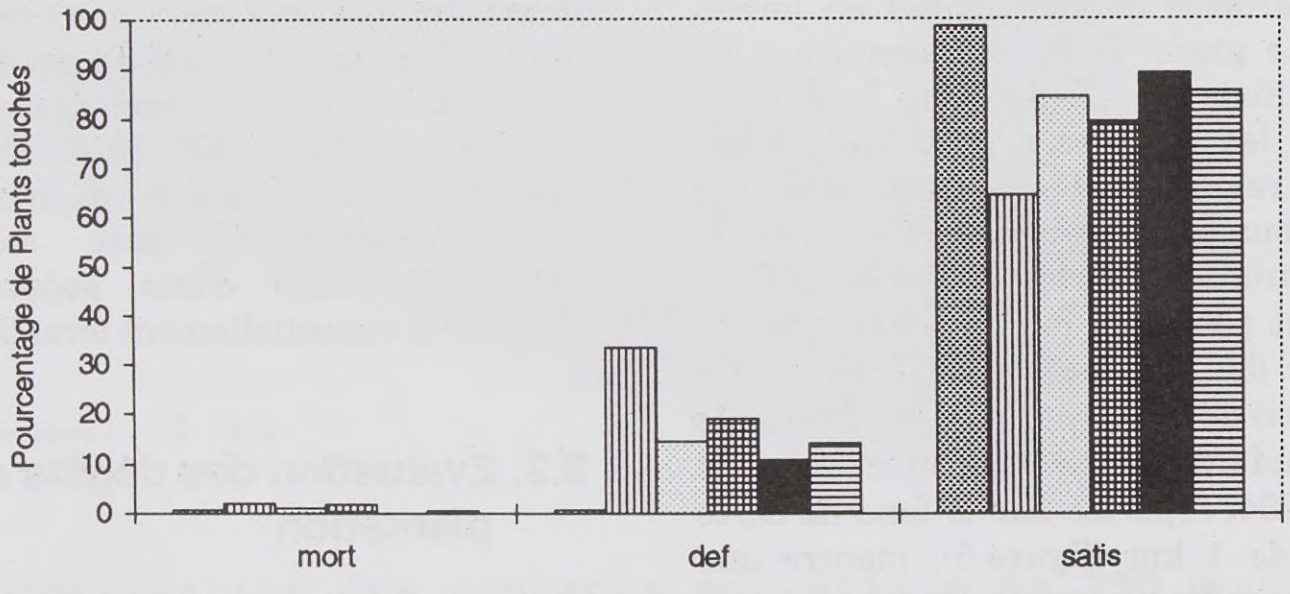


Figure 7 : Etat sanitaire des plants sur la plantation de Saman (Printemps 1993)
(**mort** : plants morts ; **def** : plants déficients ; **satis** : plants satisfaisants)

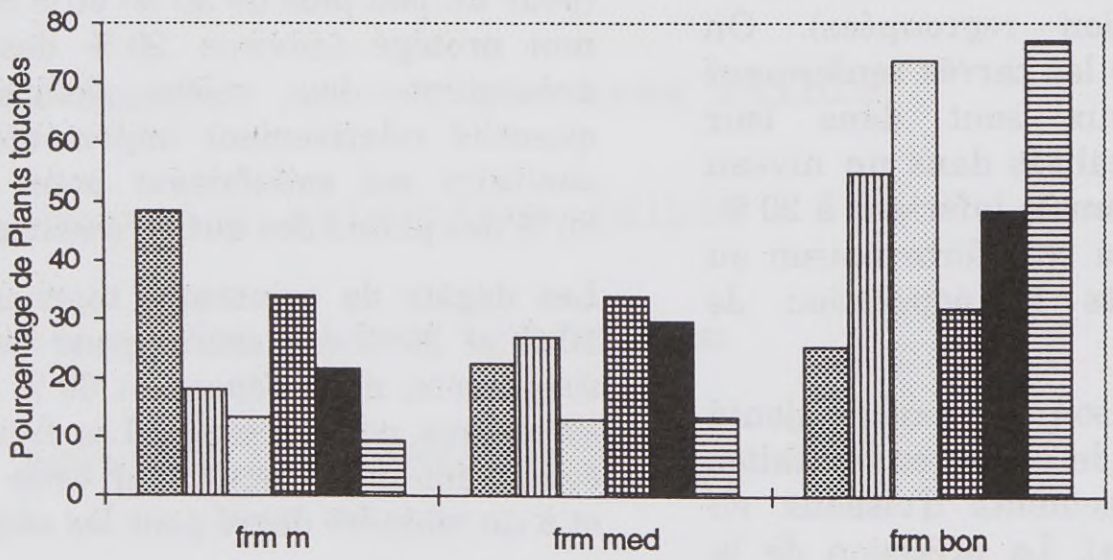


Figure 8 : Forme des plants sur la plantation de Saman (Printemps 1993)
(**frm m** : forme mauvaise ; **frm med** : form médiocre ; **frm bon** : forme bonne)

viennent ensuite le Sycomore protégé, le Sycomore non protégé et le Calocèdre.

4. Discussion et conclusion

4.1. Relations population paysage

Il convient de rappeler que l'indice d'abondance ne concerne ici que les milieux ouverts que l'on compare d'une année sur l'autre. La population de chevreuils étudiée présente des caractéristiques typiques de celles en général rencontrées en milieu forestier. En particulier la taille des groupes, mais aussi le poids des jeunes animaux prélevés à la chasse, témoignent de densités plutôt moyennes. Par ailleurs, les milieux ouverts disponibles à Aurignac sont principalement de type bocager comme le traduit bien le potentiel sylvatique important. C'est dans les zones de plus fort potentiel que se concentrent la majorité des observations de chevreuils faites en milieu ouvert. Ceci acrédite l'hypothèse suivante : nous avons affaire ici à une population de chevreuils forestiers qui étendent leurs activités aux cultures voisines. Ils ne sont pas installés dans ces milieux ouverts comme on peut le voir dans les grandes plaines céréalières du nord de la France, les polders des Pays-Bas ou les grandes plaines de l'Europe de l'Est. Dans ces types de formations, le chevreuil vit en grands groupes (40 animaux et plus) et effectue sur place une grande partie de ses activités. La réaction principale aux perturbations humaines se manifeste par une fuite qui tend à augmenter la distance entre l'animal et la source de dérangement (Mrlik, 1990, 1991). Les zones refuges sont alors les secteurs les plus distants des activités suspectes, mais sont toujours en milieu ouvert. Dans notre étude, les animaux fréquentent peu les rares zones très ouvertes et fuient toujours vers les formations boisées omniprésentes en cas de dérangement.

Un autre aspect pouvant expliquer ce type d'occupation spatiale des chevreuils dans la zone d'étude réside dans la structure du paysage agricole. Les activités agricoles sont organisées dans le cadre de petites exploitations comprenant des parcelles de petite taille. Le type de production combinant élevage et culture entraîne une activité humaine à l'extérieur peu regroupée dans le temps et l'espace, d'où une source de dérangement importante et toujours présente. L'habitat humain est aussi très dispersé, induisant d'autres facteurs de dérangement (chiens errants...), mais surtout ne favorise pas le découpage en surfaces conséquentes sans activité ou présence humaine. Dans les plaines céréalières citées plus haut, les activités agricoles sont beaucoup plus regroupées dans le temps (labours, semailles, récolte) et procurent donc aux animaux beaucoup plus de temps sans présence humaine. En outre la dimension des exploitations et du parcellaire déterminent des zones "libres" de surface très importante.

Le paysage est en partie façonné par l'organisation et le type des activités agricoles qui s'y déroulent. Le Chevreuil s'intègre dans ce tissu en s'adaptant aux activités locales et aux changements qui peuvent survenir. En ce sens, l'organisation des activités de cet ongulé, suivie sur le long terme, pourrait devenir un témoin des transformations du milieu : un indicateur des modifications du paysage. Ce projet nécessite cependant des investigations beaucoup plus approfondies. Cela concerne notamment une description plus précise et quantifiée des activités et de l'organisation agricole. Pour le chevreuil, il faut encore affiner la description des caractéristiques de l'utilisation de l'espace des milieux tant ouverts que fermés (milieu forestier). Enfin, il est nécessaire de replacer ces observations sur une échelle temporelle pour apprécier les effets des modifications du paysage.

4.2. Mesure de l'impact sur les plantations

Les mesures effectuées sur la seule plantation "sensible" de notre zone d'étude ne fournissent sans doute que des informations très ponctuelles. Cependant, ce site est représentatif de ce que peut être un investissement "bois" dans une exploitation agricole. Dans le cas présent, les atteintes dues au chevreuil, ne

remettent pas en cause la plantation. On constate une sensiblité différente selon les espèces, mais globalement l'état sanitaire reste satisfaisant. Il est donc souhaitable, avant toute intervention, d'évaluer correctement l'importance économique du dégât. (CEMAGREF, 1989 ; Ballon, 1989). De nombreux facteurs peuvent intervenir dans une telle évaluation. Un des premiers éléments est la mesure objective du rôle exact du chevreuil par rapport à l'ensemble des déprédations constatées (dégâts possibles par d'autres espèces, rongeurs en particulier). La plantation en ligne est un procédé particulier, et les dégâts effectués par les chevreuils sont indépendants de leur densité (un seul animal peut ravager à lui seul une plantation !).

En cas de problèmes d'abroutissement ou de frottis, on peut envisager des protections individuelles (ONC/CEMAGREF, 1989 ; Ballon, 1989), une lutte chimique par répulsifs (Picard, 1989) ou d'autres modes de plantation différents de la classique plantation en ligne. Le type d'espèces choisies a également un rôle à jouer dans la réussite d'une telle entreprise, et dans ce domaine de nombreuses contraintes interviennent (demande de l'industrie, temps de rotation, qualité des bois, etc.). De nouvelles méthodes de protection reposant sur le comportement des animaux sont également à envisager telles que l'effarouchement acoustique ou la modification de l'occupation spatiale des animaux par l'utilisation de molécules issues des glandes de marquage. Cela nécessite encore des travaux de recherche et d'expérimentation, ainsi que des mises au point techniques.

4.3. Le chevreuil et la forêt paysanne

L'intérêt manifesté actuellement autour du thème de la forêt paysanne, aussi bien sur l'existant que sur le futur (plantations en particulier) doit naturellement conduire à prendre en considération les animaux hôtes dont le chevreuil. Il faut en effet garder à l'esprit qu'une forêt ne se résume pas uniquement à un ensemble de végétaux pouvant conduire à une production plus ou moins rapide et abondante de bois ou de cellulose. Le peuplement animal fait partie intégrante de ce système forestier et intervient dans son évolution par des interactions réciproques. La réflexion conduite pour une valorisation de ce système doit donc envisager tous ses éléments. Bien qu'elle soit souvent perçue de façon négative (dégâts), nous voudrions souligner un coté positif de la présence du chevreuil dans une optique de gestion de la forêt. Les objectifs tentent de définir sur un plan qualitatif et quantitatif une production alternative et complémentaire au revenu agricole classique. On peut alors présenter trois démarches possibles :

La première consiste à utiliser son statut d'animal gibier, et d'organiser sa gestion autour d'un prélèvement cynégétique optimum. Cela peut prendre la forme de la vente du droit de chasse ou de l'exercice direct de la chasse. La création d'organisations telles que les Groupements d'Intérêts Cynégétiques (G.I.C) peut faciliter ce type de pratique dans la mesure où cette gestion s'appuie sur des bases rationnelles. Soulignons à ce sujet que la chasse permet de valoriser certaines portions de territoire peu productrices (forêts pauvres, landes boisées, friches etc.)

La seconde possibilité consiste à développer des élevages en enclos, toujours sur des zones pauvres afin de commercialiser la viande ou des produits transformés à la ferme. Cette option reste cependant très liée au goût du public pour la viande de gibier.

Le troisième aspect que revêt la présence du chevreuil sur un territoire, touche au tourisme animalier (éco-tourisme, tourisme vert). Le citadin à la campagne est à la recherche d'un environnement diversifié dans sa structure et sa composition spécifique. La possibilité d'observer la grande faune constitue ainsi un attrait particulier. L'animation culturelle autour de la faune (visites guidées, découverte et observation des animaux à certaines époques) fournit déjà un élément dynamisant la vie rurale dans certaines régions.

Remerciements

Ce travail a reçu un soutien financier de la part du Conseil Régional Midi-Pyrénées dans le cadre d'un contrat sur la Forêt Paysanne.

Bibliographie

Aine D., 1990. Description des modes de chasse au chevreuil utilisés en plaine de Picardie. *Bul. Mens. O.N.C.,* 151 : 29-31.

Askins R.A., Philbrick M.J. & Sugeno D.S., 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biol. Conserv.,* 39 : 129-152.

Askins R.A. & Philbrick M.J., 1987. Effect of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bull.,* 99 : 7-21.

Aulak W. & Babinska-Werka J., 1990. Use of agricultural habitats by roe deer inhabiting a small forest area. *Acta Theriol.,* 35(1-2):121-127.

Ballon P., 1989. Bilan d'une expérimentation de protection d'une plantation de chêne contre les dégâts de chevreuils. *Bul. Mens. O.N.C.,* 141 : 2-44.

Bideau E., Vincent J.P., 1983. Evolution saisonnière de la taille des groupes chez le Chevreuil en milieu forestier. *Rev. Ecol. (Terre et Vie),* 37(2) : 85-93.

Blake J.G. & Karr J.R., 1984. Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. *Biol. Conserv.,* 30 : 173-187.

Blake J.G. & Karr J.R., 1987. Breeding birds of isolated woodlots : area and habitat relationships. *Ecology,* 68 (6) : 1724-1734.

Bresinski W., 1982. Grouping tendencies in roe deer under agrocenosis conditions. *Acta. Theriol.,* (27) 29 : 427-447.

Cibien C., 1987. Groupe d'étude du chevreuil de plaine: objectifs, premiers résultats. *Bul. Mens. O.N.C.,* 112, 27-31.

Cibien C., Bideau E., Aine D., 1987. Flexibilité comportementale chez le Chevreuil ; comparaison de trois populations de plaine. Colloque. Biologie des populations ; Pau (France) 2-3 septembre 1987.

Cibien C., Aine D., Jacquemart E., 1989. Groupe d'étude du Chevreuil de plaine : bilan et perspectives un an et demi plus tard. *Bul. Mens. O.N.C.,* 134 : 32-35.

Cibien C., Boisaubert B., Maublanc M.L., 1989. Note sur la répartition du Chevreuil (Capreolus capreolus L.) dans les agrosystèmes du nord de la France. *Mammalia* 53, 1 : 126-129.

Cibien C., Boisaubert B., Maublanc M.L., 1989. Influence of habitat characteristics on winter social organisation in field roe-deer. *Acta Theriol.,* 34, 14 : 219-226.

Cibien C., Jacquemart E., Boisaubert B., 1990. Le chevreuil de plaine occasionne-t-il des dégâts aux cultures de céréales? *Bul. Mens. O.N.C.,* 146 : 26-28.

Cibien C., Aine D., 1990. Occupation de l'espace chez le chevreuil de plaine. *Bul. Mens. O.N.C.,* 151 : 23-26.

Cibien C., 1990. Peut-on compter les Chevreuils de plaine en hélicoptère. *Bul. Mens. O.N.C.,* 151 : 27-28.

Jacquemart E., Cibien C., Aine D., 1989. Image du chevreuil de plaine auprès des agriculteurs picards. *Bul. Mens. O.N.C.,*132 : 17-20.

Jacquemart E., Cibien C., Chabanet C., Boisaubert B. et Aine D., 1989. Impact du Chevreuil (Capreolus capreolus L.) de plaine sur les rendements en blé. *Gibier Faune Sauvage,* 6:171-181.

Joachim J., 1995. *Dialectes et populations de pinsons des arbres (Fringilla coelebs) dans le Sud-Ouest de la France.* Thèse de Doctorat de l'Université Paul Sabatier Toulouse.

Maillard D., Boisaubert B., Gaillard J.M., 1989. La Masse corporelle : un bioindicateur possible pour le suivi des populations de Chevreuils (Capreolus capreolus L.) *Gibier Faune Sauvage,* 6 : 57-68.

Maublanc M.L., Bideau E., Vincent J.P., 1985. Données préliminaires sur la tendance grégaire chez le Chevreuil (Capreolus capreolus) en milieu ouvert durant l'automne et l'hiver ; comparaison avec le milieu forestier. *Mammalia,* 49 : 3-11.

Maublanc M.L., 1986. Utilisation de l'espace chez le Chevreuil (Capreolus capreolus) en milieu ouvert. *Gibier Faune Sauvage,* 3: 297-31.

Maublanc M.L., Bideau E., Vincent J.P., 1987. Flexibilité de l'organisation sociale du Chevreuil en fonction des caractéristiques de l'environnement. *Rev. Ecol. (Terre et Vie),* 42 : 110-131.

Maublanc M.L., 1986. Utilisation de l'espace chez le Chevreuil (Capreolus capreolus) en milieu ouvert. *Gibier Faune Sauvage,* 3: 297-31.

Maublanc M.L., Bideau E., Vincent J.P., 1987. Flexibilité de l'organisation sociale du Chevreuil en fonction des caractéristiques de l'environnement. *Rev. Ecol. (Terre et Vie),* 42 : 110-131.

May R.M., 1981. Modeling recolonization by neotropical migrants in habitats with changing patch structure of populations *In* : Burgess & Sharpe *"Forest islands dynamics in man dominated landscape". Ecological Studies,* 41 : 207-213 Springer-Verlag.

Moore N.W. & Hooper M.O., 1975. On the number of bird species in British woods. *Biol. Conserv.,* 8 : 239-250.

Mrilk V., 1990. Disturbance of the roe deer (*Capreolus capreolus* L.) in agrocoenoses of southern Moravia. *Folia Zool.,* 39(1) : 25-35.

Mrilk V., 1991. Active protective behaviour of roe deer (*Capreolus capreolus* L.) in an open habitat during the winter season. *Folia Zool.,* 40(1) : 13-24.

Office National de la Chasse, 1989. Special interactions Grand Gibier Peuplements forestiers. *Bul. Mens. O.N.C.,* 141 : 24-27.

Office National de la Chasse, 1989. Méthode pratique d'évaluation des dégâts de Grand Gibier sur les plantations forestières. *Notes Techniques. Fiche N° 63 Bul. Mens. O.N.C.,* 141.

Office National de la Chasse, 1989. Protection individuelle des plants forestiers contre les dégâts de Chevreuils. *Notes Techniques. Fiche N° 62 Bul. Mens. O.N.C.,* 141 : Déc. 1989.

Spitz F., 1982. Conversion des résultats d'échantillonnages ponctuels simples d'oiseaux en densité de population. *O.R.F.O.,* 52 : 1-14.

Van Dorp D. & Opdam P., 1987. Effects of patch size isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecol.,* 1 (1) : 59-73.

Van Noorden B., Opdam P. & Schotman A., 1988. Density of forest interior birds in isolated woodlots. *Limosa,* 61 : 19-25.

Vincent J.P., Gaillard J.M., Bideau E., Maublanc M.L., 1989. Les Bio-indicateurs : futur outil de gestion des populations de chevreuils ? *Document interne INRA-IRGM,* (C.R.A. Toulouse, BP 27 31326 Castanet Tolosan Cedex).

Vincent J.P., Gaillard J.M. & Bideau E., 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriol.,* 36 (3-4): 315-328.

Vincent J.P., Bideau E., 1991. Influence of density on spatial and social organisation of roe deer (Capreolus capreolus L. 1758). International Symposium Ongulés/Ungulates 91 Toulouse (France), 2-6 sept. 91. Actes, pp. 267-269.

Vincent J.P., Bideau E., Hewison M., Angibault J.M., 1995. The influence of increasing density on body weight, kid production, home range and winter grouping in roe deer. *J. Zool., Lond.* 236 : 371-382

Woolhouse M. E. J.,1983. The theory and practice of the species area effect applied to the breeding birds of british woods. *Biol. Conserv.,* 27 : 315-332.

Zejda J., 1978. Field grouping of roe deer in lowland region. *Zool. Listy,* 27: 111-122.

Zejda J.,1980. Habitat selection and population density of field roe deer (*Capreolus capreolus* L.) outside the growing season. *Folia zool.,* 29(2):107-115.

Zejda J., 1984. Road strip transects for estimating field roe deer density. *Folia Zool.,* 33(2) : 109-124.

Zejda J., 1985. Field transects for roe deer census. *Folia Zool.,* 34(3) : 209-215.

Et. Rech. Syst. Agraires Dév., 29 : 83-100

Rôle hydrologique et géochimique des Structures Linéaires Boisées

Bilan bibliographique et perspectives d'étude

Philippe MEROT
Sandrine REYNE

INRA, Unité de Science du Sol et de Bioclimatologie, ENSA, 65, route de St Brieuc, 35042 Rennes cedex

Résumé

La recherche bibliographique révèle la rareté des travaux spécifiques sur l'impact des structures linéaires boisées (SLB) vis-à-vis de la ressource en eau, tant sur le plan quantitatif que qualitatif, sous climat tempéré. Quelques travaux font ressortir cependant un impact important sur l'organisation et le fonctionnement des sols. Il ressort également, à partir d'études faites essentiellement dans le bocage breton que le réseau bocager, et particulièrement le talus de ceinture de fond de vallée, ont un rôle régulateur sur les débits, en atténuant notamment le volume et la pointe de crue. Sur le plan géochimique, différents indices suggèrent d'attribuer aux SLB un rôle sur le transfert de polluants : les haies bloquent les particules érodées, support des pesticides et du phosphore ; des conditions anaérobies peuvent régner dans le sol au droit des haies et favoriser la dénitrification ; enfin les arbres des haies peuvent consommer spécifiquement certains éléments dissous.

Cependant un grand besoin de recherches nouvelles se fait sentir tant sur le plan strictement hydrologique, pour quantifier l'impact des haies, au niveau de grands bassins versants à partir de méthodes actuelles (modélisation hydrologique distribuée, système d'information géographique) que sur le plan géochimique, pour caractériser les processus en oeuvre, en synergie sans doute avec d'autres éléments du paysage (zones humides de bas-fond...).

Mots clés : haie, hydrologie, sol, réseau, zone tampon.

Abstract

The hydrological and geochemical role of hedges : a review of literature ; research prospects. *A review of literature reveals that there have been very few studies so far on the quantitative and qualitative impact of hedges on water resources in the temperate zone. Work in French Brittany shows that the bocage network, and specifically the hedge line surrounding the talweg, have a buffering effect, by lessening stormflow volume and floodpeaks.*

Regarding water quality, some information suggests that hedges have an impact on pollutant movement : hedges retain the eroded particles carrying pesticides and phosphorus; anoxic conditions may occur in soil close to hedges and support denitrification; trees in hedges may selectively absorb some dissolved elements.

Given the rapidly growing environmental problems in temperate rural areas, further research work is urgently needed : to quantify the hydrological impact of hedges in large basins, using new methods such as distributed hydrological modelling and geographic information systems; and to characterize the main processes controlling pollutant fate in hedges, in synergy with other landscape elements (i.e., wet zones in talweg beds).

Keywords: *hedges, hydrology, soil, network, buffer zone.*

Cette bibliographie se donne pour objectif d'analyser les travaux portant sur le rôle hydrologique et géochimique des boisements linéaires. A partir d'un bilan des connaissances, on dégagera rapidement les axes de recherche qu'il semble intéressant de développer pour combler les lacunes rencontrées, et en s'appuyant notamment sur les outils et les concepts récemment apparus.

La réflexion que nous proposons de mener est centrée sur les Structures Linéaires Boisées (SLB) des zones tempérées humides de l'ouest de l'Europe ; les conditions environnementales (clima-tiques, topographiques, hydrologiques) d'autres régions, méditerranéennes ou continentales, nous semblent assez différentes pour que la hiérarchie des processus en jeu ne soit ni transposable, ni extrapolable. Cependant la référence à des travaux menés dans ce contexte différent sera faite à l'occasion, lorsque notamment ils présentent un intérêt méthodologique.

En premier lieu, la bibliographie consultée permettra un tour d'horizon des principaux processus dans lesquels les Structures Linéaires Boisées sont susceptibles d'intervenir. Dans ce cadre, on précisera les propriétés des SLB et des structures proches d'origine anthropique (bandes herbeuses) ou naturelles (ripisylves, lisières) développées en fonction des processus mis en jeu. Un deuxième volet détaillera les méthodologies mises en oeuvre dans les différents axes de recherche associant SLB, sol, hydrologie et géochimie. C'est dans la dernière partie que des propositions de recherche seront dégagées en fonction des connaissances et des outils actuels.

1. Des structures à rôle spécifique, en réponse à un processus ?

Haies, ripisylves, bandes herbeuses, lisières forestières, terrasses... Sous toutes les latitudes, des structures naturelles ou d'origine anthropique ont répondu spécifiquement à des besoins des utilisateurs du milieu rural. L'exemple de rôle qui vient le plus aisément à l'esprit est celui des haies brise-vent ou des terrasses anti-érosives. Plus généralement, ces différentes organisations sont associées à un ensemble de processus dépendants des conditions de milieu, repris sur la figure 1.

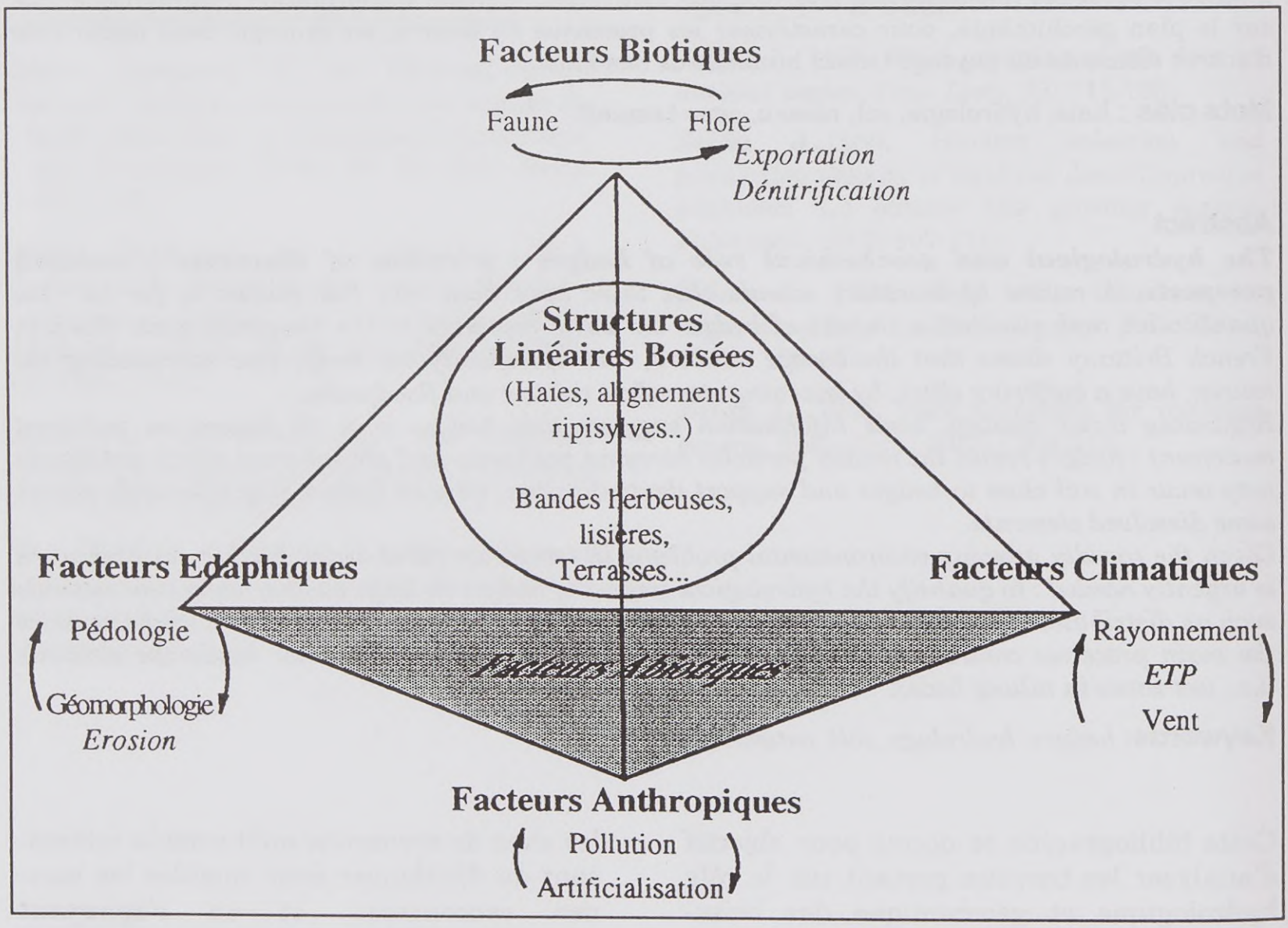


Figure 1 : Inscription des structures linéaires boisées au sein du contexte écologique (original S. Reyne). Les flèches indiquent des interactions possibles.

1.1. Des différents rôles des haies

1.1.1 Un rôle de premier plan dans les approches bioclimatiques

On pourrait presque parler d'une "Ecole Polonaise" spécialisée dans une approche bioclimatique originale de fonctionnement de la haie au sein de l'agro-écosystème. Ryszkowski & Kedziora (1987) ; Ryszkowski (1989, 1990, 1992, 1993) ; Ryszkowski & Bartoszewicz (1989) et Kedziora *et al.* (1989) ciblent leur recherche sur l'utilisation de l'énergie solaire par les haies et les conséquences sur le cycle de l'eau. Il ressort du suivi des paramètres bioclimatiques en fonction du couvert végétal que les haies se comportent comme de véritables "mèches" par leur forte évapotranspiration, et que cette action directe sur le cycle de l'eau ne peut pas rester sans effet sur la solution du sol, donc sur les cycles de nutriments.

1.1.2. De l'agro-foresterie aux cultures en bandes : quels apports aux cultures ?

De nombreux travaux se sont intéressés aux interactions entre végétaux ligneux et végétaux herbacés dans le cadre de systèmes de culture particuliers comme les systèmes agro-forestiers ou les cultures en bandes à l'abri de haies basses. De ces études, il se dégage souvent simultanément un bénéfice net pour les cultures, qui sans haies ou arbres seraient soumises à de trop fortes contraintes, et un phénomène de compétition pour l'eau, la lumière et les nutriments.

On retrouve ces deux effets antagonistes chez Sadanandan-Nambiar & Sands (1993) qui évoquent les problèmes de compétition inter-spécifique entre herbacées et ligneux en milieu forestier et dans les systèmes agro-forestiers, puis proposent des modes de gestion. C'est un objet de recherche classique en agro-foresterie, ensemble de pratiques basées sur une gestion parallèle et équilibrée entre pâturages et arbres. Les pratiques de gestion de l'arbre peuvent être intéressantes à considérer dans un contexte bocager (taille et exportation d'une part de la biomasse, effet de la litière...), ou dans des pratiques de cultures en bandes associées à des haies basses. De même, Korwar & Radder (1994) proposent de limiter la compétition pour l'eau en élaguant régulièrement les ligneux, voire en taillant les racines. Rappelons que la taille et son utilisation en bois de feu ont été une conduite traditionnelle dans le bocage breton.

L'effet améliorant de la litière de certaines espèces est repris par Swami Rao (1988) et Patil (1988) dans leurs travaux sur les cultures associées en Inde. Différents travaux (Hulugalle & Ndi, 1994 ; Lal, 1989) essaient de quantifier les effets directs des haies sur certaines propriétés du sol comme la capacité d'échange et l'infiltrabilité : il en ressort que les apports par la litière ont un effet significativement positif pour les rendements, dans des sols où le turn-over de la matière organique est très rapide. Les aspects positifs des apports de matière organique à la fois en terme d'éléments minéralisables et de rétention d'eau se retrouvent dans les travaux de Ssekabembe *et al.* (1994), qui mettent par ailleurs en avant une moindre compétition entre cultures et arbres si l'enracinement de ces derniers est profond et non limité par la pierrosité.

En milieu cultivé, les haies sont également étudiées comme brise-vent, et par suite comme des structures à effet positif sur la réserve en eau des sols : les travaux de Ding Guifang & Zhang Yuhua (1990), Chen Xiquan *et al.* (1990) en climat de mousson montrent que les haies conservent l'humidité du sol en atténuant l'effet desséchant des vents chargés de sable. Les effets positifs sur la réserve utile des sols sont inversement proportionnels à la distance à la haie, sous réserve cependant d'une forte compétition aux abords immédiats (Mette & Sattelmacher, 1994). C'est sur cette double aptitude que Sun & Dickinson (1994) dégagent les effets de l'atténuation du vent sur les rendements en pommes de terre, dans des systèmes de culture en bandes à l'abri de haies basses.

1.1.3. Des haies comme filtres géochimiques

Ce rôle des SLB est particulièrement intéressant dans le contexte régional de l'ouest de la France, et son étude implique

Parmi les recherches menées en Bretagne, citons les travaux de Carnet (1978) à l'échelle du versant et de Merot (1978) à l'échelle du bassin versant. Cette approche "sol" innovante et complexe a été reprise dans les années 90 (Merot & Bruneau, 1993) suite à l'apparition de nouveaux outils de modélisation, mais de nombreux aspects restent à développer.

L'effet de filtre proprement dit apparaît vis-à-vis de nutriments comme l'azote et le phosphore (Knauer & Mander, 1989 ; Ryszkowski, 1989; Ryszkowski *et al.*, 1989 ; Szpakowska & Zyczynska-Baloniak, 1994). Cependant, les structures impliquées efficacement dans l'épuration se rapprochent déjà plus de bandes boisées que des haies rencontrées dans le bocage breton. Il en va de même dans les travaux de Szpakowska & Zyczynska-Baloniak (1994) sur la migration de substances humiques. L'efficacité est d'autant plus grande que la bande boisée est large (de l'ordre de 10 m.).

Vis-à-vis des métaux lourds, Knauer & Mander (1990) mettent en évidence une fixation spécifique des métaux en fonction des formations végétales, plus importante pour le plomb et le chrome sous les bandes boisées d'aulnes et pour le cuivre sous les prairies naturelles. Là encore, la largeur de la formation, y compris celle de l'aulnaie, est prépondérante.

C'est chez des auteurs (Mette & Sattelmacher, 1994 ; Mette, 1993) travaillant dans le bocage du Schleswig-Holstein que l'on trouve une des seules études portant sur le rôle des haies sur la dynamique de l'azote en zone agricole intensive. La réduction par la haie des quantités d'azote transitant dans un sol sableux semble faible (30-50 kg N/ha) du fait d'une faible extraction par les arbres et d'un recyclage dans la litière. Cependant les effets dépendent de la date de l'élagage, de l'âge de la formation et du choix des espèces. De plus l'orientation de la haie (est-ouest) induit une forte différence entre le nord et le sud de la haie du fait d'une demande climatique différenciée.

Enfin, un effet épurateur vis-à-vis des produits phytosanitaires est abordé par des auteurs comme Davis *et al.* (1994) qui suivent la dispersion d'un herbicide (MCPA sur tomate et *Lychnis*) et d'un insecticide (cyperméthrine sur chenille) appliqués en aérosol, en fonction de la distance à une haie et en évaluent les différences d'impact au niveau biologique : ils relient le rôle de la haie (limitation des transferts de phytosanitaires) à sa hauteur et à sa densité. Des méthodes plus quantitatives ont aussi été conduites *ex situ* pour évaluer la capacité de prélèvement d'un herbicide par les végétaux et son devenir dans la plante (Nair *et al.*, 1993) ; les prélèvements d'atrazine marquée par des peupliers en bio-réacteurs semblent directement liés à la texture du sol.

1.1.4. Les haies, éléments polyvalents (omnipotents ?) du paysage

Plusieurs articles de la bibliographie (Schaefer, 1988 ; Shatalov, 1988) décrivent les haies comme des éléments polyvalents essentiels de l'aménagement des bassins versants, pour lutter à la fois contre la sécheresse, l'érosion et la pollution des eaux. D'autres articles synthétiques (Stepanov & Malanina, 1988 ; Peev, 1988) sont de véritables hagiographies des haies, sans que les méthodes d'étude ou les résultats ne soient clairement explicités. Les haies ont un rôle globalement positif dans leurs fonctions micro-climatiques, hydrologiques, sanitaires, esthétiques...sans que ces multiples qualités ne soient justifiées autrement que par des observations ponctuelles.

1.2. Autres rôles, autres structures

Dans cette partie, on insistera sur les ripisylves associées à des SLB, et on développera brièvement les structures voisines que l'on peut rencontrer dans le contexte des zones tempérées humides.

1.2.1. Les ripisylves

Ripisylves, franges ou forêts rivulaires, cette terminologie décrit des formations boisées développées en zone de fond de vallée parallèlement aux berges de cours d'eau. Cette implantation particulière à *l'interface eaux superficielles / eaux souterraines* a motivé de nombreuses recherches, résumées dans un récent travail de

synthèse (Deconchat & Balent, 1993), axées sur les capacités de stockage, voire d'épuration des nutriments provenant de l'amont. Pour les éléments solubles comme les nitrates, les transferts et transformations se font au sein du sol par le biais de l'écoulement de sub-surface ; pour les éléments essentiellement absorbés ou en suspension (matières humiques en suspension, phosphore), les transferts se font par ruissellement de surface. Les capacités épuratrices dépendent notamment des flux d'eau traversant ces zones (Peterjohn & Correll, 1984 ; Vought *et al.*, 1991 ; Brunet *et al.*, 1994) ; elles sont variables en fonction de la saison (Pinay *et al.*, 1993) mais aussi de la géomorphologie, du micro-relief des zones rivulaires (Pinay *et al.*, 1989), facteurs qui influent sur le degré d'engorgement et donc sur l'activité de la microflore du sol et sur les prélèvements par la biomasse aérienne. La géomorphologie conditionne également un rôle alternatif source/puits vis-à-vis des nutriments et du carbone, et des potentiels de dénitrification variables en fonction des dépôts autorisés par la vitesse du courant (Pinay *et al.*, 1992).

En général, les études sur les ripisylves débouchent sur des propositions d'aménagement dans lesquelles *la largeur de la ripisylve* est décisive pour optimiser l'épuration. Plusieurs auteurs (Knauer & Mander, 1989 ; Vought *et al.*, 1991 ; Ryszkowski & Kedziora, 1993) avancent une largeur d'une dizaine de mètres. Peterjohn & Correll (1984) qui travaillent à l'échelle d'un bassin versant élémentaire de 3 ha, comparent les prélèvements d'une bande rivulaire de cinquante mètres de large avec celle des cultures ; Pinay *et al.* (1993) avancent des largeurs d'une trentaine de mètres ; Haycock *et al.* (1993) insistent sur l'efficacité maximale en lisière de bande boisée, dans les cinq premiers mètres. Quoi qu'il en soit, ces largeurs efficaces sont à rattacher aux surfaces drainées et au type d'occupation du sol, ce qui n'apparaît pas toujours nettement dans les publications. Les démarches suivies dans l'étude des ripisylves sont cependant intéressantes dans la mesure où certaines peuvent être appliquées à des SLB comme les haies.

1.2.2 Bandes herbeuses et zones humides

Sous le terme de bandes herbeuses, les auteurs regroupent parfois des prairies semées (Haycock & Pinay, 1993 ; Szpakowska & Zyczynska-Baloniak, 1994) ou des prairies humides permanentes (Knauer & Mander, 1990). Le plus souvent, ces différents travaux comparent l'efficacité des surfaces en herbe avec des surfaces boisées, et concluent à de moindres prélèvements des surfaces herbeuses, ce qui peut s'expliquer par une moindre exportation par la biomasse aérienne. Cependant, leur intérêt épurateur demeure, notamment vis-à-vis du phosphore, dont elles limitent le transport sous forme particulaire (Deconchat & Balent, 1993).

Selon le point de vue des pédologues (A.F.E.S.,1992) l'intérêt des cultures pérennes est à considérer en fonction du type de sol. Ainsi sur les sols colluviaux où la dynamique hydrique est essentiellement latérale, elles permettent de garantir la qualité des eaux contre la pollution agricole diffuse.

Les travaux se sont par ailleurs multipliés sur les zones humides en tant que structure épuratrice. La synthèse de Charbeaux (1994) reprend les principaux éléments susceptibles d'y être stockés et/ou transformés. Souvent localisées en position topographique basse, ces zones humides pourront être intégrées dans une démarche de compréhension globale du rôle des SLB sur un versant : en effet, les haies de bas-fonds accentuent souvent la limite entre zones saturées et zones drainées de versant.

1.2.3. Lisières et forêts alluviales

L'intérêt épurateur des lisières forestières a le plus souvent été étudié sur l'atmosphère : Draaijers *et al.* (1988) suivent l'évolution des teneurs de marqueurs (comme les ions sodium et chlorure) et de différents polluants atmosphériques en fonction de la distance à la lisière sous le vent. L'effet atténuateur en fonction de la distance à la marge est net et confirmé par les travaux sur les éléments soufrés ou azotés de Hasselrot & Grennfelt (1987),

Beier & Gundersen, (1989), Beier (1991), Neal *et al.* (1992).

Les *forêts alluviales*, formations végétales très spécifiques et complexes de par les associations végétales qui s'y développent - selon un gradient d'engorgement en eau des sols qui augmente lorsque l'on se rapproche du cours d'eau - constituent un site privilégié pour l'étude des zones d'échange entre écosystèmes terrestres et aquatiques. Trémolières *et al.* (1991) mettent en avant le rôle primordial de ces formations dans l'épuration des nappes souterraines. Cependant, des forêts à haute productivité comme les forêts alluviales *stricto sensu* se rencontrent assez peu dans le paysage breton...

1.3. En conclusion...

Il ressort de ce premier tour d'horizon que les formations végétales décrites ci-dessus apparaissent à l'origine, soit comme la conséquence d'une contrainte forte du milieu qui a empêché sa mise en valeur agricole (les forêts alluviales des zones riveraines), soit comme un aménagement anthropique répondant à des contraintes spécifiques - c'est le cas notamment des haies anti-érosives et brise-vent ; ce dernier rôle est d'ailleurs à l'origine de l'essentiel des recherches sur les haies au sens strict. Au-delà des vocations initiales de ces formations végétales, de nouvelles fonctionnalités - naguère accessoires ou ignorées - apparaissent, qui justifient l'intérêt actuel qui leur est porté.

Les travaux les plus avancés s'inscrivent dans un contexte de systèmes de production, cultures en bandes ou agroforesterie. La valorisation environnementale des SLB dans les zones tempérées est aujourd'hui centrée sur leur capacité de réduction des pollutions diffuses. Du fait d'un certain empirisme et des changements brutaux intervenus dans les dernières décennies, moult propriétés sont associées aux SLB, mais les études quantitatives manquent, notamment dans le domaine hydrologique à différentes échelles d'intégration et dans le domaine géochimique.

La plupart des méthodes quantitatives sont développées sur des formations complexes comme les forêts rivulaires ou les zones humides, le fil directeur des propositions d'aménagement étant la notion de "largeur efficace". On pourra donc s'interroger sur la possibilité de les étendre aux structures linéaires rencontrées dans le bocage.

2. Quelles bases scientifiques pour quelles problématiques ?

L'objectif de cette deuxième partie est de recenser les bases scientifiques des différents points précédemment développés, en mettant en avant les méthodologies. On précisera l'échelle, les apports ou les limites des méthodes actuellement disponibles sur les fonctions hydrologiques et hydrochimiques du bocage et plus généralement des SLB.

2.1. Caractérisation des volumes pédologiques.

2.1.1. Morphologie et fonctionnement hydrique

Dans de nombreuses publications, les caractéristiques des sols sont relativement peu développées, ce qui est paradoxal compte tenu de leur rôle de premier plan et légitime au regard du type de recherche non orientée exclusivement "sol". C'est le cas notamment chez Ryszkowski & Kedziora (1987) et Ryszkowski (1989) qui travaillent sur "*des sols légers, présentant des conditions favorables à l'infiltration* (...) et sur *des sols tourbeux à capacité de rétention de l'eau relativement élevée.*"

A l'échelle du versant et de la séquence de sols, Carnet (1978) s'est attachée à une description morphologique fine des volumes pédologiques de part et d'autre d'ensembles fossé-talus-haie. Des données physico-chimiques et des suivis du comportement physico-hydrique lui ont permis d'élaborer une première série d'hypothèses quant aux modifications apportées sur le sol et la circulation de l'eau. L'essentiel de ces travaux et

résultats qualitatifs et quantitatifs est repris sur la figure 2.1.

En terme de méthode, les observations ont été conduites sur des coupes transversales de haies perpendiculaires à la plus grande pente qui sont les seules d'après l'auteur à avoir un rôle sur la distribution des sols. Notons que la circulation des eaux n'est pas uniquement guidée par la plus grande pente (circulation tangentielle au ruisseau dans les fonds de vallée ; orientation modifiée par des structures géologiques ou pédologiques...) Ceci est à considérer dans l'évaluation de la valeur hydrologique des haies.

D'autre part, Carnet (1976) met en avant des mesures de perméabilité différentes entre l'amont et l'aval d'un talus; les perméabilités inférieures à l'amont pouvant s'expliquer par un colmatage de la porosité par les éléments fins colluviaux. L'étude morphologique a par ailleurs mis en évidence des plages hydromorphes au sein du talus, liées notamment à ces perméabilités différentielles, mesurées par la méthode Vergière. Ces premières observations à l'interface *circulation de l'eau / fonctionnement géochimique* semblent intéressantes à approfondir.

La circulation de l'eau sur les versants, tantôt verticale, tantôt latérale est cependant très dépendante du type de sol. Ceci confirme s'il en est besoin, l'importance d'une caractérisation morphologique et hydrodynamique des volumes pédologiques. Les travaux, axés essentiellement sur le sol des pays de bocage et sur son comportement hydrique, sont déjà anciens et n'ont pas été approfondis depuis la thèse de C. Carnet, si ce n'est dans la thèse de M. Baffet (1984) sur le bocage limousin. Celui-ci reprend les principales conclusions de Carnet, mais dans le contexte de sols beaucoup plus hydromorphes et imperméables, où les zones de haies fonctionnent comme des drains verticaux.

Une telle démarche morphologique qualitative assortie de données quantitatives est cependant délicate sur un milieu remanié comme un talus. Elle pose nombre de problèmes d'échantillonnage liés aux systèmes racinaires et à la représentativité des volumes dans les trois dimensions du talus. Elle reste cependant essentielle pour dégager des critères décisifs dans la compréhension des circulations d'eau à l'échelle du versant, voire même du bassin versant élémentaire.

2.1.2. Fonctionnement bio- et géochimique...

2.1.2.1...centré sur les caractéristiques intrinsèques du sol

Le plus fréquemment, les études centrées sur des processus d'épuration s'intéressent à un nombre réduit de propriétés du sol.

Dans le cas de la dénitrification par exemple, les trois conditions nécessaires et suffisantes (anaérobiose, carbone assimilable par les bactéries dénitrifiantes et nitrate en quantité non limitante) dépendent d'un ensemble de caractéristiques du sol : la matière organique est localisée dans les horizons superficiels, l'anaérobiose peut être exacerbée par certains types de structures et non limitée à des conditions topographiques... La figure 2.2., extraite de Pinay *et al.* (1989), reprend l'évolution conjointe des paramètres essentiels impliqués dans la dénitrification. On y retrouve le rôle des facteurs biotiques (formes de l'azote et carbone organique liés à l'activité de la microflore et aux apports de la biomasse aérienne) et des facteurs abiotiques (teneur en eau, pH liés à des caractéristiques intrinsèques du sol).

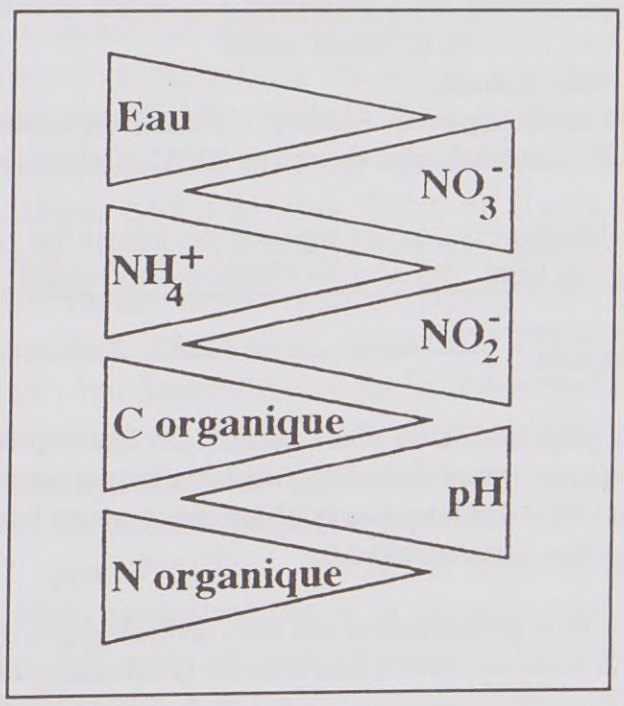
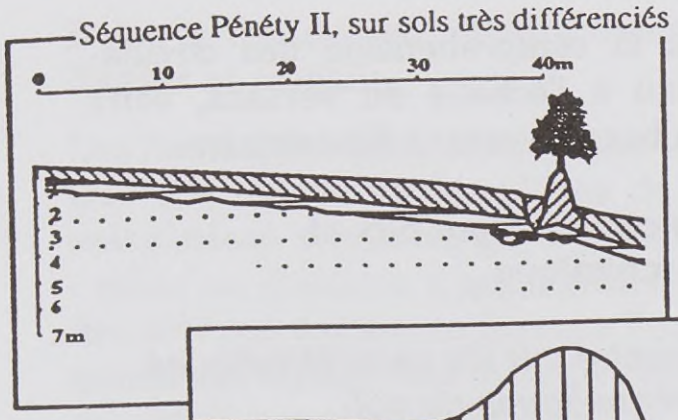
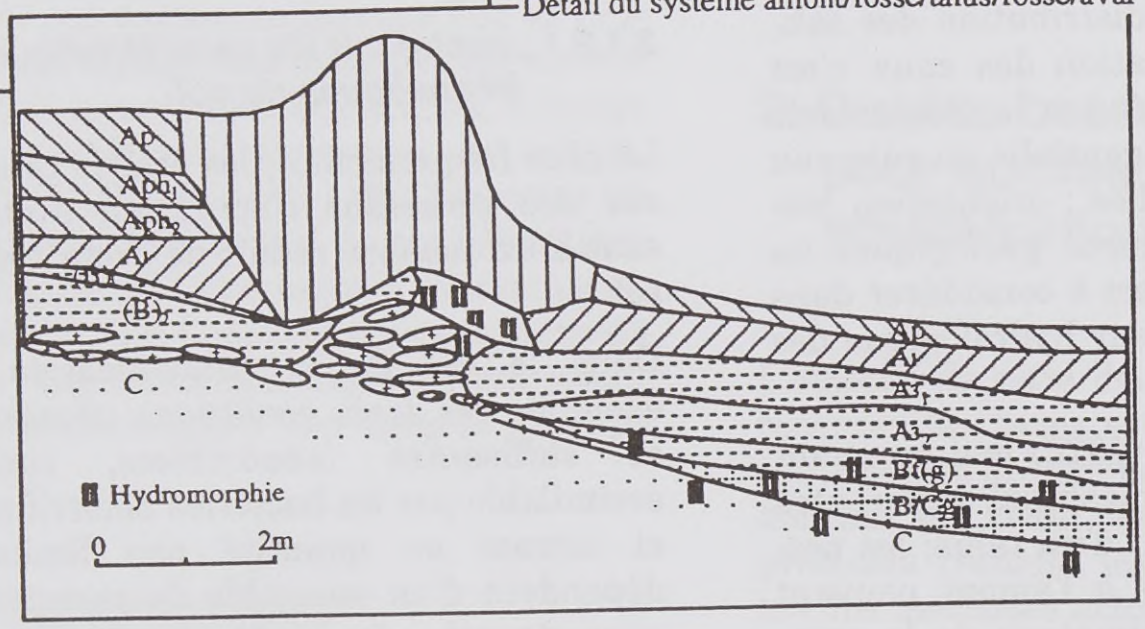


Figure 2.2 : Evolutions comparées de paramètres de la dénitrification (d'après Pinay *et al.*, 1989, modifié). Le graphique est présenté selon un gradient d'humidité des sols décroissant de la gauche vers la droite.

Séquence Pénéty II, sur sols très différenciés



Détail du système amont/fossé/talus/fossé/aval



DISTRIBUTION DES ORGANISATIONS PEDOLOGIQUES EN FONCTION DES TALUS/FOSSES

Méthodologie

- Suivi des variations des caractères pédologiques de part et d'autre du système amont/fossé/talus/aval
  - épaisseur des horizons & texture
  - densités apparentes & perméabilités Vergière
- Analyse de la sédimentation des fossés

Conclusions essentielles

- Interruption nette de la séquence de sols entre l'amont et l'aval
  Horizons organiques plus épais à l'amont
  Texture des horizons hémi-organiques à l'aval peu différente de la texture des horizons minéraux amont
  Pour un même horizon,
  Densité apparente AMONT < Densité apparente AVAL
  Perméabilités plus élevées en AVAL (Colmatage)
- Erosion différentielle : tri des argiles et des limons fins accumulés en amont des haies : pas de perte définitive hors versant

Remarques...

- Les talus perpendiculaires sont associés à des limites pédologiques ou géologiques : empirisme dans l'implantation des haies, mais aussi hypothèse que les volumes pédologiques soient liés à une rupture antérieure aux haies/talus/fossé.
- Problème de la généralisation aux talus obliques (haies dans le sens de la pente considérés sans effet sur la circulation de l'eau...)

ETUDE DU REGIME HYDRIQUE EN FONCTION DES TALUS/FOSSES

Méthodologie

- Suivi des humidités volumiques en fonction de la saison (bilan hydrique selon données locales), et selon une gamme de pF (2, 2.5, 3, 3.7, 3.9 et 4.2)
- Calcul des quantités d'eau stockées par horizon. Les variations stocks permettent de déduire des flux :
  négatifs : il y a déficit par ruissellement ou drainage vers l'aval
  positifs : il y a excès et apport par drainage oblique ou ruissellement de l'amont
  nuls : il y a stockage.

Conclusions essentielles

- Confirmation du rôle des talus comme barrage contre l'érosion
- PROBABLEMENT, rôle de drain vertical lié au système racinaire : limitation du drainage oblique
- Rôle évaporatoire + écran par rapport aux pluies

Remarque...

- Quelles sont les redistributions entre l'amont et l'aval : il est difficile d'avancer des hupothèses de passage d'un volume du talus vers l'autre comme dans le cas des versants...

Figure 2.1 : Méthodes et résultats développés par Carnet (1976, 1978).
Légende du système amont/fossé/talus/fossé/aval :
Ap, A1 : horizons organiques (B) : horizon d'accumulation
A2, A3 : h. lessivés C : arène granitique

C'est dans ce contexte d'interactions que Bergström & Beauchamp (1993*a*, 1993*b*), dans un modèle empirique, prédisent le taux de dénitrification en fonction de la teneur en eau du sol et de sa porosité, deux facteurs jugés décisifs sur la pression partielle en oxygène et par là même sur l'activité des bactéries dénitrifiantes. Le modèle appliqué au milieu cultivé répond à l'objectif, sans toutefois expliquer des variations saisonnières de la dénitrification, les auteurs n'ayant pas considéré les variations temporelles des populations de micro-organismes.

D'autres travaux conduits sur des *ripisylves* (Pinay *et al.*, 1989), expliquent, par une analyse de la teneur en eau des sols à l'échelle de l'agrégat, comment des sols globalement non saturés permettent cependant la dénitrification : *des microsites saturés peuvent coexister avec des zones non saturées. C'est par exemple le cas de stations non saturées où des microsites saturés présentent des conditions anaérobies*. Les auteurs s'intéressent à l'influence de l'engorgement de sols bruns lessivés sur les cycles du carbone et de l'azote, et suivent la teneur en eau mesurée à différentes profondeurs du sol. Les échantillons qui ont une teneur en eau supérieure à celle obtenue à la capacité au champ sont considérés plus ou moins sujets à des processus anaérobies. On peut relever que l'étude est conduite sur des échantillons prélevés à différentes profondeurs, mais non en fonction de volumes pédologiques décrits et caractérisés. Enfin, comme l'a montré Pinay (1994), c'est l'apport de nitrate qui est le facteur limitant des processus de dénitrification dans les zones immergées en permanence. La minéralisation de l'azote bloquée au stade NH_4 en anaérobiose limite la disponibilité en azote pour les organismes dénitrifiants.

Dans le même esprit, Pinay *et al.* (1994) comparent deux *forêts rivulaires* au même stade de végétation et dans des situations morphologiques quasi identiques. La différence porte sur la vitesse du courant qui n'autorise pas le même type de sédimentation (limon fin dans un site, sable dans l'autre). Les dépôts sont plus importants dans ce dernier site, mais l'azote total présent est plus important sur la station limoneuse (63.9 g/m^2 contre 49.6 g/m^2). Les taux de dénitrification annuels *in situ* sont trois fois plus élevés sur le site limoneux que sur le site sableux, et ont suffi à épurer une quantité équivalente à environ 50% de l'azote présent. Ces résultats mettent en avant que le pourcentage d'azote total dénitrifié annuellement est corrélé à la granulométrie des sédiments, liée elle-même à la géomorphologie du site.

Ces méthodes basées sur la texture des matériaux peuvent être appliquées à l'étude des haies, d'autant plus que les caractéristiques édaphiques y sont très spécifiques (lessivage plus intense des talus, colluvionnement, volumes remaniés) et sans doute déterminantes dans les processus d'épuration.

2.1.2.2...en interaction avec la microflore du sol et la biomasse aérienne

Dire que les relations sol/eau/plante sont primordiales dans ce contexte est un lieu commun. Ces interactions se font à plusieurs niveaux : un niveau souterrain (microflore du sol ET systèmes racinaires des végétaux supérieurs) et un compartiment aérien (évapotranspiration et constitution de la biomasse épigée). Le cycle des nutriments azotés est ainsi marqué par deux mécanismes : les prélèvements pour l'élaboration de biomasse et la dénitrification par la microflore.

Dans le cadre des SLB, très peu de travaux se sont intéressés à l'interface sol/racine, qui paraît pourtant essentielle à considérer par les modifications apportées à la structure du sol et par les volumes explorés pour les prélèvements minéraux. On dispose certes de caractérisations pédologiques fines et d'une typologie phyto-écologique précise des haies et des talus armoricains (Rozé, 1976). Le système racinaire apparaît brièvement dans les descriptions de la macroporosité ; on en parle pudiquement dans les prélèvements d'eau et de nutriments, mais peu ont cherché à préciser ses rôles qualitatifs et quantitatifs : Mette & Sattelmacher (1994) cartographient la densité racinaire des cultures et des arbres en fonction de la distance à la haie ; Lucot (1994) montre l'existence conjointe chez certains ligneux forestiers (chêne) de deux systèmes racinaires, un profond et un traçant agissant

alternativement sur les prélèvements d'eau.

Différents auteurs proposent des méthodes pour l'estimation des prélèvements par les végétaux supérieurs (Richardson B., 1993) ; Trémolières *et al.* (1991) mettent en oeuvre des analyses foliaires qui permettent un suivi saisonnier de l'azote et du phosphore au cours du cycle végétatif. Dans le cadre des forêts rivulaires, Pinay *et al.* (1993) insistent sur un point essentiel : *bien que la végétation des rives soit impliquée dans la rétention de l'azote par prélèvement, ceci constitue seulement une phase transitoire de rétention, une large part de cet azote retournant au sol sous forme de litière, surtout dans les forêts parvenues à un stade climacique. La dénitrification par les micro-organismes reste donc le processus clé.* Par ailleurs, il n'apparaît pas toujours clairement dans la bibliographie ce que l'on entend *par capacité de stockage par les végétaux* (Haycock & Pinay, 1993), capacité mesurée par différence entre une concentration entrante et une concentration sortante au travers d'une formation végétale (bande herbeuse, bande boisée...). Ce stockage peut être transitoire notamment vis-à-vis du phosphore pour lequel il n'existe pas de consommation de luxe par les végétaux mais pour lesquels il existe une possibilité de relargage avec les MES au cours d'épisodes climatiques intenses.

L'activité de la microflore du sol est essentiellement perçue quantitativement par le biais des taux de dénitrification mesurés *in* ou *ex situ*. Dans leur comparaison de deux sols rivulaires, Ambus & Lowrance (1991) mettent en évidence que la majeure partie de la dénitrification se fait dans les deux premiers centimètres du sol, et que l'addition de nitrates révèle un potentiel largement supérieur au taux mesuré.

Pinay *et al.* (1993) multiplient les variables descriptives de l'activité dénitrifiante. Des aliquotes ont servi à déterminer les *"Equivalents Glucose Extractible"* (EGH) considérés comme un index du carbone disponible. Le taux de dénitrification *in situ* est mesuré par inhibition à l'acétylène. (Pinay *et al.,* 1993). Il est calculé comme le taux d'oxyde nitreux (N_2O) accumulé dans l'atmosphère d'une carotte de sol entre 4 et 8 heures après un apport d'acétylène. L'activité des enzymes dénitrifiantes a été mesurée en remaniant les échantillons et en les incubant dans des boîtes hermétiques pendant 8h à 10°C (température moyenne du sol). Le taux de dénitrification mensuel pour une station donnée a été estimé par régression multiple en utilisant les paramètres du sol mesurables mensuellement. Les paramètres du sol pris en compte sont notamment la teneur en eau, l'activité des enzymes dénitrifiantes, la teneur en nitrate ou en ammonium, ou l'azote total, le potentiel de minéralisation de l'azote, les E.G.H.

Hormis les taux de dénitrification, les méthodes développées s'inscrivent souvent dans des approches de type boîte noire, où l'on compare les apports et les exportations d'éléments. Le système sol/plante a tout d'un "objet complexe", soumis de surcroît à un rythme saisonnier capital dans l'interprétation de la variabilité des processus, qu'il s'agisse de dénitrification ou de prélèvements racinaires. Dans le cas des haies comme des ripisylves, des mesures diachroniques *in situ* sont à privilégier.

2.2. Approche hydrologique : de la géomorphologie à la micro-topographie

Plusieurs auteurs ont été conduits à aborder les flux d'eau et de matière, et à utiliser des concepts physiques qui rentrent habituellement dans le cadre de l'hydrologie. Pinay *et al* (1989) ont été amenés à décrire finement la topographie d'une zone rivulaire pour expliquer la variabilité observée dans la dynamique de l'azote et du carbone et sous-tendue par les successions végétales. Ce sont des variations micro-topographiques, de l'ordre de quelques centimètres qui conduisent à une variabilité en mosaïque des conditions de dénitrification, du fait de la présence ou non d'une zone aérée au-dessus de la surface libre de la nappe. Cette étude sera suivie, à une autre échelle, de travaux sur l'influence de la géomorphologie (Pinay *et al.,* 1992 ; 1994) qui insisteront sur les caractéristiques propres aux cours d'eau (vitesse de courant) et sur l'importance des zones d'échanges entre la nappe de

soutien du cours d'eau et l'eau de surface ou de sub-surface, dans une optique de continuité entre les différents compartiments d'eau. Cette interface appelée zone hyporhéique apparaît essentielle dans la dilution des solutés (Vought *et al.*, 1991). L'extension des zones saturées, essentielle dans la régulation des flux est aussi sous le contrôle de la géomorphologie (Merot & Bruneau (1993).

Avec les haies et les ripisylves comme objet d'étude, Ryskowski & Kedziora (1993) abordent l'hydrologie à l'échelle du versant par le biais de leur approche climatologique. Partant de l'hypothèse que plus l'ETP est élevée, plus les effets de la formation végétale sur les flux d'eau des nappes sont importants, les auteurs étudient le rôle des écotones sur la concentration en éléments chimiques de la nappe. La méthode mise en œuvre reprend les paramètres du flux hydrique (précipitation, ruissellement, évaporation, infiltration) et des propriétés du sol (conductivité, porosité efficace, épaisseur de la couche aquifère). Ils en déduisent un flux journalier par unité de longueur de haie (J en m^3/j) tel que :

$\mathbf{J = K * n_e * D(dh/dl)}$	K : conductivité hydraulique (m/j) n_e : porosité efficace de la couche aquifère (m^3/m^3) D : épaisseur de l'aquifère (m) dh/dl : gradient hydraulique de la nappe

Par suite, ces auteurs font intervenir dans ce flux un taux d'ETP journalier et la largeur de la formation végétale, ce qui leur permet d'évaluer un coefficient "r" dit de "*rabattement du flux souterrain*". La valeur de "r" renseigne sur l'efficacité de la régulation des flux. Ainsi, par une journée ensoleillée et sur une pente accusée, une haie limite 1,5 fois plus le flux qu'une bande herbeuse car elle évapo-transpire plus ; par une journée nuageuse et sur une pente faible, les deux formations auront la même efficacité...

A l'échelle de bassins versants élémentaires, les travaux de Merot se sont orientés selon deux axes de recherche : la comparaison hydrologique de deux bassins versants différents par leur état d'embocagement (Merot, 1978) et plus récemment la modélisation de l'influence des haies sur le ruissellement de surface d'un bassin versant théorique (Merot & Bruneau, 1993). Il démontre en 1978, sur des bassins versants élémentaires granitiques, l'influence du bocage sur la régulation des crues : stabilité du coefficient de ruissellement, pointe de crue plus faible en bassin bocager, influence réduite de l'intensité des pluies ; Il avance également des hypothèses sur une régulation hydrologique à des échelles de temps plus grandes (soutien des étiages plus fort en zone bocagère). Le talus de ceinture de fond de vallée est la structure qui semble jouer un rôle primordial. Les suivis géochimiques de Merot (1976, non publiés) soulignent la complexité des interactions entre variabilité géochimique et échelle de temps considérée (crue, récession, étiage...) selon le type de bassin (bocager ; non bocager), mais ce sont de premiers éléments à préciser.

L'étude menée sur un modèle théorique de bassin bocager renseigne sur l'influence du bocage sur la probabilité de saturation des sols et donc sur leur aptitude à ruisseler. La figure 2.3. permet de visualiser un indice de saturation potentielle (l'indice de Kirkby, qui prédit la saturation locale en eau en fonction de la zone d'alimentation en amont du point considéré et de la pente locale) selon différents scénarios bocagers. Parmi les conclusions, Merot & Bruneau confirment la limitation de l'extension des zones saturées des fonds de vallée par les SLB, et un effet tampon sur les crues indépendant de l'intensité des pluies. Parmi les difficultés de la méthode pour des cas réels, les auteurs citent le problème du pas des Modèles Numériques de Terrain actuellement disponibles, qui ne permet pas toujours d'intégrer efficacement les haies.

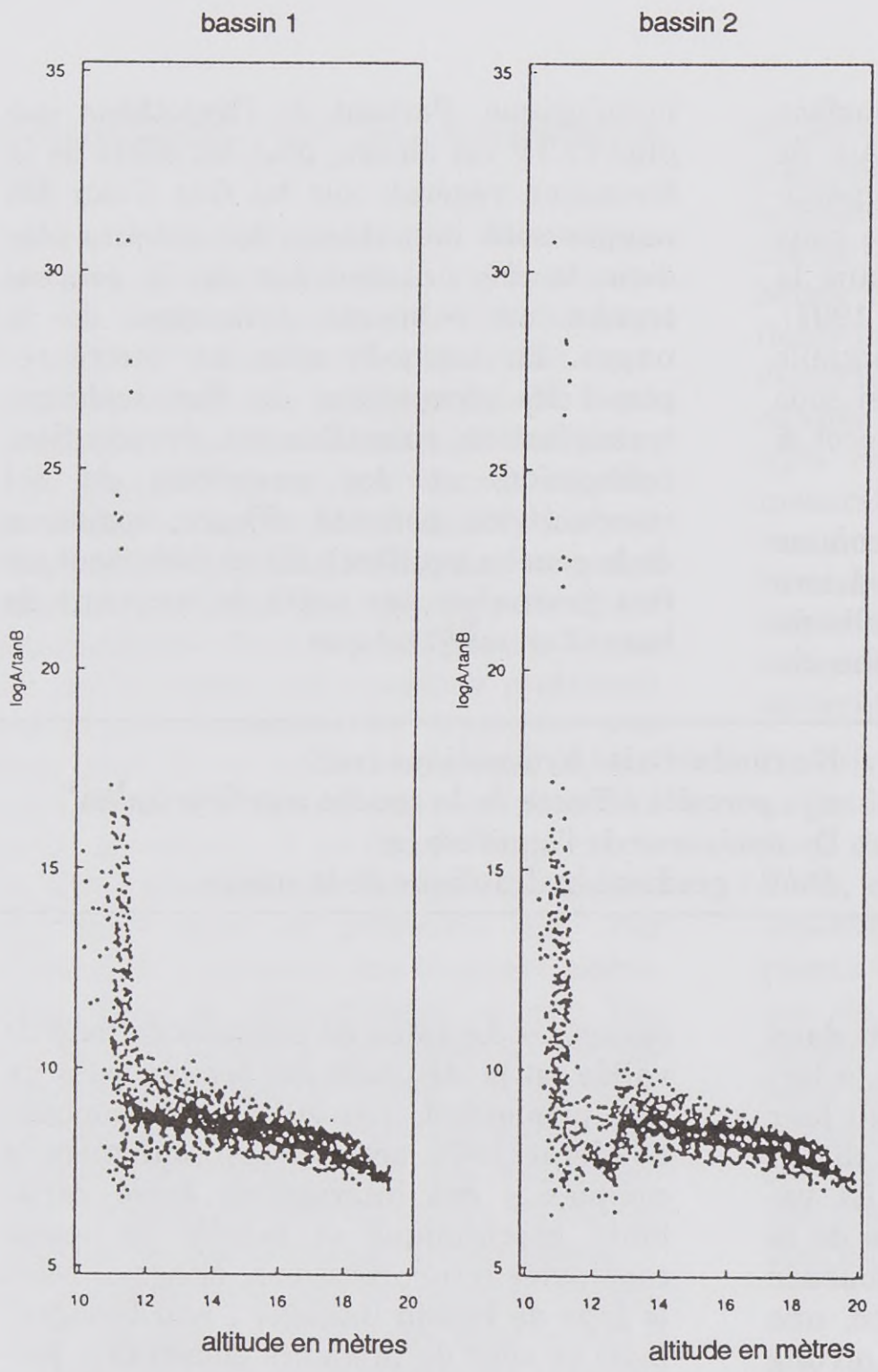


Figure 2.3 : Distribution de l'indice de Kirkby (indice de saturation potentielle) en fonction de l'altitude pour un bassin non bocager (bassin 1) et un bassin présentant un talus sur la courbe de niveau 12,5 m (bassin 2).

Pour les fortes probabilités de saturation (Indice>12), il n' y a pas de différence.
Pour les probabilités de saturation moyennes (9<Indice<13), l'extension de la saturation est limitée vers l'amont par le talus (tiré de Merot et Bruneau, 1993).

2.3. Remarques générales

Dans la plupart des articles, les auteurs avancent des "largeurs efficaces" pour l'élimination de tout ou partie de l'azote, du phosphore... Or, on dispose souvent de peu de détails sur ce qui se passe à l'amont de ces bandes boisées : quels sont les types d'apports et surtout leur quantité, à quelle longueur de pente et à quelle surface drainée correspondent-ils, trouve-t-on des SLB en amont sur ces pentes...? Une caractérisation plus précise du milieu semble nécessaire, comme celle fournie par Szpakowska & Zyczynska-Baloniak (1994) dans leur suivi des migrations de substances humiques (carte de localisation précise des différentes zones tampons, plans d'échantillonnage...).

D'une façon plus générale, il importe de resituer la haie dans le paysage, pour caractériser les relations avec d'autres éléments. Ainsi, sa place par rapport à la nappe d'eau est déterminante.

A l'échelle locale, les travaux traitant de l'impact des racines sur la morphologie du sol des talus sont rares. Leur importance, notamment sur la macroporosité (orientations préférentielles ? drainage ?) est essentielle. Comment cet impact est-il susceptible de varier en fonction des espèces et de leur âge ?

Les données de caractérisation des sols sont déjà anciennes et très ponctuelles. Or, une approche géologique et édaphique est à la base de l'analyse hydrologique globale. Il est important de mieux faire le lien entre l'organisation morphologique et les caractéristiques hydrodynamiques des volumes pédologiques au droit des SLB.

Enfin, si les études hydrologiques ont permis d'identifier les fonctions du bocage, les conclusions ne permettent ni une quantification des impacts, ni une modélisation fonctionnelle intégration le rôle des SLB à l'échelle de bassins versants.

3. Perspectives de recherche et conclusion

Le bilan de cette recherche bibliographique fait apparaître 3 points marquants :

- un volume de travaux globalement très réduit sur les fonctions hydrologiques et géochimiques des SLB, parfois partiellement compensé par des recherches abondantes dans des domaines connexes.

Ce déficit est particulièrement net :

- sur la connaissance des processus géochimiques au droit des SLB ;

- sur la quantification de l'impact des SLB sur les processus de régulation hydrologique.

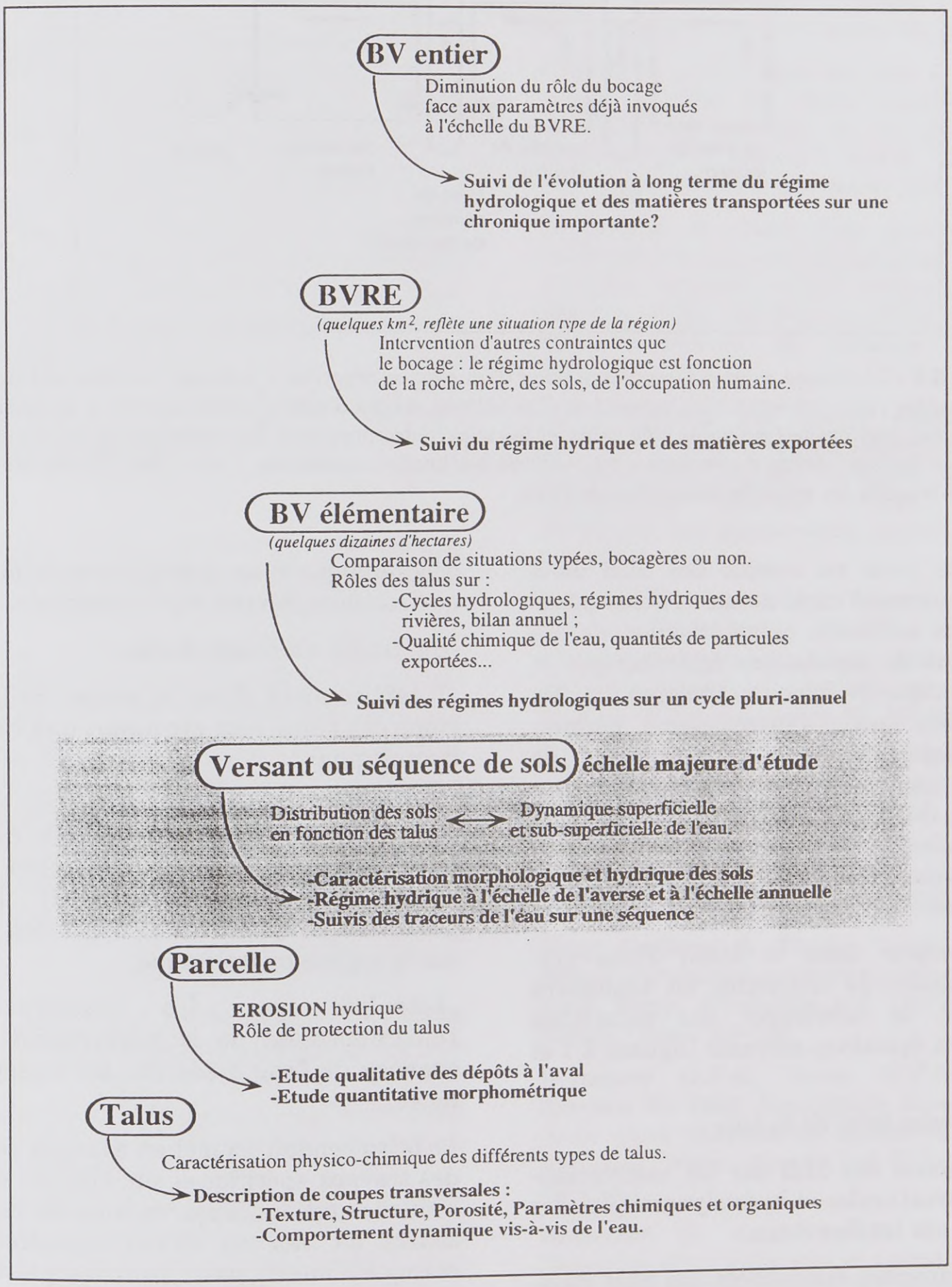


Figure 3.1 : D'une échelle d'étude à l'autre

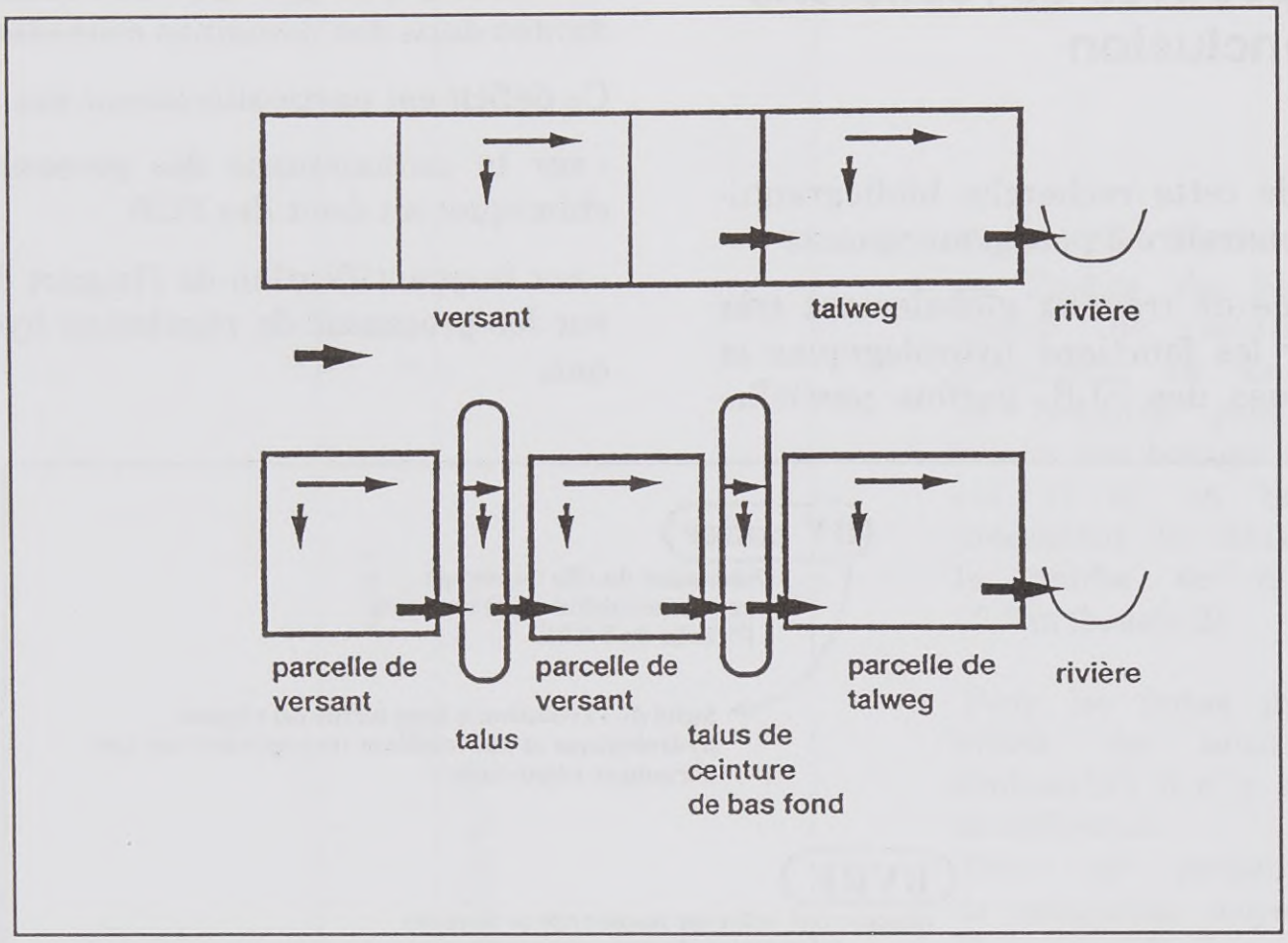


Figure 3.2 : Le bocage comme la segmentation d'un espace organisé : le bassin versant est un milieu organisé ; p.e. présence d'un versant et d'un talweg, sièges d'écoulements verticaux et latéraux, séparés par une limite (entre les sols sains et les sols hydromorphes). La présence de haies crée de nouvelles limites - talus de versant - ou renforce les limites existantes - talus de ceinture de bas-fond - et modifie les voies de circulation de l'eau.

Ainsi la prise en compte des SLB dans l'aménagement rural actuel et futur passe par une meilleure caractérisation de ces fonctions de régulations hydrologique et géochimique évoquées précédemment. De nouveaux outils d'investigation permettent d'aborder cette problématique de façon renouvelée : modélisation hydrologique distribuée, systèmes d'information géographique (Kesner B.T. and Meentemeyer V., 1989), capteurs *in situ*, traceurs...

Sans entrer dans le détail d'une programmation de recherche, on soulignera l'intérêt de développer des recherches dans les domaines suivants (figures 3.1 et 3.2) :

- *au niveau local de la haie* :

. l'influence des SLB sur les caractéristiques structurales et hydrodynamiques des sols et sur les flux d'eau.

. Les capacités épuratrices des SLB vis-à-vis de l'azote, notamment par dénitrification. L'optimisation des fonctions épuratrices de SLB, en jouant soit sur la structure de la haie, soit sur sa situation géographique et sa synergie avec le milieu environnant, devrait être recherchée.

- *au niveau du bassin versant* :

. l'établissement d'une typologie hydrologique des haies, leur accordant une valeur hydrologique.

. La prise en compte du réseau de haies dans la modélisation hydrologique distribuée. L'établissement de différents scénarios d'aménagement devrait ainsi permettre de quantifier l'impact des SLB sur le régime hydrologique.

. L'analyse par des traceurs de l'environnement de la perturbation des chemins de l'eau créée par un réseau de haies.

Le bilan conduit ici met en avant la rareté des travaux spécifiques sur l'impact environnemental des haies vis-à-vis de la ressource en eau en climat tempéré. Le manque d'intérêt passé pour les questions environnementales, les objectifs initiaux de la constitution de haies dans les zones d'occupation agricole ancienne, l'opposition naguère forte des élites agricoles vis-

à-vis du bocage en sont sans doute quelques explications.

A l'issue de cette synthèse bibliographique, deux pistes de recherche apparaissent actuellement prioritaires : le rôle biogéochimique de la haie, qui doit être abordée de façon expérimentale, la quantification du rôle hydrologique des réseaux de haies, qui doit être abordée par une démarche de modélisation hydrologique distribuée.

Enfin, dans une optique de réintroduction de SLB au sein du milieu rural, une réflexion sur les relations entre les SLB et les activités agricoles, et sur le mode de gestion des haies doit être associée à l'étude du rôle fonctionnel de ces haies. En effet, du mode de gestion (présence-absence, structure, entretien, utilisation des parcelles connexes) dépendent largement l'avenir et les caractéristiques fonctionnelles des SLB.

Bibliographie

A.F.E.S., 1992. Référentiel Pédologique. Principaux Sols d'Europe. Coll. Techniques et Pratiques. INRA Editions, Paris, 222 pp.

Ambus P. & Lowrance R., 1991. Comparison of denitrification in two riparian soils. *Soil Sci. Soc. Am.* J., 55, 994-997.

Baffet M., 1984. *Influence de la haie sur l'évolution des caractères physico-chimiques et hydrodynamiques des sols*. Thèse univ. Limoges 173p.

Beier C., 1991. Atmospheric pollutants : separation of gaseous and particulate dry deposition of sulfur at a forest edge in Denmark. *J. Environ. Qual.*, 20, 460-466.

Beier C. & Gundersen P., 1989. Atmospheric deposition to the edge of a spruce forest in Denmark. Environ. Poll., 60, 257-271.

Bergström D.W. & Beauchamp E.G., 1993. -a- An empirical model of denitrification. *Can. J. Soil Sci.*, 73, 421-431.

Bergström D.W. & Beauchamp E.G., 1993. -b- Relationships between denitrification rate and determinant soil properties under barley. *Can. J. Soil Sci.*, 73, 567-578.

Brunet R.C., Pinay G., Gazelle F. & Roques L., 1994. Role of the floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour river, south-west France. *Regul. Riv.*, 9, 55-63.

Carnet C., 1976. Rôle du bocage sur la distribution des sols et la circulation de l'eau dans les sols. *In : Les bocages : histoire, écologie, économie.* Table ronde CNRS « aspects physiques, biologiques et humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées humides ». INRA, ENSA, Université de Rennes, 5-7 Juillet 76. 159-162

Carnet C., 1978. *Etude des sols et de leur régime hydrique en région granitique de Bretagne : une approche du rôle du bocage*. Thèse Univ. Rennes, U.E.R. Sciences Biologiques, mention Agronomie, 235p.

Charbeaux P., 1994. *Rôle épurateur des zones humides vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole; étude bibliographique*. Mémoire INRA Sol Rennes, Univ. Orléans, Ecole Supérieure de l'Energie et des Matériaux, 29p.

Chen Xiquan, Xiu Lianji, Guan Jiyu, Zhang Wei & Xu Guishu, 1990. The effects of windbreak on soil moisture in West Heilongjiang province. Inter. Symp. Windbreak and agroforestery, Harbin, China. 174-179.

Davis B.N.K., Brown M.J., Frost A.J., Yates T.J. and Plant R.A., 1994. The effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift. *Ecotoxic. & Environ. Safety*, 27, 283-293.

Deconchat M. & Balent G., 1993. Les boisements des terres agricoles comme outil de gestion écologique du paysage : synthèse bibliographique des effets des bois sur la biodiversité et les flux de pollutions agricoles. Publication INRA Toulouse, SOLAGRO, 97p.

Ding Guifang & Zhang Yuhua, 1990. Effects of shelterbelt network on soil moisture. Inter. Symp. Windbreak and agroforestery, Harbin, China. 180-185.

Draaijers G.P.J., Ivens W.P.M.F. & Bleuten W., 1988. Atmospheric deposition in forest edges measured by monitoring canopy througfall. Water, Air and Soil Pollution, 42, 129-136.

Hasselrot B. & Grennfelt P., 1987. Deposition of air pollutants in a wind-exposed forest edge. Water, Air and Soil Pollution, 34, 135-143.

Haycock N.E. & Pinay G., 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.*, 22(2), 273-278.

Haycock N.E., Pinay G. & Walker C., 1993. Nitrogen retention in river corridors : european perspectives. *Ambio*, 22(6), 340-346.

Hulugalle N.R. & Ndi J.N., 1994. Changes in soil properties of a newly-cleared Ultisol due to establishment of hedgerow species in alley cropping systems. *Journ. of Agr. Sc.*, Cambridge, 122, 435-443.

Jacobs T.C. & Gilliam J.W., 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.*, 14(4), 472-478.

Johnston C.A., detenbeck N.E. & Niemi G.J., 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity : a landscape approach. *Biogeoch.*, 10, 105-141.

Kedziora A., Olejnik J. & Kapuscinski J.., 1989. Impact of landscape structure on heat and water balance. *Ecol. Intern. Bull.*, 17, 1-17.

Kesner B.T. and Meentemeyer V., 1989. A regional analysis of total nitrogen in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 2(3), 151-163.

Knauer N. & Mander U., 1989. Studies on the filtration effect of differently vegetated buffer strips along inland waters in Schleswig-Holstein; 1.-filtration of nitrogen and phosphorus. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 30(6), 365-376.

Knauer N. & Mander U., 1990. Studies on the filtration effect of differently vegetated buffer strips along inland waters in Schleswig-Holstein; 2.-information : filtration of heavy metals. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 31(1), 52-57.

Korwar G.R. & Radder G.D., 1994. Influence of root pruning and cutting interval of *Leucaena* hedgerows on performance of alley cropped rabi sorghum. *Agrofor. Systems*, 25, 95-109.

Lal R., 1989. Agroforestry systems and soil surface management of a tropical alfisol : water infiltrability, transmissivity and soil water sorptivity. *Agrofor. Systems*, 8(3), 217-238.

Lucot E., 1994. *Influence des caractéristiques de la pierrosité des sols sur la prospection racinaire et l'alimentation hydrique des arbres : application à l'estimation de la valeur des sols forestiers*. Thèse Doc. Univ. Franche-Comté, Mention Science de la Nature et de la Vie, 101p+annexes.

Merot Ph., 1978. *Bocage : sols et eau, Tome 1. Le bocage en Bretagne granitique, une approche de la circulation des eaux*. Thèse de Doctorat IIIème cycle, Rennes, 199p.

Merot Ph., 1992. Bocage et Hydrologie. Actes du colloque Bocage 2000, Rostrenen (en cours de publication).

Merot Ph. & Bruneau P., 1993. Sensitivity of bocage landscapes to surfaces run-off: application of the Kirkby index. Hydrol. Process., 7.

Merot Ph. & Ruellan A., 1980. Pédologie, hydrologie des bocages : caractéristiques et incidences de l'arasement des talus boisés. *B.T.I.*, 353/355, 657-689.

Mette R. & Sattelmacher B., 1994. Root and nitrogen dynamics in the hedgerow - field interface. Consequences for land use management. *In* proceedings of the 7th Inter. Symp. of CIEC; Agroforestry and land use change in industrialized nations, Berlin, humbolt university, 275, 284.

Mette R., 1993. Yield formation and nutrient uptake by corn and oats in the hedgerow - field crop interface, consequences for nutrient and water balances with special regard to root ecology of both arable crops and hedgerow vegetation. Verlag Ukrich E. Grauer, Wendlingen, 126 pp.

Nair D.R., Burken J.G., Licht L.A. & Schnoor J.L., 1993. Mineralization and uptake of triazine pesticide in soil-plant systems. *J. Environ. Engineer.*, 119(5), 842-854.

Neal C., Robson A.J., Hall R.L., Ryland G.P., Conway & T.Neal M., 1991. Hydrological impacts of hardwood plantation in lowland Britain: preliminary findings on interception at a forest edge, Black Wood, Hampshire, southern England. *J. Hydrol.*, 127, 349-365.

Neal C., Robson A.J, Bhardwaj C.L., Conway T., Jeffery H.A., Neal M., Ryland G.P., Smith C.J. & Walls J., 1993. Relationships between precipitation, stemflow and throughfall for a lowland beech plantation, Black Wood, Hampshire, southern England: findings on interception at a forest edge and the effects of storm damage. *J. Hydrol.*, 146, 221-233.

Neal C., Ryland G.P., Conway T., Jeffery H.A., Neal M., Robson A.J., Smith C.J., Walls J. & Bhardwaj C.L., 1992. Interception of chemicals at a forest edge for a rural low-lying site, Black Wood, Hampshire, southern England. The Science of the Total Environment, 142, 127-141.

Patil V.C., 1988. Competition for moisture and light in an agroforestry system. *In* : Brandle *et al.* (Eds.), Windbreak and Technology, Proceedings of an International Symposium, Lincoln, June 1986, 171-174.

Peev B., 1988. The ecological role of the shelterbelts in the republic of Bulgaria. *In* : Brandle *et al.* (Eds.), Windbreak and Technology, Proceedings of an International Symposium, Lincoln, June 1986,110-113.

Peterjohn W.T. & Correll D.L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watersheds: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5), 1466-1475.

Pinay G., Decamps H., Arles C. & Lacassin-Seres M., 1989. Topographic influence on carbon and nitrogen dynamics in riverine wood. *Arch. Hydrobiol.*, 114(3), 401-414.

Pinay G., Fabre A., Vervier Ph. & Gazelle F., 1992. Control of C, N, P distribution in soils of riparian forests. *Landscape Ecology*, 6(3), 121-132.

Pinay G., Haycock N.E., Ruffinoni C. & Fabre A., 1994. The role of denitrification in nitrogen removal in river corridors. *In* : Mitsch W.J. (Ed.), Global Wetlands : Old World and New, Elsevier Science B.V., 107-116.

Pinay G., Roques L. & Fabre A., 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *J. of Appl. Ecol.*, 30, 581-591.

Richardson B., 1993. Vegetation management practices in plantation forests of Australia and New Zealand. *Can. J. For. Res.*, 23, 1989-2005.

Rozé, 1976. Etude phytoécologique préliminaire des talus de Bretagne. *In* : Les bocages : histoire, écologie, économie. Table ronde CNRS « aspects physiques, biologiques er humains des écosystèmes bocagers des régions tempérées humides ». INRA, ENSA, Université de Rennes, 5-7 Juillet 76. 247-254.

Ryszkowski L., 1989. Control of energy and matter fluxes in agricultural landscapes. *Agric., Ecosys.& Environ.*, 27, 107-118.

Ryszkowski L., 1990. Ecological guidelines for management of rural areas in Poland. *In* : Grodzinski W. *et al.*, (Eds.), Ecological risks: perspectives from Poland and the United States, National Academy Press., 249-264.

Ryszkowski L., 1992. Energy and material flow across bounderies in agricultural landscapes. *In* : Hansen A.J. and Di Castri, (Eds.), Landscape bounderies: consequence for biotic diversity and ecological flows, Springer-Verlag, New-York, 270-281.

Ryszkowski L., 1993. Soil erosion and conservation in Poland. *In* : Pimentel D. (Ed.), World soil erosion and conservation, Cambridge University Press, 217-232.

Ryszkowski L. & Bartoszewicz A., 1989. Impact of agricultural landscape structure on cycling of inorganic nutrients. *In* : Clarholm M. *et al.* (Eds.), Ecology of arable land, Klüwer Academic Publishers, 241-246.

Ryszkowski L., Karg J., Szpakowska B. & Zyczynska-Baloniak I., 1989. Distribution of phosphorus in meadow and cultivated field ecosystems. *In* : Tiessen H. (Ed.), Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems, Regional Workshop 1 : Europe, 178-192.

Ryszkowski L. & Kedziora A., 1987. Impact of agricultural landscape structure on energy flow and water cycling. *Landscape Ecology*, 1(2), 85-94.

Ryszkowski L. & Kedziora A., 1991. Ecological guidelines for management of agricultural landscapes. *In* : EUROMAB Research Program, Comparisons of landscape pattern dynamics in European rural areas, Vol.1, 268-271.

Ryszkowski L. & Kedziora A., 1993. Energy control of matter fluxes through land-water ecotones in an agricultural landscape. *Hydrobiol.*, 251 : 239-248.

Ryszkowski L., Kedziora A., & Olejnik J., 1991. Potential effects of climate and land use changes on the water balance structure in Poland. *In* : Brouwer F.M. *et al.* (Eds.), Land use changes in Europe: processes of change, environmental transformations and future patterns, Klüwer Academic Publishers, London, 253-274.

Sadanandan Nambiar E.K.and Sands R., 1993. Competition for water and nutrients in forests. *Can. J. For. Res.*, 23, 1955-1968.

Schaefer P.R., 1988. The vital roles of trees in sustainable agricultural systems. *In* : Brandle *et al.* (Eds.), Windbreak and Technology, Proceedings of an International Symposium, Lincoln, June 1986, 67-69.

Shatalov V.G., 1988. Systems in watershed belts in agrolandscapes. *In* : Brandle *et al.* (Eds.), Windbreak and Technology, Proceedings of an International Symposium, Lincoln, June 1986,93.

Ssekabembe C.K., Henderlong P.R. & Larson M., 1994. Soil moisture relations at the tree/crop interface in black locust alleys. *Agroforestry Systems*, 25, 135-140.

Stepanov A.M. & Malanina Z.I., 1988. Shelterbelt in the USSR: an integral part of the agrolandscape. *In* : Brandle *et al.* (Eds.), Windbreak and Technology, Proceedings of an International Symposium, Lincoln, June 1986, 52-55.

Sun D. & Dickinson G.R., 1994. A case study of shelterbelt effect on potato (Solanum tuberosum) yield on the Atherton Tablelands in tropical north Australia. *Agroforestry System*, 25,141-151.

Swami Rao N., 1988. Alley cropping trial; intercropping food crops with forest trees. *In* : Brandle *et al.* (Eds.), Windbreak and Technology, Proceedings of an International Symposium, Lincoln, June 1986, 171.

Szpakowska B. & Zyczynska-Baloniak I., 1994. The role of biogeochemical barriers in water migrations of humic substances. *Polish Journal of Environmental Studies*, 3(2), 35-41.

Trémolières M., Carbiener D., Carbiener R., Eglin I., Robach F., Sanchez-Perez M., Schnitzler A. & Weiss D., 1991. Zones inondables, végétation, qualité de l'eau en milieu alluvial rhénan : l'île de Rhinau, un site de recherches intégrées. *Bull. Ecol.*, 22(3-4), 317-336.

Vought L.B.M., Lacoursiere J.O. & Voelz N.J., 1991. Streams in agricultural landscape. *Vatten*, **47**(4), 321-328.

Et. Rech. Syst. Agraires Dév., 29 : 101-113

Le contrôle de flux polluants par l'aménagement de zones tampons

Etude bibliographique

Marc DECONCHAT
Gérard BALENT

INRA, SAD, BP 27, 31326 Castanet-Tolosan cedex

Résumé

Les zones tampons boisées peuvent épurer les flux latéraux d'eau en provenance des parcelles agricoles. Elles sont une solution efficace et complémentaire des modifications des pratiques culturales contre la pollution par les nitrates. La dénitrification microbienne anaérobie principalement et l'absorption par la végétation en croissance réalisent l'épuration. Ces deux processus sont complémentaires et durables puisqu'il n'y a pas de stockage de nitrates pouvant saturer les capacités d'épuration. Les conditions d'efficacité des zones tampons sont présentées : des arbres en croissance dans un site choisi en fonction de l'hydrologie locale et du sol permettent d'avoir une épuration très efficace avec de petites surfaces.

Les zones tampons peuvent agir contre d'autres problèmes agricoles comme l'érosion ou la pollution par les sédiments et le phosphore. Cependant cette action est souvent temporaire du fait d'une saturation des capacités de stockage. Néanmoins, elle peut influer sur l'efficacité épuratrice contre les nitrates.

Les zones tampons doivent s'intégrer dans un plan d'aménagement global, à l'échelle d'un petit bassin versant, le plus en amont possible. Pour bien proportionner le système d'épuration en fonction des besoins effectifs, sans utilisation excessive de terres de valeur, il faut établir un diagnostic des pollutions, de plus en plus souvent avec l'aide de Systèmes d'Information Géographique. Plusieurs solutions techniques adaptées aux contraintes de l'agriculture moderne sont proposées pour la réalisation concrète d'unité d'épuration, à un coût apparemment très avantageux pour la société.

Mots clés : nitrates, zones tampons boisées, SIG, pollution agricole, aménagement.

Abstract

Biodiversity and forests in a farming landscape. A review. *The relationships between forests and biodiversity in an agricultural landscape raise two questions which are addressed from the angle of landscape ecology, and in particular birdlife richness. Which forest and landscape factors influence biodiversity in a wood? What are the effects of forests on landscape biodiversity?*

Biodiversity in any given wood depends on factors operating at three levels: the plot, the whole wood and the woodland context; their relative importance is variable. For the first two factors, it would seem that a stratified indigenous vegetation, long revolutions and a diversity of micro-habitats containing dead wood favour a high degree of diversity. For whole-wood factors, large and compact woods display high biodiversity due to the occurrence of species which depend on the existence of a forest interior habitat. For the woodland contextual factor, location in the landscape has an influence on biodiversity evolution through arrival and extinction of species. The metapopulation theory is applied to investigate the effects of fragmentation on landscape biodiversity, often using simulation. Effects on non forest biodiversity are briefly reviewed.

For biodiversity management in situations of farmland afforestation, we argue that isolation is the principal factor of biodiversity in a wood and that a gradient of fragmentation could maintain the highest degree of landscape richness.

Keywords: *biodiversity, farm woodlands, metapopulation, fragmentation, landscape ecology.*

résumé de l'article p15 !

1. Des zones tampons peuvent agir contre les flux de nitrates d'origine agricole

Le développement de l'agriculture intensive a provoqué par endroits des problèmes de pollution des eaux par des concentrations trop élevées de nitrates. Il s'agit d'une pollution dite diffuse, alors que celles d'origines urbaines sont dites ponctuelles et sont par conséquent plus faciles à maîtriser (Osborne et Wiley, 1988). Cette pollution d'origine agricole est apparue avec l'augmentation des apports de fertilisants, la baisse de la quantité de matière organique dans les sols, et la disparition des zones épuratrices naturelles (Lowrance *et al.*, 1983). Les nitrates sont transportés par 3 types de flux :

(1) des flux verticaux vers une nappe profonde,

(2) des flux latéraux dans la nappe superficielle,

(3) des flux de surface par ruissellement ou dans des cours d'eau.

Pour lutter contre les flux verticaux (1), les actions principales doivent porter sur les pratiques culturales (réduction des fertilisants, apport de matière organique, interculture, etc.) afin de contrôler la quantité de nitrates arrivant dans la solution du sol au niveau des parcelles agricoles. Par contre, le stock en cours de migration n'est plus accessible à des actions correctives.

Pour ce qui est des flux latéraux, (2) et (3), ils sortent de la parcelle agricole et peuvent rencontrer d'autres milieux dont le fonctionnement est susceptible d'agir sur la quantité de nitrates transportés. Des modifications des pratiques culturales au niveau de la parcelle sont aussi nécessaires pour réduire la quantité de nitrates mise en circulation. Mais, les contraintes techniques de l'agriculture intensive et les aléas climatiques limitent la portée de ces modifications (Lowrance, 1992).

Ainsi, une solution complémentaire aux modifications des pratiques culturales est la restauration des capacités épuratrices de certaines formations végétales qui peuvent réduire la charge polluante migrant latéralement dans les mouvements de la nappe superficielle (Haycock *et al.*, 1993). On parle alors de zone tampon dont une définition est : "une bande plantée ou avec une végétation naturelle, placée entre la source polluante et l'eau. L'élimination des polluants est accomplie par divers processus physiques, chimiques ou biologiques" (Muscutt *et al.*, 1993). Plusieurs pays ont entrepris de mettre en place des zones tampons sur ce principe (Dillaha *et al.*, 1984 ; Krambeck, 1990 ; Lowrance, 1992 ; Muscutt *et al.*, 1993 ; Osborne et Kovacic, 1993). Ces actions visent principalement la réduction des pollutions par les nitrates, mais elles concernent également la lutte contre les pollutions par le phosphore et les sédiments qui sont souvent très préoccupantes (Gough, 1988).

Suite à une demande du Conseil Régional de Midi-Pyrénées concernant les impacts environnementaux des boisements de terres agricoles et dans le cadre d'une Action Incitative Programmée de l'INRA, nous avons réalisé une étude bibliographique de l'état des connaissances sur la création de zones tampons contre les polluants agricoles. Il s'agit d'indiquer quels sont les aspects à prendre en considération pour élaborer une stratégie visant à utiliser les zones tampons pour améliorer la qualité des eaux. Il ne s'agit pas d'une revue critique des théories en cours actuellement, ce qui est une affaire de spécialistes dans plusieurs domaines.

Nous aborderons successivement deux niveaux d'intervention. D'abord, il sera question de la détermination des conditions d'efficacité d'une zone tampon contre les nitrates surtout, mais aussi le phosphore et l'érosion. Nous nous attacherons à indiquer les points sur lesquels il est possible d'agir pour améliorer les capacités épuratrices. Ensuite, nous essaierons de voir comment on peut organiser les zones tampons dans le dimensionnement d'un système d'épuration à l'échelle d'un bassin versant.

2. Comprendre les conditions d'efficacité des zones tampons contre les nitrates

2.1. Dénitrification et absorption : deux processus d'épuration performants

Les processus d'épuration ont été mis en évidence depuis une dizaine d'années dans des formations végétales naturelles comme les ripisylves (figure 1) (Peterjohn et Correl, 1984). La confrontation des résultats obtenus dans différents pays montre qu'une ripisylve peut réduire la charge en nitrates de 68-100% dans la nappe superficielle et de 78-98% dans les eaux de ruissellement (Petersen *et al.*, 1992). Certains auteurs indiquent aussi que les zones tampons réduisent fortement les contaminations directes lors des épandages sur les champs voisinants les rivières (Omernik *et al.*, 1981).

Deux processus naturels permettent une épuration des eaux chargées en nitrates dans les zones tampons (Haycock *et al.*, 1993). Il s'agit d'une part de la dénitrification microbienne qui transforme les nitrates en azote gazeux (N_2) volatile en consommant du carbone. D'autre part, il y a l'absorption par les végétaux qui fixent les nitrates sous forme organique.

La dénitrification microbienne est considérée comme la voie d'élimination principale d'un point de vue quantitatif sur un cycle annuel (Peterjohn et Correl, 1984 ; Jacobs et Gilliam, 1985 ; Cooper *et al.*, 1987 ; Pinay et Décamps, 1988 ; Pinay *et al.*, 1993). Mais, l'efficacité de ce processus biologique n'est pas uniforme sur l'année (Groffman et Tiedje, 1989). Lorsque la nappe baisse, en été en particulier, la dénitrification est limitée par la disparition des conditions d'anaérobiose de la surface du sol. L'absorption intervient alors de façon complémentaire et peut maintenir la capacité d'épuration de la zone tampon. En effet, la diminution des lessivages durant la période estivale donne des eaux peu polluées. L'absorption racinaire est alors généralement très active et suffisante contre cette faible pollution (Figure 2) (Pinay *et al.*, 1993).

Les deux processus d'épuration correspondent à une exportation des nitrates hors de la zone de filtration : la dénitrification libère de l'azote volatile dans l'atmosphère et l'azote inorganique absorbé par les végétaux est exporté lors de leur exploitation (pâturage ou coupe forestière). L'épuration n'est donc pas liée à un stockage dont les capacités pourraient se saturer (Pinay *et al.*, 1993).

Ces processus sont suffisamment connus aujourd'hui pour que l'on puisse proposer de créer ou restaurer des zones tampons pour contrôler les flux de nitrates vers les aquifères de surface (Lowrance *et al.*, 1984 a et b ; Petersen *et al.*, 1992 ; Haycock *et al.*, 1993 ; Osborne et Kovacic, 1993). Le taux de dénitrification observé en laboratoire (350 mgN/m²/j) est bien supérieur à ce qui se mesure dans des ripisylves naturelles (50 mgN/m²/j) (Pinay et Décamps, 1988 ; Pinay *et al.*, 1993). D'après ces auteurs, il y aurait donc souvent une "sous utilisation" des capacités de dénitrification dans les systèmes naturels. L'aménagement raisonné de zone tampon s'appuyant sur la connaissance des processus en jeu devrait permettre de réaliser des systèmes d'épuration plus efficaces.

2.2. Les conditions d'efficacité des zones tampons

2.2.1. Des conditions peu modifiables

Certaines conditions nécessaires au bon fonctionnement des processus d'épuration sont peu modifiables par l'homme. Il s'agit principalement de facteurs pédologiques, partiellement hydrologiques, sur lesquels il est difficile d'exercer une action. Ils constituent donc des facteurs limitants dont la connaissance et l'évaluation permettent de sélectionner des sites présentant un potentiel d'épuration élevé qui pourra être mis en valeur par des aménagements.

Les sols peu filtrants sont nettement favorables à la dénitrification (Groffman et Tiedje, 1989 ; Pinay *et al.*, 1992), probablement parce qu'ils réduisent la vitesse de circulation de l'eau et permettent l'installation de conditions

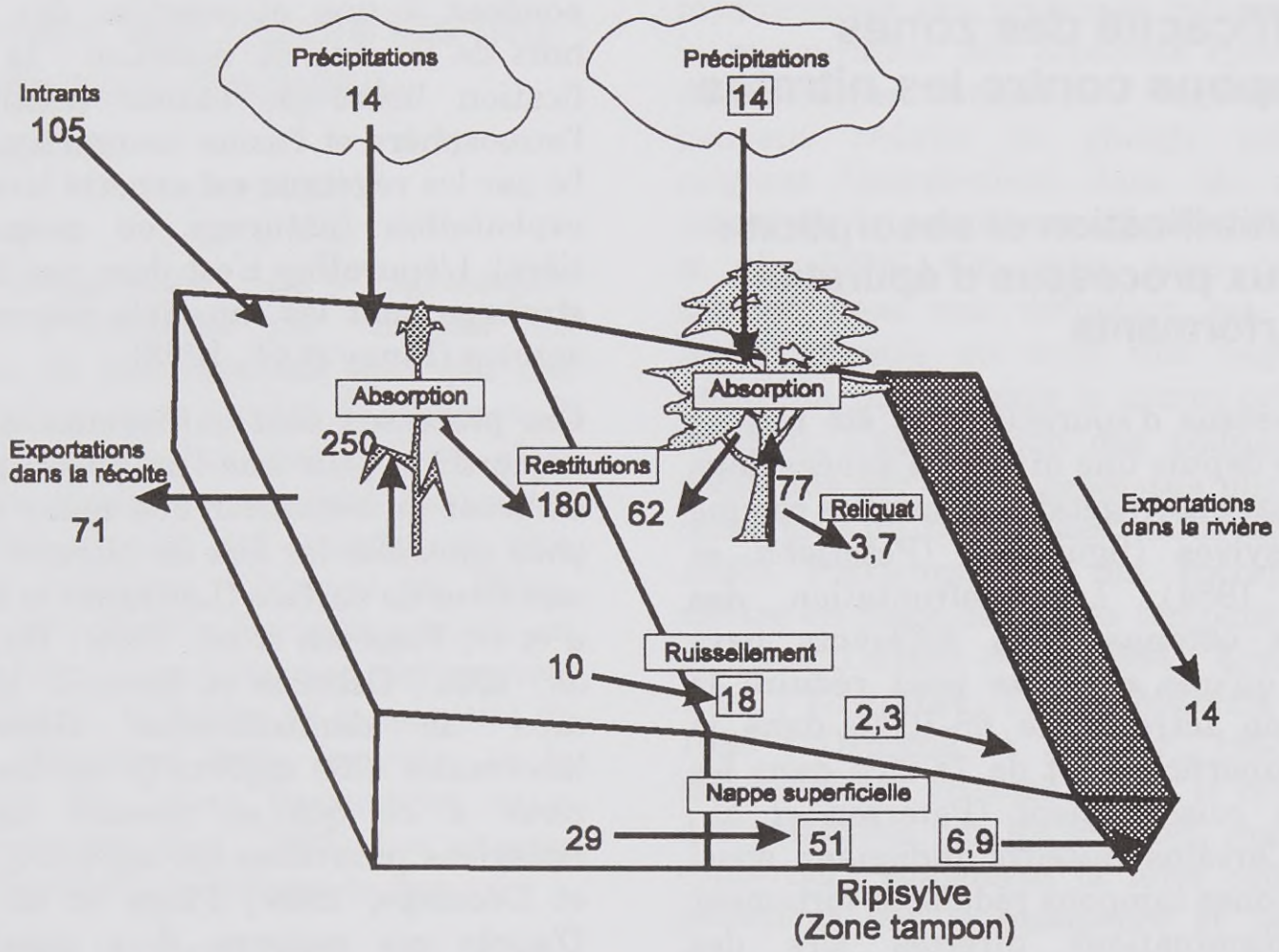


Figure 1 : Exemple d'action épuratrice d'une ripisylve.
Dans cet exemple observé aux USA, les valeurs sont des kg d'azote par hectare de la zone concernée (culture ou ripisylve considérée comme zone tampon). L'eau de pluie s'épure partiellement sur les arbres et ne contient qu'un reliquat d'azote en arrivant au sol. La zone tampon permet de réduire de 73,8kg/ha la quantité de nitrates atteignant la rivière, soit une épuration à 89% (51+18+14 d'apports en provenance de la culture et de la pluie, 6,9+2,3 exportés vers la rivière). L'épuration est réalisée à 20% par l'absorption par les végétaux ((77-62)/73,8), à 14% lors du passage de la pluie dans les arbres ((14-3,7)/73,8). On peut en déduire que les phénomènes de dénitrification ou de fixation de l'azote au niveau du sol participent pour 66% à l'épuration. Adapté de Peterjohn et Correl, 1984.

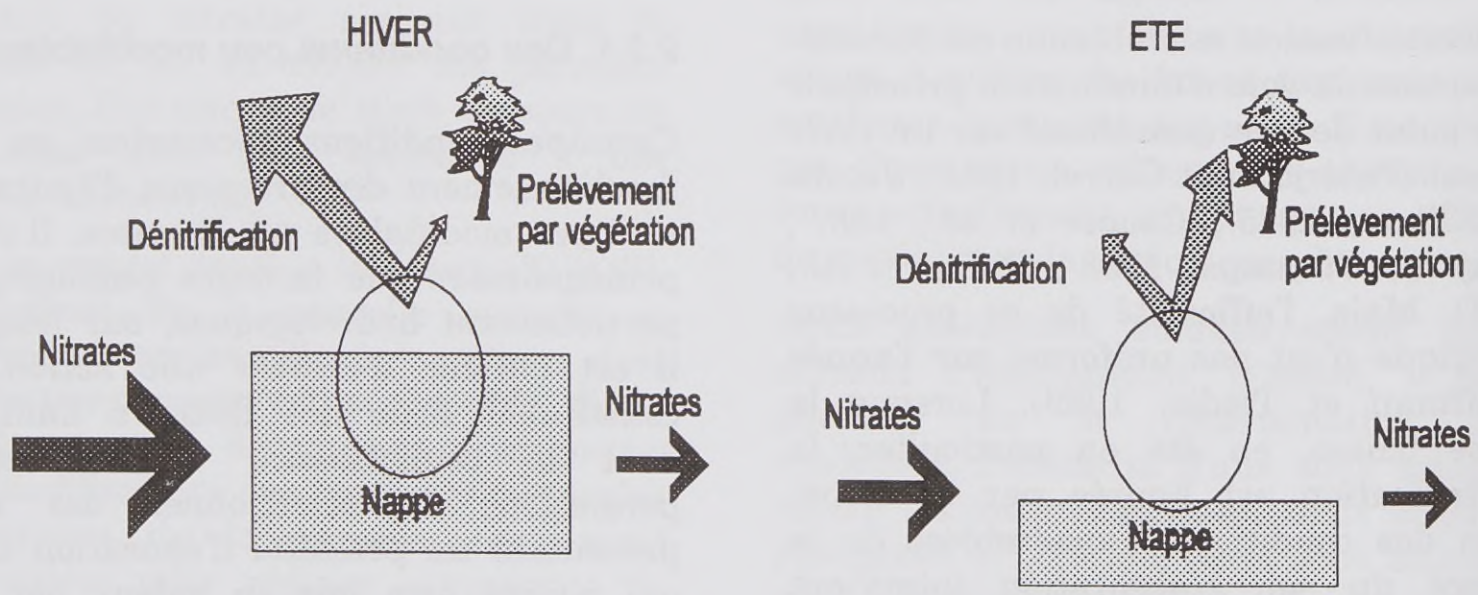


Figure 2 : Complémentarité saisonnière entre la dénitrification et l'absorption.
En hiver, les concentrations en nitrates sont élevées, mais la hauteur de la nappe permet d'avoir une activité microbienne de dénitrification très intense qui épure le flux. En été, la charge polluante est plus faible, l'absence de conditions anaérobies dues à une nappe au plus bas ne permet pas de dénitrification microbienne. Mais l'activité de la végétation est alors très intense et absorbe les nitrates du flux. D'après Haycock *et al.*, 1993.

anaérobies (tableau 1). Une carte des sols peut donc aider à estimer régionalement les capacités de dénitrification (Groffman *et al.*, 1992).

	Sol argilo-limoneux	Sol sableux
% de la surface	9	22
% de la dénitrification totale	44	5

Tableau 1 : La nature du sol influence la dénitrification. Le bilan de dénitrification mesurée *in situ* montre que les sols argilo-limoneux peu filtrants réalisent la majeure partie de la dénitrification alors qu'ils représentent une très faible surface par rapport aux sols sableux, très filtrants (d'après Groffman *et al.*, 1992).

Le niveau de la nappe superficielle conditionne fortement la dénitrification en déterminant les conditions anaérobies dans le sol (Pinay et Décamps, 1988 ; Ambus et Lowrance, 1991 ; Sanchez *et al.*, 1991 ; Lowrance, 1992 ; Pinay *et al.*, 1993 ; Triska *et al.*, 1993). Les variations du niveau de la nappe sont également importantes puisqu'elles agissent sur la circulation du carbone nécessaire à l'activité microbienne de dénitrification. Les crues renouvellent ainsi partiellement le carbone consommé par l'épuration (Pinay *et al.*, 1992).

La durée de passage de l'eau dans la zone tampon, fonction de la circulation de la nappe, détermine en grande partie le délai disponible pour l'épuration, donc son efficacité (Triska *et al.*, 1993). La circulation de la nappe superficielle est généralement tangentielle au cours d'eau qui la draine, mais elle peut être très complexe, même dans des conditions topographiques apparemment simples (Pinay *et al.*, 1989 ; Haycock *et al.*, 1993). Ainsi, il peut y avoir des points de passage privilégiés qui concentrent l'essentiel des flux polluants (Pinay *et al.*, 1992). La connaissance de l'hydrologie locale permet de placer les zones tampons sur ces points. Les anciens bras morts sont souvent des sites de dénitrification particulièrement intense du fait de leur richesse en carbone et du passage privilégié qu'ils offrent au flux, ainsi que par la nature de leurs sols, peu filtrants (Triska *et al.*, 1993).

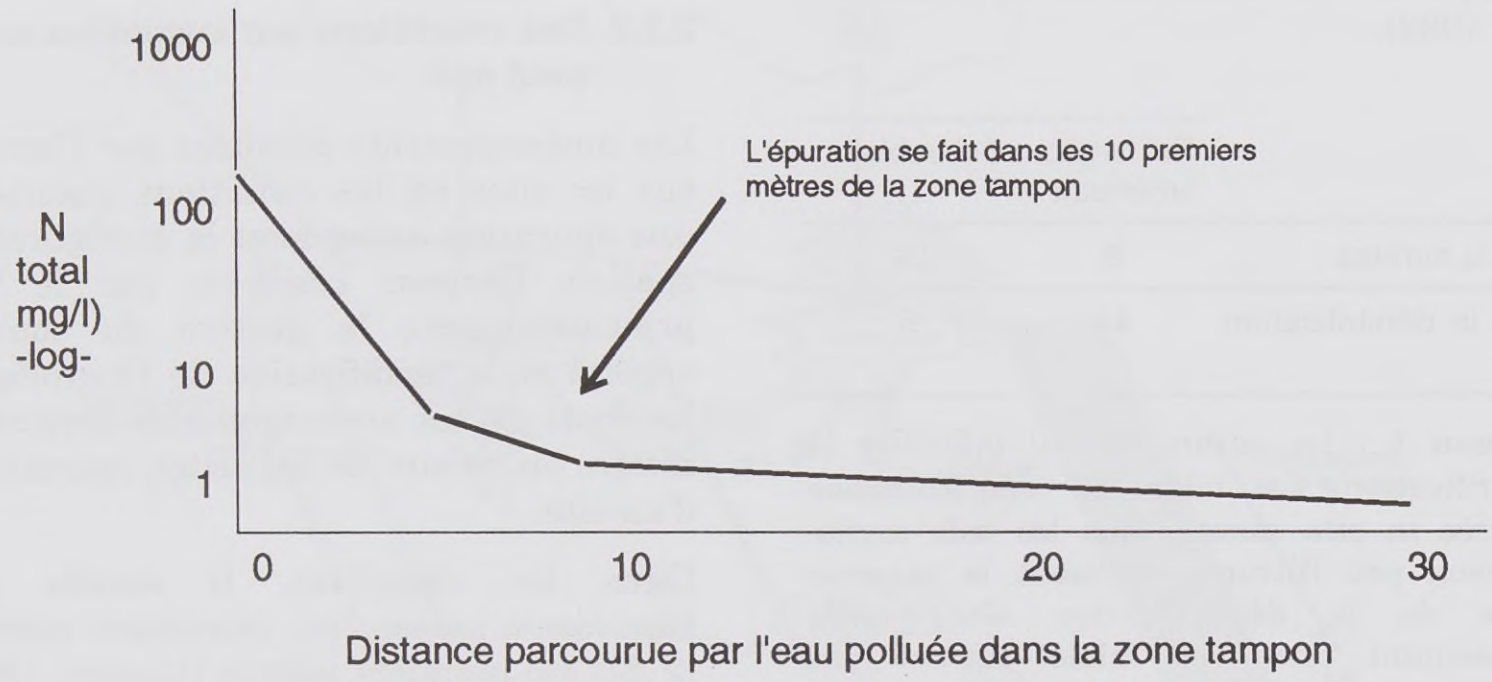
2.2.2. Des conditions sur lesquelles on peut agir

Les aménagements possibles par l'homme sur les sites où les conditions autorisent une épuration concernent la configuration spatiale (largeur traversée par le flux principalement), la gestion du couvert végétal et la modification de l'hydrologie. Le choix de ces aménagements permet de mettre en valeur les capacités épuratrices d'un site.

Dans les ripisylves, il semble que l'épuration puisse être quasiment complète dès les premiers mètres (Cooper, 1990 ; Pinay *et al.*, 1993). Une largeur d'une dizaine de mètres est suffisante dans de nombreuses situations (Graphique 1) (Petersen *et al.*, 1992 ; Pinay *et al.*, 1993). Des zones tampons de faible largeur peuvent ainsi avoir une action épuratrice très importante. On peut supposer que cette largeur sera fonction de la quantité de nitrates dans l'eau et de sa vitesse de circulation à travers la zone tampon.

Une végétation qui a une croissance très active, est favorable à l'absorption des nitrates (Lowrance *et al.*, 1984). Elle est souvent liée à des phases d'exploitation où on exporte l'azote organique. Cependant, une exploitation trop brusque peut perturber la zone tampon et être une cause de détérioration des capacités épuratrices. Il faut donc définir des pratiques sylvicoles ou culturales sur la zone tampon, qui soient compatibles avec la fonction d'épuration (Haycock *et al.*, 1993 ; Muscutt *et al.*, 1993). Concernant la nature du couvert végétal, Osborne et Kovacic (1993) ont montré que les arbres étaient plus efficaces que la prairie contre les nitrates ; cela se vérifie même dans le cas d'une peupleraie (Haycock et Pinay, 1993).

La régularisation et le surcreusement des cours d'eau semblent être parmi les actions les plus défavorables à l'épuration (Schlosser et Karr, 1981b ; Krambeck, 1990). En effet, elles modifient fortement l'hydrologie en augmentant la vitesse de circulation de la nappe et elles empêchent la reconstitution des stocks de carbone à l'occasion des crues (Pinay *et al.*, 1992).



Graphique 1 : Une épuration dans les premiers mètres de la zone tampon.
A partir des résultats portant sur 5 bassins versants, Doyle et ses collègues (1977 *in* : Petersen *et al.*, 1992) montrent que l'élimination des nitrates dans les eaux se fait essentiellement dans les 10 premiers mètres des ripisylves. Le reste de la ripisylve possède encore des capacités d'épuration qui ne sont pas utilisées.

3. Des possibilités d'action des zones tampons contre l'érosion et les pollutions phosphatées

3.1. Erosion et pollution phosphatée : des problèmes cruciaux

L'érosion des sols agricoles a deux effets. C'est d'une part une perte d'un patrimoine productif très difficile à reconstituer. D'autre part, les sédiments modifient les caractéristiques écologiques des eaux et ils peuvent ainsi avoir des effets négatifs sur certaines espèces ou sur des activités humaines lors de leur dépôt (envasement des lacs collinaires par exemple) (Gough, 1988). L'érosion et les dégâts causés par les sédiments constituent une sérieuse menace pour les capacités de production agricole de certaines régions du monde et un des principaux problèmes de qualité des eaux (Osborne et Kovacic, 1993).

Le phosphore d'origine agricole est principalement lié aux particules du sol, ses mouvements sont donc largement associés aux phénomènes d'érosion et aux déplacements des sédiments. Probst, cité par Muscutt et ses collègues (1993), estime que ce mode de déplacement représente 70% des transferts. En grande quantité, le phosphore participe à l'eutrophisation des plans d'eau (Gosselink, 1990). Néanmoins, c'est le phosphore d'origine urbaine qui est généralement la principale cause de pollution. L'érosion, les pollutions par les sédiments et le phosphore, dépendent fortement des saisons et des événements pluvieux, en particulier les orages (Osborne et Kovacic, 1993).

Les eaux transportent d'autres polluants, comme les pesticides, qui menacent de poser de graves problèmes de pollution dans certaines régions. Ils ont été très peu étudiés en relation avec les zones tampons (Lowrance *et al.*, 1985). On peut se poser la question des effets qu'ils peuvent avoir sur l'efficacité épuratrice, par exemple s'ils modifient la composition de la flore bactérienne dénitrifiante.

3.2. Possibilités d'action des zones tampons ?

3.2.1. Contre l'érosion

L'érosion peut prendre deux formes distinctes. Il peut s'agir d'une érosion toujours localisée aux mêmes endroits dans les chenaux, les talwegs, les dépressions, ou bien, il peut s'agir d'une érosion qui peut apparaître sur toute la pente et provoquer des décapages de surface ou l'apparition de rigoles (ADRET, 1987). Dans le premier cas, les boisements peuvent être utilisés très efficacement pour freiner l'érosion dans les zones les plus menacées. C'est souvent le rôle des haies de fond de vallon. Dans le second cas, les boisements linéaires peuvent être utilisés pour rompre les trop fortes pentes, mais l'effort principal devra porter sur des modifications des pratiques agricoles au niveau de la parcelle (travail du sol, couvert végétal, etc.) (Auzet, 1990). Dans les situations où des surfaces sont très dégradées, on peut envisager d'implanter un boisement qui pourra aider à reconstituer un sol à longue échéance. Des méthodes sylvicoles sont à inventer pour conduire ce type de boisement dont la vocation première ne sera pas la production de bois.

3.2.2. Contre les sédiments

La sédimentation des éléments en suspension, d'abord les plus grossiers puis les plus fins, se fait lorsque la vitesse du flux diminue (Muscutt *et al.*, 1993). Les zones tampons offrent une résistance à la circulation de l'eau et sont ainsi souvent des lieux de sédimentation importante. Les dépôts de sédiments modifient les caractéristiques de la zone tampon, en particulier le microrelief et la circulation de l'eau. La conséquence en est que l'efficacité pour la sédimentation diminue au fur et à mesure que les dépôts augmentent (Dillaha *et al.*, 1984). Contrairement aux nitrates, les sédiments peuvent ainsi saturer temporairement une zone tampon. Le phénomène des crues intervient alors parfois pour déplacer ces sédiments vers l'aval ou sur des points plus élevés des berges, reconstituant ainsi partiellement les capacités d'épuration.

La végétation herbacée semble plus efficace que les arbres pour faciliter la sédimentation. Cela provient en partie du fait qu'elle peut s'adapter aux modifications topographiques dues aux dépôts. Un bois avec un sous étage très fourni sera aussi très efficace (Muscutt *et al.*, 1993). Généralement, de faibles largeurs de zones tampon sont suffisantes pour permettre le dépôt des sédiments les plus grossiers (Muscutt *et al.*, 1993). Les sédiments restants, les plus fins, sont ceux qui posent le plus de problèmes. La conformation des cours d'eau constitue un élément important de la capacité d'épuration de zone tampon. Le surcreusement et la régularisation des cours d'eau ou des fossés réduisent la zone d'interaction du flux avec des formations végétales et augmentent la vitesse de l'eau ; ils s'opposent en cela à une épuration naturelle (Krambeck, 1990).

La sédimentation affecte les capacités d'épuration de la zone tampon contre les nitrates. Ces effets sont positifs dans la mesure où les sédiments apportent une partie du carbone nécessaire à la dénitrification microbienne (Pinay *et al.*, 1992). Ils sont négatifs dans la mesure où ils modifient l'hydrologie locale, réduisent l'activité de la végétation et peuvent faire disparaître les conditions d'anaérobiose en élevant le niveau du sol par rapport à la nappe. Pinay et ses collègues (1989) montrent ainsi que le type de sédimentation sur les berges de la Garonne modifie les capacités d'épuration des zones de dépôts. Les dépôts des limons les plus fins, dans les courbes du fleuve, sont très favorables à la dénitrification du fait de leur hydromorphie et de l'abondance du carbone. A l'inverse les zones de dépôts d'éléments grossiers, dans le fil de l'eau, sont moins favorables.

3.2.3. Contre le phosphore

Plusieurs études font état des capacités épuratrices de zones tampons vis-à-vis du phosphore. Peterjohn et Correl (1984) observent une efficacité de près de 80%. L'élimination du phosphore suit deux voies. Dans la principale, il est assimilé par la végétation et intégré dans la matière organique (78% selon Peterjohn et Correl, 1984) qui pourra être exportée

hors de la zone tampon lors d'une récolte. La seconde voie est un stockage du phosphore avec les sédiments par fixation dans les colloïdes du sol (Sanchez *et al.*, 1991). Il est susceptible d'être repris par l'eau avec les sédiments lors de modifications du régime hydrique. De plus, la saturation des colloïdes peut rendre le phosphore plus soluble et donc mobile dans la solution du sol où il pourra migrer vers les cours d'eau. Les zones tampons ne servent alors que de stockage temporaire (Schlosser et Karr, 1981a ; Pinay *et al.*, 1992).

4. Mettre en place un système d'épuration : un aménagement de l'espace

4.1. Un système d'épuration à concevoir à l'échelle d'un bassin versant

La circulation de l'eau influence et est influencée par la structure du paysage, en particulier par son relief, mais aussi par la nature du couvert végétal et sa localisation (Smith, 1992). Le concept « d'hydrologie du paysage » émerge ainsi au sein de l'écologie du paysage (Ferguson, 1992). On peut lui appliquer des approches systémiques qui formalisent la dépendance des différentes unités hydrologiques, de l'amont à l'aval (Van Buuren, 1991). De ce point de vue, la création d'une zone tampon va modifier la nature des flux, et plus particulièrement leurs caractéristiques hydrologiques, qui la traversent et par conséquent le fonctionnement des écosystèmes en aval. Ces répercussions peuvent aller à l'encontre des objectifs de protection de l'environnement, par exemple en réduisant les capacités épuratrices vis-à-vis d'autres polluants.

Les zones tampons doivent donc s'intégrer dans un plan d'aménagement global. Le petit bassin versant est *a priori* une échelle pertinente pour étudier et gérer ces processus (Gosselink, 1990). Cette approche hydrologique doit être conduite en intégrant la "multifonctionnalité" des zones tampons qui filtrent les eaux, abritent des espèces particulières, servent de corridors à d'autres, font de l'ombre sur le cours d'eau, produisent du bois ou d'autres produits et ont une grande valeur esthétique (Lowrance *et al.*, 1985).

Les zones tampons vis-à-vis des nitrates sont efficaces principalement contre la pollution des nappes superficielles. Elles agissent peu sur la pollution entraînée par le cours d'eau, sauf à l'occasion des crues. Par conséquent, il est clair que l'épuration doit se faire le plus en amont possible, près de l'origine des flux, avant qu'ils ne soient dans les cours d'eau (Johnston *et al.*, 1990). On estime que la surface totale des zones tampons nécessaires sur les petits cours d'eau est plus faible que celle qu'il faudrait consacrer sur les bords des grandes rivières, sans que ces dernières soient aussi efficaces (Haycock *et al.*, 1993). Des zones épuratrices très petites peuvent être créées le long des fossés, dans les talwegs ou même dans les mouillères au milieu des champs (Haycock *et al.*, 1993). Un réseau de haies, avec des talus, constitue aussi un système très performant de limitation des flux de nitrates, mais aussi d'autres polluants (ADRET, 1987 ; Ruffinoni *et al.*, 1994).

Les terres susceptibles de porter une zone tampon sont souvent très recherchées par les agriculteurs, du fait de leur proximité avec l'eau, de leur faible relief, de leur sol, etc. qui leur confèrent une forte productivité. Un système d'épuration qui utilise ces terres doit donc se justifier par une action épuratrice avérée et suffisante qui réponde à un problème de pollution.

4.2. Diagnostiquer les lieux de pollutions et simuler des solutions : exemple d'une méthode

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont de plus en plus employés pour évaluer ces risques et simuler les effets de différentes options de lutte contre les nitrates. Ils permettent de localiser finement et le plus en amont possible, les sites où les flux de nitrates sont susceptibles de donner lieu à une pollution, ce qui n'est pas possible avec une analyse

non spatialisée d'un bassin versant (McDaniel *et al.*, 1987 ; Childers et Gosselink, 1990). Parmi les différentes tentatives d'utilisation de ces outils (Osborne et Wiley, 1988 ; Kesner et Meentemeyer, 1989 ; Delong et Brusven, 1991 ; Robinson et Ragan, 1993 ; He *et al.*, 1993 ; Hamlett et Epp, 1994), on peut retenir l'exemple du travail mené par Tim et Jolly (1994) avec ARC/INFO. L'article traite à titre d'exemple le problème des sédiments mais les auteurs soulignent que leur méthode est applicable à celui des nitrates ou de tout autre polluant.

Ces auteurs ont formé un système informatique comprenant le SIG ARC/INFO et un modèle d'évaluation de la qualité des eaux (AGNPS de Young *et al.*, 1989 *in* : Tim et Jolly, 1994). Ce modèle nécessite une vingtaine de variables décrivant une "cellule" (unité hydrographique homogène) et son environnement (tableau 2) ; il permet d'évaluer les effets d'un événement pluvieux sur différentes caractéristiques des effluents de la cellule (l'azote total, la quantité de sédiment, etc.). Le SIG permet d'une part de déterminer des unités hydrographiques homogènes (les cellules) et d'autre part d'évaluer et d'introduire les paramètres de chacune de ces cellules dans le modèle. Notons qu'il existe une méthode d'extraction des données nécessaires au modèle AGNPS à partir de ERDAS (Olivieri *et al.*, 1991 *in* : Tim et Jolly, 1994). Les auteurs insistent sur l'intérêt d'une intégration poussée du SIG et du modèle. Elle permet en effet de diagnostiquer rapidement un espace hétérogène dans son ensemble, en considérant qu'il peut être découpé en unités homogènes sur lesquelles on peut appliquer un modèle très performant. Les auteurs ont aussi utilisé le modèle CREAMS (développé par Knisel (1980), *in* : Tim et Jolly, 1994) pour évaluer le transport d'éléments chimiques.

Ils ont appliqué, à titre d'exemple, leur système informatique à un petit bassin versant d'Iowa (Bluegrass, 413 ha, 90 % de la surface en cultures de maïs et de soja), avec une maille d'un hectare. Ils ont comparé les effets d'une journée de pluie sur la qualité des eaux (uniquement en sédiments dans la publication), dans la situation réelle et dans 3 simulations : (1) la création de zones tampons de 20 m le long des cours d'eau, (2) l'enherbemment du pourtour de toutes les parcelles de culture, (3) une combinaison de (1) et de (2). L'hypothèse (3) conduit à une réduction de 71 % de la pollution par les sédiments, alors que les autres options ont pour effet des réductions de 47 % pour (1) et 41 % pour (2).

4.3. Comment réaliser pratiquement des systèmes d'épuration ?

Face à la complexité des situations sur le terrain, le responsable d'aménagement qui envisage de lutter contre la pollution par les nitrates ne peut se satisfaire du concept de "zone tampon" : il a besoin de conseils pratiques et applicables. Pour répondre à cette attente, Petersen et ses collègues (1992) proposent 8 aménagements types, formant ce qu'ils appellent des "briques", qui peuvent être combinés dans un bassin versant pour former un système d'épuration. Ils correspondent à différents degrés d'intervention dans l'aménagement et peuvent ainsi être conciliés avec d'autres contraintes dans l'usage de l'espace. Il s'agit (1) de laisser des bandes sans culture, (2) de végétaliser le bord des cours d'eau, (3) de créer des petites zones humides pour des pollutions localisées (Figure 3), (4) de réduire la pente des berges, (5) de favoriser les méandres, (6) de favoriser les alternances de zones rapides et calmes, (7) de créer des plans d'eau et (8) de maintenir les grandes zones humides inondables.

Une expérience menée par la Société Chimique de la Grande Paroisse et l'Université du Mirail dans la région Midi-Pyrénées a conduit à la proposition de mesures concrètes d'aménagement rural, adaptées au contexte local, pour lutter contre la pollution par les nitrates (Paegelow *et al.*, 1990). Les recommandations sont de conserver les mouillères dans les zones de cultures, d'implanter des bois le long des cours d'eau et de préserver le complexe haie-prairie en fond de vallon. Cet exemple montre que le contrôle des nitrates passe probablement par la conjonction de plusieurs mesures complémentaires raisonnées au niveau

1 : N° de la cellule	11 : Facteur de gestion (C) USLE
2 : Cellule amont	12 : Facteur de support (P) USLE
3 : Aspect	13 : Constante des conditions de sol.
4 : Type de couverture du sol	14 : Classe de texture du sol.
5 : Groupe hydrologique du sol	15 : Niveau de fertilisation
6 : Pente générale	16 : Facteur de disponibilité des fertilisants
7 : Facteur de forme de la pente	17 : Indicateur de source ponctuelle
8 : Longueur de la pente	18 : Indicateur de source en rigole
9 : Coefficient de rugosité de Manning	19 : Demande chimique en oxygène
10 : Facteur d'érosion (K) USLE (Equation Universelle de Perte de Sol)	20 : Facteur de rétention
	21 : Indice de canalisation

Tableau 2 : Variables du modèle AGNPS (Tim et Jolly, 1994).

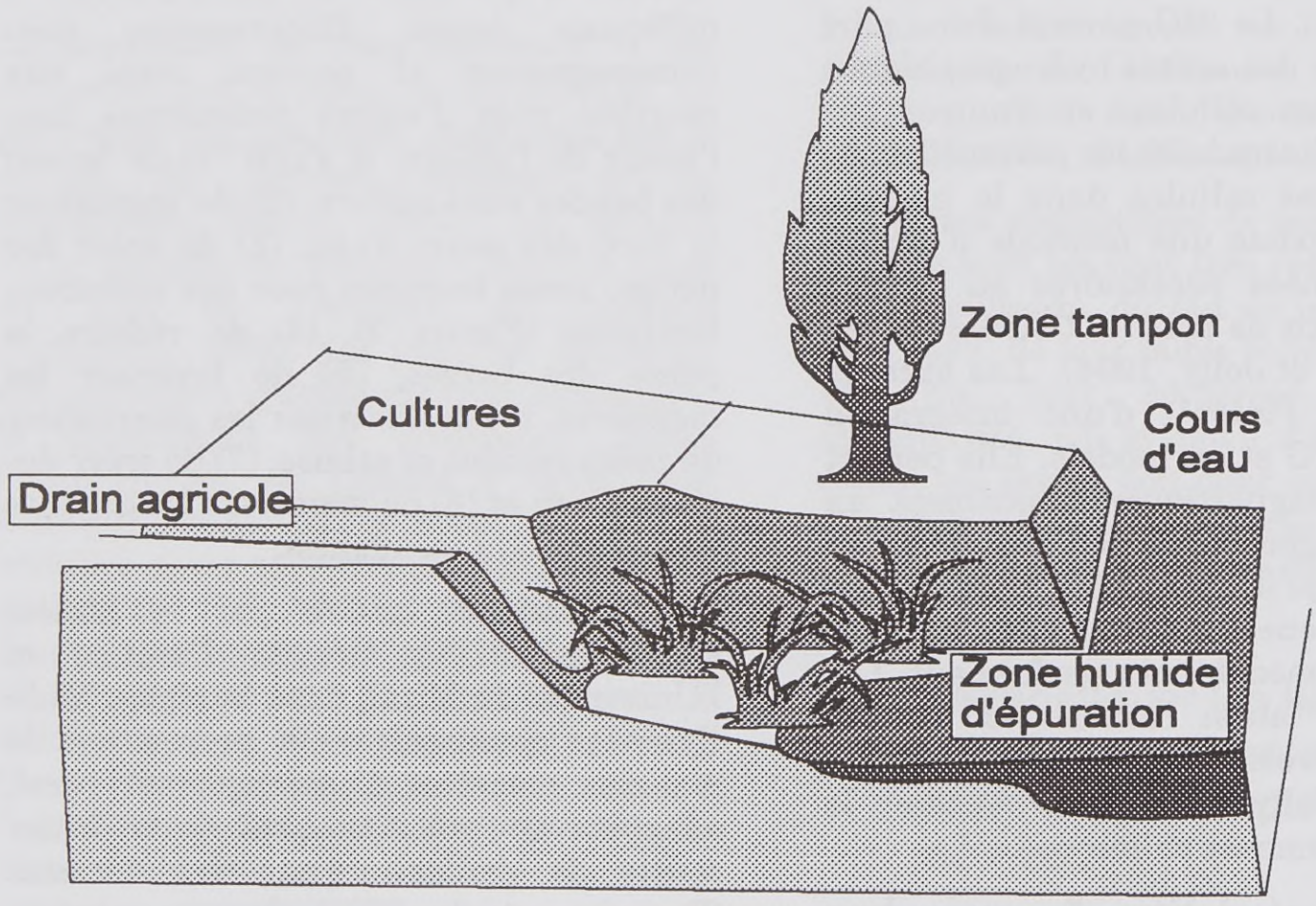


Figure 3 : Une petite zone humide pour les pollutions localisées.
A la sortie des drains agricoles, la pollution de l'eau n'est plus diffuse mais concentrée, ce qui rend partiellement inefficace l'épuration par les zones tampons classiques. On peut résoudre ce problème en créant à l'embouchure des drains des petites zones humides où les processus de dépollution peuvent se dérouler plus intensément et dans de meilleures conditions. D'après Petersen *et al.*, 1992.

d'un petit bassin versant, dans le cadre d'un aménagement du territoire.

5. Conclusion

Suite à cette étude bibliographique, il apparaît que les connaissances scientifiques sont suffisantes pour envisager la création ou l'entretien de formations végétales tampons capables d'épurer les eaux de la nappe superficielle d'une partie de ses polluants, dont les nitrates (Ruffinoni *et al.*, 1994). La connaissance des processus écologiques d'épuration permet de cerner les principales conditions d'efficacité des zones tampon. Leur mise en oeuvre doit se concevoir à l'échelle d'une unité hydrographique, en intervenant le plus en amont possible.

Les conditions d'épuration ne sont pas contradictoires avec une exploitation des zones tampons, même intensive. La production de bois ou le pâturage sont souvent possibles. Cependant, certaines situations, comme des boisements linéaires sur les petits cours d'eau, peuvent être difficiles à exploiter. Il revient aux pouvoirs publics de concevoir ces zones non pas comme des outils de production, mais comme des services pour la collectivité, et de prendre les mesures nécessaires à leur développement.

Par ailleurs, quelques données semblent montrer que les zones tampons sont moins coûteuses à la société que d'autres mesures d'efficacité comparable. En outre, il faut prendre en compte les autres rôles (récréatif, esthétique, écologique, cynégétique, etc.) de ces zones tampons (Lowrance *et al.*, 1985).

Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier du Conseil Régional de Midi-Pyrénées et de l'INRA dans le cadre de l'AIP Agroforesterie et Forêt Paysanne. Charles Ruffinoni et Gilles Pinay ont apporté une aide précieuse dans ce travail.

Bibliographie

ADRET., 1987. Maîtrise du ruissellement et de l'érosion hydrique des sols dans les coteaux du sud-ouest. Rapport d'étude pour le ministère de l'environnement et pour le ministère de l'agriculture. 36 p.

Ambus P. & Lowrance R., 1991. Comparison of denitrification in two riparian soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55(4): 994-997.

Auzet V., 1990. L'érosion des sols par l'eau dans les régions de grandes cultures. Aspects d'aménagement. Centre d'études et de recherches Ecogéographiques, 39 p.

Childers D.L. & Gosselink J.G., 1990. Assessment of cumulative impacts to water quality in a forested wetland landscape. *J. Environ. Qual.*, 19(3): 455-464.

Cooper A.B., 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia*, 202: 13-26.

Cooper A.B., Hewitt J.E. & Cooke J.G., 1987. Land use impacts on streamwater nitrogen and phosphorus. *N.Z.J.For.Sci.*, 17: 179-192.

Delong M.D. & Brusven M.A., 1991. Classification and spatial mapping of riparian habitat with applications toward management of streams impacted by nonpoint source pollution. *Environ. Manage.*, 15(4): 565-571.

Dillaha T.A., Sherrard J.H. & Lee D., 1984. Long-term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips. Virginia Water Ressource Research Center, 153: 1-39.

Ferguson B.K., 1992. Landscape hydrology, a component of landscape ecology. *J. Environ. Syst.*, 21(3): 193-205.

Gosselink J.G., Shaffer G.P., Lee L.C. et coll., 1990. Landscape conservation in a forested wetland watershed. *BioScience*, 40(8): 588-600.

Gough S.C., 1988. Stream water quality protection using vegetated filer strips: structure and function related to sediment control. Thesis of the faculty of the graduate School, University of Missouri-Columbia.

Groffman P.M. & Tiedje J.M. 1989. Denitrification in North temperate forest soils: Spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. *Soil Biol. & Biochem.*, 21: 613-620.

Groffman P.M., Tiedje J.M., Mokma D.L. & Simkins S., 1992. Regional scale analysis of denitrification in North temperate forest soils. *Landscape Ecology*, 7(1): 45-53.

Hamlett J.M. & Epp D.J., 1994. Water quality impacts of conservation and nutrient management practices in pennsylvania. *J. Soil Water Conserv.*, 49(1): 59-66.

Haycock N.E. & Pinay G., 1993. Nitrate retention in grass and poplar vegetated riparian strips during the winter. *J. Env. Qual.*, 22(2): 273-278.

Haycock N.E., Pinay G. & Walker C., 1993. Nitrogen retention in river corridors: european perspective. *Ambio*, XXII(6): 340-346.

He C.S., Riggs J.F. & Kang Y.T., 1994. Integration of geographic information systems and a computer model to evaluate impacts of agricultural runoff on water quality. *Water Resour. Bull.*, 29(6): 891-900.

Jacobs T.C. & Gilliam J.W., 1985. Riparian losses of nitrates from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.*, 14(4): 472-478.

Johnston C.A., Detenbeck N.E. & Niemi G.J., 1990. The cumulative effects of wetlands on stream water quality and quantity: a landscape approach. *Biogeochemistry*, 10: 105-141.

Kesner B. & Meentemeyer V., 1989. A regional analysis of total nitrogen in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 2(3): 151-163.

Knisel W.G. (Ed.), 1980. CREAMS: A field scale model chemicals, runoff, and erosion from agriculture management systems. Conserv. Res. Rep. 20. USDA-ARS, Washington, DC.

Krambeck C., 1990. Water quality protection by retention of agricultural nonpoint source pollutants in riparian buffer strips and other wetland types. A review. Document photocopié.

Lowrance R., 1992. Sustainable agriculture research at the watershed scale. *J. Sustainable Agric.*, 2(3): 105-111.

Lowrance R., Todd R.L. & Asmussen L.E., 1983. Waterborne nutrient budgets for riparian zone of an agricultural watershed. *Agric. Ecosys. Environ.*, 10: 371-384.

Lowrance R., Todd R.L. & Asmussen, L.E., 1984a. Nutrient cycling in an agricultural watershed: I Phréatic movement. *J. Environ. Quality*, 13(1): 22-27.

Lowrance R., Todd R.L. & Asmussen, L.E., 1984b. Nutrient cycling in an agricultural watershed: II Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Quality*, 13(1): 27-32.

Lowrance R.R., Leonard R. & Sheridan J., 1985. Managing riparian ecosystems to control non point pollution. *J. Soil Water Conserv.*, 40: 87-91.

McDaniel T.W., Hunsaker C.T. & Beauchamp J.J., 1987. Determining regional water quality patterns and their ecological relationships. *Environ. Manage.*, 11(4): 507-518.

Muscutt A.D., Harris G.L., Bailey S.W. Davies D.B., 1993. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in U.K. agriculture. *Agric. Ecosys. Environ.*,

Olivieri L.J., Schaal G.M., Logan T.J., Elliot W.J. & Motch B., 1991. Generating AGNPS input using remote sensing and GIS. ASAE Pap. 91-2622.ASAE, St Joseph, MI.

Omernik J.M., Abernathy A.R. & Male L.M., 1981. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. *J. Soil Water Conserv.*, 36: 227-231.

Osborne L.L. & Kovacic D.A., 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biol.*, 29: 243-258.

Osborne L.L. & Wiley M.J., 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *J. Environ. Manage.*, 26: 9-27.

Paegelow M., Decroux J., Hubschman J. & Puginier M., 1990. Des mesures simples d'aménagement rural contre la pollution par les nitrates: l'exemple d'Aurade (Gers, France). *In* : Nitrates, Agriculture, Eau. Paris 7-8nov. INRA. : pp. 101-106.

Peterjohn W.T. & Correl D.L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5): 1466-1475.

Petersen R.C., Petersen L.B.M. & Lacoursiere J.O., 1992. Restoration of lowland streams: the building block model. *Vatten*, 46: 244-249.

Pinay G. & Decamps H., 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers*, 2: 507-516.

Pinay G., Decamps H., Arles C. & Lacassin-Seres M., 1989. Topographic influence on carbon and nitrogen dynamics in riverine woods. *Archiv für Hydrobiologie*, 114(3): 401-414.

Pinay G., Fabre A., Vervier P. & Gazelle F., 1992. Control of C,N,P distribution in soils of riparian forests. *Landscape Ecology*, 6(3): 121-132.

Pinay G., Roques L. & Fabre A., 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *J. Appl. Ecol.*, 30: 581-591.

Robinson K.J. & Ragan R.M., 1994. Geographic information system based nonpoint pollution modelling. *Water Resour. Bull.*, 29(6): 1003-1008.

Ruffinoni C., Gazelle F. & Deconchat M., 1994. Des boisements au service de la qualité des eaux. *Revue de l'Agence de Bassin Adour Garonne*, 60 : 39-44.

Sanchez J.M., Tremolieres M. & Carbiener R., 1991. Une station d'épuration naturelle des phosphates et nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin : la forêt alluviale à frêne et orme. *C.R. Acad. Sci.* Paris, 312(3) : 395-402.

Schlosser I.J. & Karr J.R., 1981a. Water quality in agricultural watersheds: impact of riparian vegetation during baseflow. *Water Resour. Bull.*, 17: 233-240.

Schlosser I.J. & Karr J.R. 1981b. Riparian vegetation and channel morphology impact on spatial patterns of water quality in agricultural watersheds. *Environ. Manage.*, 5: 233-243.

Smith C.M., 1992. Riparian afforestation effects on water yields and water quality in pasture catchment. *J. Environ.Qual.*, 21(2): 237-245.

Tim U.S. & Jolly R., 1994. Evaluating agricultural nonpoint-source pollution using integrated Geographic Information Systems and Hydrologic/water quality model. *J. Environ. Qual.*, 23: 25-35

Triska F.J., Duff J.H. & Avanzino R.J., 1993. Paterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of gravel-bottom stream: examining terrestrial -aquatic linkages. *Freshwater Biol.*, 29: 259-274.

van Buuren M., 1991. A hydrological approach to landscape planning. The framework concept elaborated from hydrological perspective. *Landscape and Urban Planning*, 21: 91-107.

Young R.A., Onstad C.A., Bosch D.D. & Anderson W.P., 1989. AGNPS, a nonpoint source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. Soil Water Conserv.*, 44: 168-173.

Et. Rech. Syst. Agraires Dév., 29 : 115-137

Contribution des ripisylves au contrôle des flux d'azote en milieu fluvial

Charles RUFFINONI

CNRS, Centre d'Ecologie des Systèmes Fluviaux, 29, rue J. Marvig, 31055 Toulouse cedex

Nouvelle adresse :
Institut pour le Développement Forestier, 7, chemin de la Lacade, 31320 Auzeville-Tolosan

Résumé

Les ripisylves participent à la régulation des flux de nitrates dans les hydrosystèmes car, traversées par d'importantes masses d'eau, elles puisent et stockent efficacement l'azote. Dans la zone alluviale garonnaise, une jeune ripisylve peut prélever en moyenne 0,38g d'azote/j/m^2 soit 38 fois plus qu'une prairie pâturée, 25 fois plus qu'une jeune peupleraie et 1,5 à 2 fois plus que des peupleraies mâtures. Sur un tronçon de Garonne de 120 km, nous estimons que la réhabilitation d'une ripisylve arborée de 50 m de largeur permettrait de réduire de 5,6 tonnes par jour, durant la période de végétation, l'apport en azote des nappes alluviales au fleuve. A l'échelle d'un bassin-versant, il est plus judicieux de réduire les concentrations d'azote dès l'origine, que d'avoir à les résorber dans la plaine d'inondation. Aussi, il convient de promouvoir la réhabilitation et/ou le développement de formations végétales le long des versants et à l'amont des réseaux hydrographiques, si l'on veut lutter efficacement contre les pollutions azotées diffuses.

Mots clés : boisements riverains, ripisylve, nitrates, absorption racinaire, haies, nappe phréatique.

Abstract

The contribution of riparian woods to nitrogen flow regulation in floodplains. *In recent decades water resources have been negatively affected by human activity, in particular:*
- increasing fertiliser application related to agricultural practices and extension of newly cultivated land into the floodplains have raised nitrogen loads in groundwater ;
- deepening of the Garonne river bed as a result of aggregates extraction and sedimentary deficit (upstream dams) has lowered the piezometric level in areas adjacent to the river. Effects are particularly acute during the growing season due to pumping of water for irrigation purposes.
Buffer strips can greatly improve water quality in streams by reducing nutrient leaching in groundwater runoff, even though these strips occupy only a small portion of the total catchment area. Hence, vegetated buffer zones located along streams and in the upland part of the catchment can trap sediments and thereby decrease nitrogen loading in groundwater. For example, a 52 m wide riparian buffer can reduce the nitrogen load of groundwater by 0.38 g of $N\text{-}NO_3\ g^{-1}\ m^2\ d^{-1}$ *; two different poplar plantations by 0.25 and 0.19 g of* $N\text{-}NO_3\ g^{-1}\ m^2\ d^{-1}$ *; and a meadow by 0.01 g of* $N\text{-}NO_3\ g^{-1}\ d^{-1}$.
Restoration of river corridors and reactivation of the denitrification and uptake processes would disconnect the river ecosystem from the surrounding agricultural catchment and reduce pollution effects in river channels.

Keywords: *riparian woods, nitrogen, floodplains, uptake, hedgerows.*

1. Introduction

L'agriculture, particulièrement l'agriculture intensive, est grande consommatrice d'eau et une de ses principales causes de pollution. Il s'agit surtout d'un phénomène diffus réparti sur de grandes surfaces. Mais la pollution agricole est principalement due à la mutation d'une agriculture de type polyculture-élevage

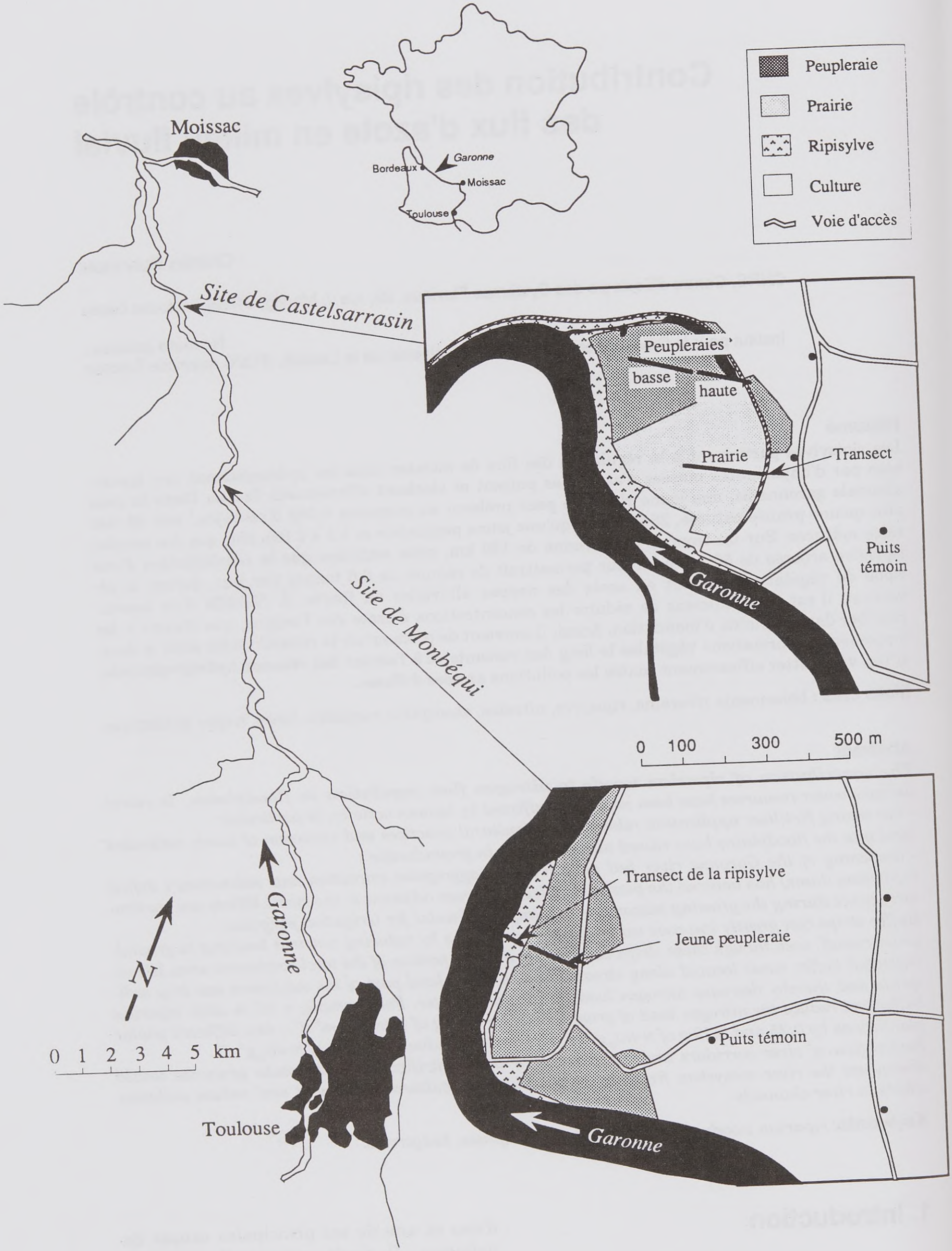


Figure 1 : Localisation des sites d'étude

vers une agriculture "industrielle" utili sant de grandes quantités d'intrants. La mécanisation des exploitations et les remembrements qui en ont découlé, ont bien souvent entraîné la disparition des "zones tampons" naturelles : arasement des haies, bocages et autres ripisylves (vestige des remarquables forêts galeries qui enserraient autrefois les grands fleuves (photo 1), les ripisylves ne sont plus maintenant que les minces franges forestières dans l'interface terreeau régulièrement inondée par les crues) (Pautou, 1984 ; Pautou et Décamps, 1985 ; Schnitzler-Lenoble et Carbiener, 1993). Les changements des pratiques culturales conduisant à une réduction des sources polluantes ne seront sans doute pas effectifs avant plusieurs années, mais ils sont indispensables.

La moyenne vallée de la Garonne (figure 1), région à vocation essentiellement agricole, n'échappe pas au cas général des grandes vallées fluviales (photo 2 et 3). Les pratiques culturales mises en place depuis plusieurs décennies ont entraîné une surcharge en azote des nappes phréatiques (Probst *et al.,* 1985 ; Etchanchu et Probst, 1986 ; Pinay, 1986 ; Pinay et Labroue, 1986 ; Pinay et Décamps, 1988 ; Hamon, 1990 ; Duboz, 1991, Fustec *et al.,* 1991 a et b, Ruffinoni, 1994b) et parallèlement une diminution considérable des forêts alluviales et des ripisylves (Lauga et Pautou, 1985). Les nappes phréatiques cheminent (de quelques mètres à quelques dizaines de mètres par jour) en direction des points bas que sont les lits fluviaux, où elles peuvent émerger. Mais avant de quitter leur état d'eaux souterraines, elles sont amenées à traverser les boisements riverains qui trouvent ici leur vocation d'écotone : zone tampon, interface entre le fleuve et sa vallée alluviale (Décamps et Naiman, 1989). La localisation de formations boisées par rapport aux parcelles agricoles peut leur conférer un rôle fondamental sur le contrôle de la qualité des flux d'eau, le passage dans ces milieux va diminuer la charge en azote de la nappe (Lowrance *et al.,* 1985 ; Pinay, 1986 ; Fustec *et al.,* 1991 a et b ; Sanchez-Perez, 1992 ; Haycock et Pinay, 1993 ; Jordan *et al.,* 1993 ; Ruffinoni, 1994 a ; Ruffinoni *et al.*, 1994, Pinay *et al.*, 1995). Nous nous sommes spécialement intéressés à cette végétation et avons développé des recherches sur le rôle de différents couverts végétaux dans la prévention des pollutions azotées diffuses.

Sachant que la plupart des végétaux utilisent l'azote lorsqu'il est sous la forme de nitrates, nous avons émis l'hypothèse que les boisements riverains étaient capables de prélever directement les composés azotés qui circulent dans les eaux du sous-écoulement. Nous avons mesuré les capacités d'épuration des zones riveraines vis-à-vis des transferts de nutriments azotés (des versants vers le fleuve) sous trois types de couvert végétal : une prairie, une ripisylve et des peupleraies (figure 1).

2. Les sites d'étude et leur contexte hydrologique

La plupart des études menées sur le sujet ont été réalisées sur des ruisseaux ou de petits systèmes. Seuls, Jacobs et Gilliam (1985), Sanchez-Perez (1992), Jordan *et al.* (1993) se sont intéressés à des systèmes plus importants tels qu'un fleuve. Nous avons travaillé dans un grand hydrosystème : le système garonnais. Ici, la direction des flux, la vitesse d'écoulement des eaux de surface et souterraines, la charge d'azote à l'entrée des sites d'étude, les fluctuations de la nappe et les mélanges d'eau (eau fluviale et eau souterraine) sont des éléments déterminants de la capacité de l'écosystème à retenir l'azote qui circule dans les eaux du sous-écoulement.

Dans deux sites (Monbéqui et Castelsarrasin, département de Tarn-et-Garonne) nous avons implanté des séries de piézomètres le long de 5 transects (figure 1). Le niveau de la nappe a fait l'objet d'un suivi décadaire à partir de plus de 50 puits ou piézomètres sur chacune des deux stations, et d'un suivi en continu grâce à deux limnigraphes. Par ailleurs, des corrélations entre fleuve et nappe ont été établies à partir des données hydrométriques de la Garonne (hauteurs et débits).

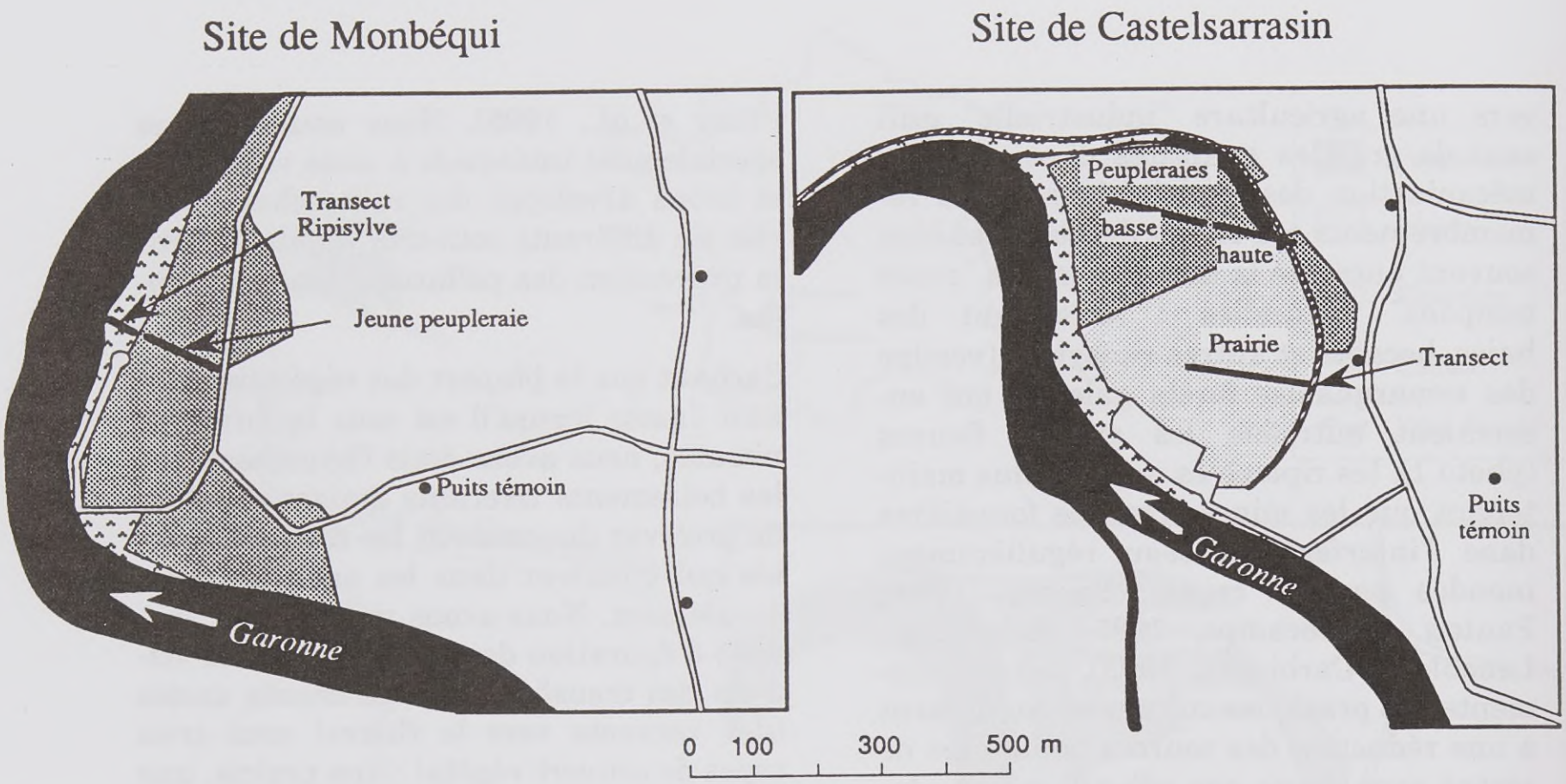


Figure 2 : Isopièzes par basses et hautes eaux de la Garonne

Par-delà les différences microtopographiques qui affectent ces sites, il est indispensable de prendre en considération la profondeur de la zone saturée et de sa frange capillaire. Or, cette distance est loin d'être constante ; elle évolue au fil des saisons et suivant les fluctuations de la Garonne ; la nappe et sa frange capillaire peuvent se situer à faible distance du sol et donc concerner l'appareil racinaire des végétaux ; ou inversement, se trouver à une profondeur telle que se produit sa déconnexion partielle ou totale.

2.1. La soumission de la nappe au fleuve

Dans les deux sites, la proximité de la Garonne se traduit sur la nappe d'une manière contraignante. Nous avons ici une nappe qui longe le fleuve et qui subit ses fluctuations (on peut l'appeler nappe d'accompagnement).

Près de 300 jours par an - c'est dire qu'il s'agit de la situation la plus fréquente (Gazelle, 1993 ; Ruffinoni et Gazelle, 1995) - nous sommes en présence de basses ou moyennes eaux fluviales, sans fluctuation d'envergure. Les courbes isopièzes indiquent que la nappe s'écoule lentement suivant deux composantes directionnelles (figure 2 A). En période de hautes eaux de la Garonne, même si le débit de plein bord n'est pas atteint partout, le champ piézométrique n'est plus le même : la composante transversale s'estompe d'autant plus que l'on se rapproche du chenal fluvial ; la priorité est laissée au transit vers l'aval. Le flux est alors parallèle au fleuve, tout au moins entre la zone de ripisylve et le premier rebord de basse plaine (figure 2B).

2.2. L'apport de la nappe au fleuve

Les diverses observations que nous avons effectuées, les calculs de perméabilité et de vitesse d'écoulement, l'épaisseur et la section en travers de la nappe, etc., sont autant de paramètres nous permettant d'estimer les volumes d'eau souterraine qui parviennent au chenal fluvial. En effet, même si les crues de la Garonne correspondent à des phases d'alimentation de la nappe par les eaux fluviales, ces périodes représentent peu de chose, dans le temps, par rapport à la situation inverse, qui voit une alimentation du fleuve par la nappe. Nous avons utilisé les mesures effectuées par le BURGEAP (1988) pour connaître avec précision les caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère. Celles-ci ont été réalisées au cours d'une campagne de reconnaissance dans des puits situés aux environs des sites (essais de pompage, BURGEAP, 1988). On peut admettre que les eaux souterraines progressent de quelques mètres à quelques dizaines de mètres par jour, suivant les lieux et les circonstances.

Connaissant en de nombreux points l'épaisseur et le battement de la nappe, sa pente, la perméabilité des terrains, etc., nous avons évalué à 5 l/s environ les apports en eau dus à la nappe par section de 100m de distance, et ce, dans les conditions optimales, c'est-à-dire à l'exclusion de l'étiage phréatique et des crues fluviales.

2.3. L'apport du fleuve à la nappe

Dans ces milieux alluviaux, la nappe est fortement soumise au fleuve ; aussi il faut connaître la part respective des arrivées d'eau en fonction de leur origine. Pour cela, nous avons utilisé les chlorures comme traceurs hydrochimiques. En effet, les chlorures sont des anions que l'on trouve naturellement et en abondance dans les eaux souterraines (en moyenne 100 mg/l dans l'eau des sites d'étude) alors qu'ils ne sont présents qu'à une faible concentration dans l'eau de Garonne (en moyenne 10 mg/l). Les chlorures ont la particularité d'avoir le même comportement hydrochimique que l'azote dans le milieu hydrogéologique mais ils sont conservatifs, ils n'entrent pas dans le cycle biogéochimique et ne sont pas utilisés par les végétaux ou les micro-organismes dans leurs processus vitaux. En utilisant comme "référence" les puits témoins en zone de culture et la Garonne, nous pouvons facilement connaître la proportion d'eau de Garonne dans la nappe.

Pour calculer les proportions d'eau de Garonne dans la nappe (C), nous avons utilisé la formule suivante :

$$C = \frac{[Cl^-]_{\text{puits témoin}} - [Cl^-]_{\text{piézomètre}}}{[Cl^-]_{\text{puits témoin}} - [Cl^-]_{\text{Garonne}}}$$

Nous présentons, dans le tableau 1, les résultats moyens des mesures d'eau de Garonne dans l'eau de nappe. La très grande variabilité dans les mesures montre que les eaux souterraines des sites étudiés ont une origine garonnaise variant dans une proportion de 0 à 95% selon la saison. Globalement, le mélange[1] est fonction du niveau de la Garonne et confirme le degré de soumission de la nappe au fleuve. En moyenne, c'est 30% d'eau de Garonne qui est mélangée à l'eau de nappe. En période d'étiage, le niveau de mélange baisse dans tous les transects et devient même nul dans certains d'entre eux.

Ces fondements hydrogéologiques vont servir de support à notre réflexion sur le transport transversal des nutriments et sur la qualité physico-chimique des eaux souterraines. Mises à part les phases de crue *stricto sensu* (montée de la Garonne), lesquelles ne concernent que quelques dizaines d'heures par an, nous avons acquis la certitude que ces eaux souterraines s'écoulent globalement des terroirs agricoles vers le fleuve en traversant les zones humides inondables et les boisements riverains.

3. Mélange et teneur en azote des eaux souterraines

Dans les secteurs étudiés est pratiquée une agriculture intensive : tous les sites se trouvent immédiatement au-dessous de champs de maïs qui influencent fortement la qualité chimique des eaux souterraines. Pendant les épisodes pluvieux, les fertilisants azotés épandus sur le sol percolent dans les eaux souterraines. Les fortes concentrations en azote des nappes provoquent des pollutions diffuses.

Afin de connaître la capacité de prélèvement des différents couverts végétaux, nous avons mesuré la concentration en azote dans chacun des piézomètres. Ceux ci sont implantés le long d'un transect dans 5 stations qui se différencient par la nature du couvert végétal ou la distance entre le niveau du sol et le niveau moyen de la nappe. Nous donnons également en référence la teneur en azote mesurée dans des puits témoins en zone de culture et dans la Garonne. En moyenne, du 3 janvier 1993 au 2 août 1994 nous relevons 23,3 mg/l de $N\text{-}NO_3^-$ dans les puits témoins et 2,8 mg/l dans la Garonne. Ces concentrations sont comparables aux données de la littérature (Probst, 1983 ; Probst *et al.*, 1985 ; Pinay, 1986 ; Pinay et Labroue, 1986 ; Hamon, 1990 ; Fustec *et al.*, 1991 a et b).

Les valeurs mesurées à l'entrée et à la sortie de chaque transect sont rassemblées dans le tableau 1.

On constate tout d'abord un phénomène général : le taux d'azote sortant des transects est toujours inférieur au taux entrant, à deux exceptions près : - peupleraie basse le 24-2-94 et peupleraie haute le 13-4-94 - explicables par une submersion ponctuelle. Parfois cette différence se situe dans une forte proportion (le 2 août dans la peupleraie basse) ; parfois elle est plus modeste (le 10 février dans la peupleraie haute).

Toutefois, une simple lecture des données du type "entrée/sortie du transect" ne signifie pas pour autant que la différence constatée implique un phénomène biologique, nous avons indiqué que les sites peuvent subir de fortes perturbations hydrologiques induisant des mélanges d'eau, donc des "pertes" d'azote (en fait, cet azote est simplement "dilué" par l'eau du fleuve et ne quitte pas le milieu au sens d'une réelle épuration). Cette lecture ne tient pas plus compte de la part d'azote amenée par le fleuve et qui se trouve dans le mélange où l'on effectue les mesures.

[1] nous préférons le terme mélange à celui de dilution qui consiste à étendre d'eau pure une dissolution ou encore de délayer une substance dans un liquide. Ici, nous avons dissémination réciproque d'eau d'origine et de concentration différentes.

Station de Castelsarrasin			
	Moyenne	Max	Min
Chlorures Garonne (mg/l)	10	14	5
Chlorures puits témoin (mg/l)	99	104	90
Eau de Garonne **prairie**			
entrée	63 %	70 %	56 %
sortie	78 %	81 %	73 %
Eau de Garonne **peupleraie haute**			
entrée	31 %	56 %	0 %
sortie	33 %	49 %	0 %
Eau de Garonne **peupleraie basse**			
entrée	33 %	49 %	0 %
sortie	34 %	59 %	0 %
Station de Monbéqui			
	Moyenne	Max	Min
Chlorures Garonne (mg/l)	10	14	5
Chlorures puits témoin (mg/l)	96	100	92
Eau de Garonne **jeune peupleraie**			
entrée	37 %	54 %	3 %
sortie	69 %	88 %	46 %
Eau de Garonne **ripisylve**			
entrée	69 %	88 %	46 %
sortie	80 %	88 %	71 %

Tableau 1 : Concentrations moyennes en chlorures dans les nappes de terrasse, dans la Garonne et pourcentage de mélange dans les piézomètres.

C'est la raison pour laquelle nous proposons un calcul permettant de prendre en considération un éventuel mélange d'eau. En fait, seule une concentration "hypothétique" donne le taux d'azote qui devrait être présent dans le milieu si aucun événement hydrologique n'était intervenu entre l'eau de nappe avant qu'elle ne pénètre dans les sites (eau des puits témoins) et l'eau du piézomètre dans lequel on pratique la mesure. Aussi, à partir des concentrations en chlorures mesurées dans les puits de référence et dans la Garonne, nous avons établi un calcul nous permettant de définir la concentration calculée d'azote, pour chaque piézomètre :

$$[\text{concentration calculée}] = ([\text{N-NO}_3\text{- puits témoin}] \times \% \text{ eau nappe}) + ([\text{N-NO}_3\text{- Garonne}] \times \% \text{ eau Garonne})$$

Les valeurs calculées pour l'entrée / sortie de chaque transect sont rassemblées dans le tableau 2.

Connaissant l'effet lié au mélange d'eau dans les piézomètres, nous pouvons maintenant calculer la part de prélèvement biologique.

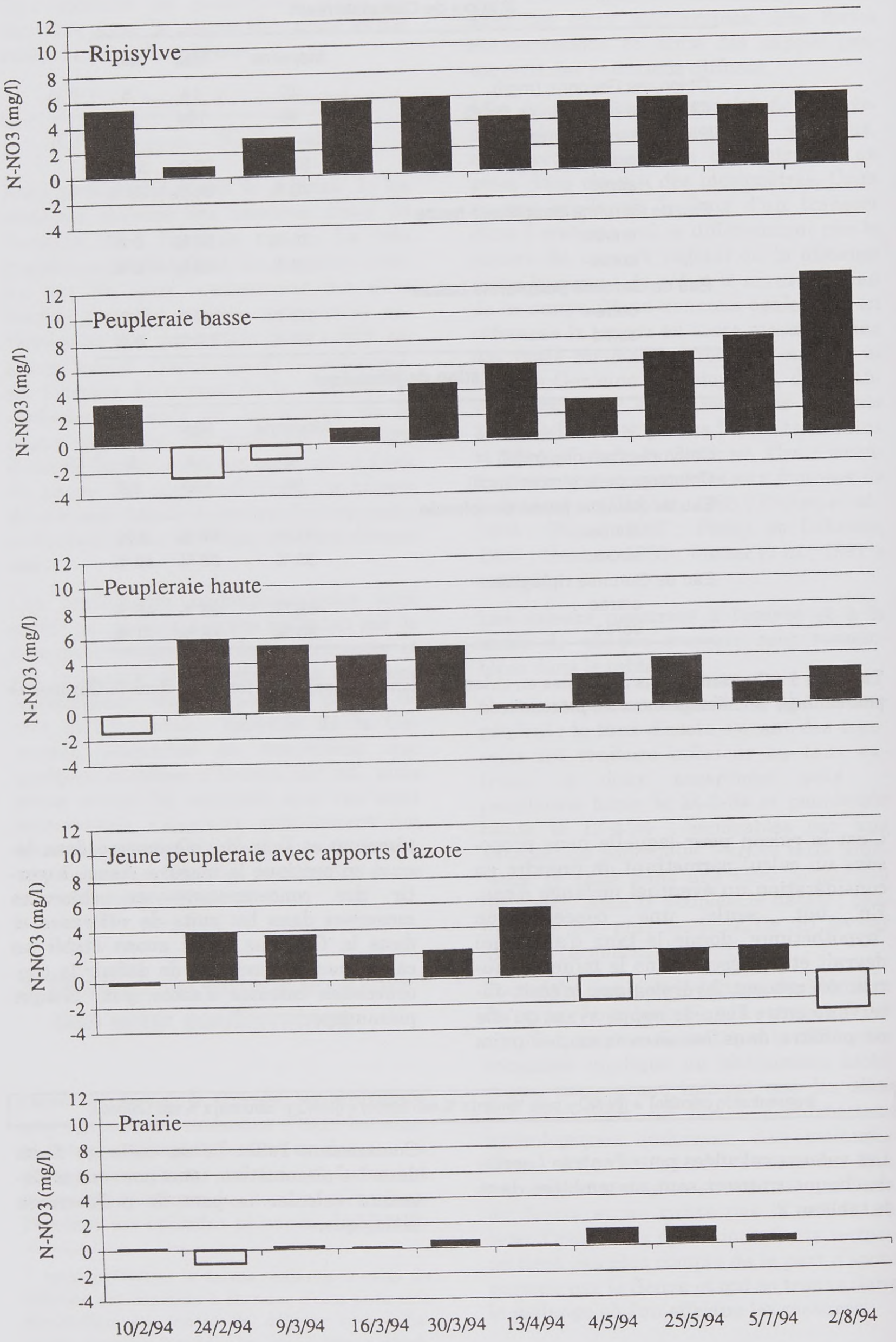


Figure 3 : Prélèvement biologique d'azote

4. Prélèvements biologiques dans les eaux souterraines

Le prélèvement biologique correspondant à un piézomètre donné est égal à la concentration d'azote mesuré dans ledit piézomètre ([N-NO_3- mesuré]) diminué de la part éventuellement liée au mélange d'eau ([N-NO_3- calculé]), soit:

Prélèvement biologique pour un piézomètre
=
[mesuré] - [calculé]

Il est dès lors possible de connaître le prélèvement biologique entre l'entrée et la sortie du transect.

Prélèvement biologique / transect
=
([mesuré]-[calculé]) - ([mesuré]-[calculé]
piézomètre entrée piézomètre sortie

La figure 3 et le tableau 3 rassemblent les résultats du prélèvement biologique sur les cinq sites.

Le prélèvement biologique moyen d'azote à la nappe est réalisé sur tous les sites, mais l'intensité de prélèvement n'est pas la même sur chacun d'eux. Sachant que le prélèvement biologique peut être le fait de l'absorption racinaire et/ou de la dénitrification microbienne, il nous paraît maintenant nécessaire de quantifier la part de la dénitrification. Aussi, sur des profils de sol de 2m, nous avons recherché quelle pouvait être la part de dénitrification microbienne dans le prélèvement biologique observé.

5. Dénitrification dans des profils de sols en zone inondable

La dénitrification a été étudiée *in situ* sous les mêmes couverts végétaux (méthode Yoshinari - Knowles, 1976). Dans chacun des 2 sites (Monbéqui et Castelsarrasin), ont été sélectionnées et délimitées 4 placettes représentatives des diverses conditions bio-pédologiques. Des prélèvements ont été effectués tous les 20 cm jusqu'à 2 m de profondeur à chaque saison de l'année (Ruffinoni *et al.*, 1994). Les résultats sont portés sur la figure 4.

Les taux de dénitrification sont plus élevés au printemps et en automne. Ces différences peuvent certainement être imputées aux variations de conditions d'anaérobiose dans les sols. En effet, la plupart du temps (environ 300 jours par an) la nappe se trouve 2 m au-dessous du niveau du sol alors qu'au printemps et à l'automne, surtout dans les zones basses, les teneurs en eau du sol sont importantes et favorisent donc les conditions d'anaérobiose du milieu. L'apparition de périodes plus sèches (avril et septembre) associées à une texture graveleuse montrent que ces horizons ont un fonctionnement globalement aérobie.

Nous présentons, en regard des courbes de dénitrification "*in situ*", un schéma représentatif moyen des profils texturaux (Figure 4) réalisés en même temps que la prise des carottes de sol. Sur ces schémas figure la fluctuation de la nappe au cours de la période d'étude. Les fluctuations que nous considérons ici s'appuient sur 90% des données mesurées, les situations extrêmes ayant été supprimées (période de crue et de sécheresse). Pour toutes les placettes, le niveau moyen de la nappe est situé dans des sédiments graveleux, ce qui signifie que la nappe fluctue le plus souvent dans un profil perméable et aéré. Nous savons par ailleurs que l'activité microbienne dénitrifiante est liée à l'engorgement des sols (Schnabel, 1986 ; Pinay, 1986 ; Warwick et Hill, 1988 ; Cooper, 1990 ; Fustec *et al.*, 1991 ; Ruffinoni, 1991 ; Pinay *et al.*, 1992 ; Haycock *et al.*, 1993 ; Jordan *et al.*, 1993). En considérant les fluctuations annuelles de la nappe, nous voyons que ces sites sont rarement en situation d'anaérobiose. La structure poreuse et bien aérée des sols des stations empêche donc l'anaérobiose, sauf au cours des périodes de submersion qui sont très fugaces, et explique la faible activité dénitrifiante que nous avons mesurée. De plus, il est admis (Thurman, 1985 ; Bernard *et al.*, 1994) que les nappes sont généralement pauvres en carbone ce qui entraîne de faibles chances d'avoir de la dénitrification en profondeur. Sous les différents sites étudiés, les

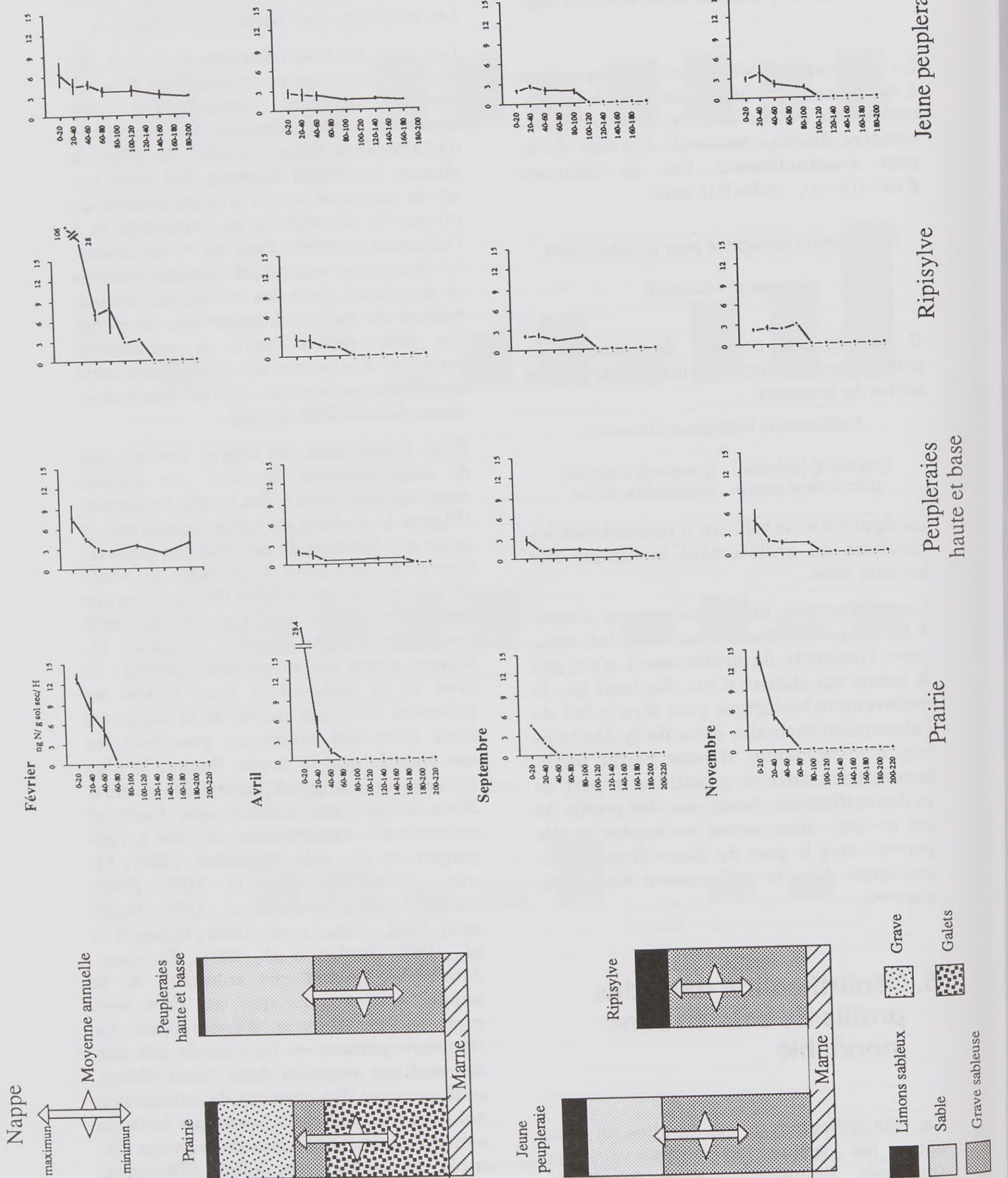


Figure 4 : Dénitrification *in situ* et fluctuation de la nappe

Date	10/02	24/02	9/03	16/03	30/03	13/04	4/05	25/05	5/06	2/08	Moyenne
Mesure puits témoin	25,8	24,4	22	24	22	23,4	23,5	20,8	23,4	22,6	**23,2**
Mesure Garonne	3,1	3,0	2,3	2,3	1,5	2,5	1,1	1,1	2,0	3,0	**2,2**
Jeune peupleraie avec apports d'azote											
Mesuré entrant	17,0	17,0	18,3	17,9	17,8	21,2	13,9	18,3	23,5	21,6	**18,7**
Mesuré sortant	10,3	8,2	8,1	10,9	10,0	6,4	9,8	11,0	13,7	15,4	**10,4**
Prairie											
Mesuré entrant	14,1	11,3	9,6	9,3	8,2	10,4	9,1	9,4	10,7	10,0	**10,2**
Mesuré sortant	9,6	9,3	6,8	6,7	5,2	7,2	5,5	4,9	6,1	7,2	**6,9**
Ripisylve											
Mesuré entrant	10,3	8,2	8,1	10,9	10,0	6,4	9,8	11,0	13,7	15,4	**10,4**
Mesuré sortant	5,5	5,7	4,0	3,2	2,8	2,2	1,7	1,7	3,7	4,4	**3,5**
Peupleraie haute											
Mesuré entrant	18,0	18,3	16,9	16,7	15,8	11,8	12,4	14,2	15,4	22,4	**16,2**
Mesuré sortant	17,3	8,7	7,4	10,0	12,4	14,4	9,7	9,6	13,2	19,7	**12,2**
Peupleraie basse											
Mesuré entrant	17,3	8,7	7,4	10,0	12,4	14,4	9,7	9,6	13,2	19,7	**12,2**
Mesuré sortant	9,6	8,7	6,9	8,1	8,0	7,8	6,7	5,7	7,2	7,0	**7,6**

Tableau 2 : Concentration d'azote calculé sur les cinq sites.

Date	10/02	24/02	9/03	16/03	30/03	13/04	4/05	25/05	5/06	2/08	Moyenne
Jeune peupleraie avec apports d'azote											
Calculé entrant	13,6	11,8	14,0	13,3	12,7	13,9	14,1	14,1	20,6	23,7	**15,2**
Calculé sortant	6,7	7,0	7,4	8,3	7,2	4,5	8,0	8,7	13,0	14,4	**8,5**
Prairie											
Calculé entrant	13,0	12,0	9,0	9,1	7,7	9,6	8,6	8,3	10,9	10,5	**9,9**
Calculé sortant	8,6	8,8	6,5	6,7	5,3	6,4	6,4	5,2	6,8	7,5	**6,8**
Ripisylve											
Calculé entrant	6,7	7,0	7,4	8,3	7,2	4,5	8,0	8,7	13,0	14,4	**8,5**
Calculé sortant	7,3	5,4	6,4	6,4	5,9	4,7	5,2	4,8	7,6	9,1	**6,3**
Peupleraie haute											
Calculé entrant	21,4	19,8	16,3	17,3	15,1	11,6	14,2	13,9	21,1	22,6	**17,5**
Calculé sortant	19,1	14,2	12,2	15,0	16,8	14,5	14,1	13,1	20,6	22,6	**16,2**
Peupleraie basse											
Calculé entrant	19,1	14,2	12,2	15,0	16,8	14,5	14,1	13,1	20,6	22,6	**16,5**
Calculé sortant	14,7	13,5	10,4	14,3	16,9	13,9	14,1	15,8	22,4	22,6	**15,9**

Tableau 3 : Prélèvement biologique entre l'entrée et la sortie des sites

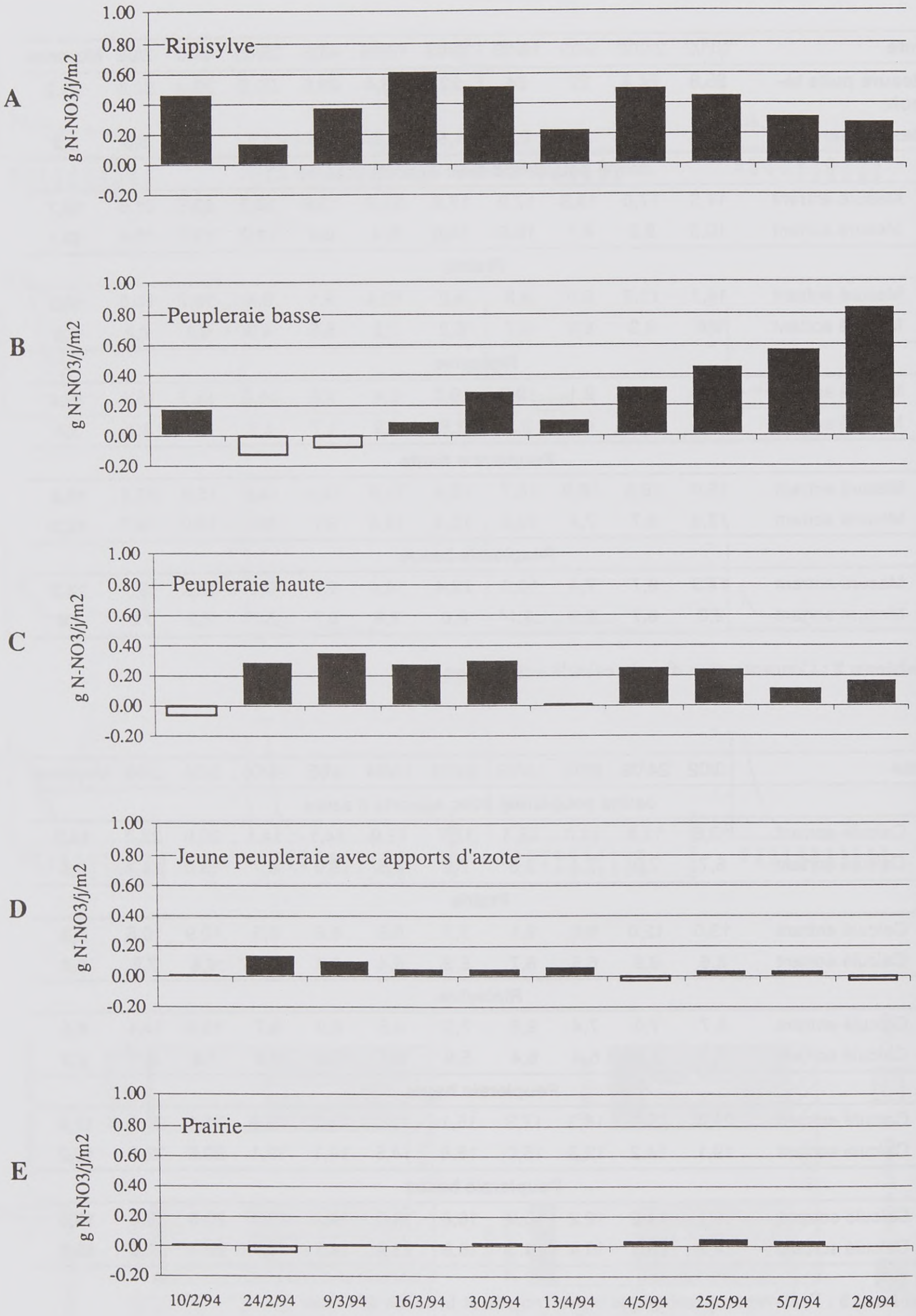


Figure 5 : Prélèvement végétal

concentrations de Carbone organique dissous mesurées dans la nappe phréatique oscillent entre 0,75 et 2,5 mg/l.

Sur des profils de 2 mètres, seuls les 60 premiers centimètres pourraient être le siège de dénitrification. Mais, l'azote est présent en grande quantité dans les eaux de nappe. C'est dire qu'il est peu accessible pour la dénitrification, sauf en période de hautes eaux, soit 15 à 20 jours par an environ. Aussi, nous pouvons penser que le prélèvement biologique auquel nous sommes confrontés ici est principalement imputable aux prélèvements racinaires.

6. Capacités d'épuration des nitrates contenus dans les eaux souterraines : rôle de la végétation

Nous avons vu que l'azote est présent en grande quantité dans les eaux de nappe mais que le taux d'azote baisse en raison du mélange entre cette eau et l'eau du fleuve. Par ailleurs, les bilans entrée/sortie montrent qu'une autre partie de l'azote quitte le système par prélèvement biologique, et que la dénitrification microbiologique ne peut se réaliser dans les sites. Ces éléments nous permettent de penser que l'azote est prélevé au système essentiellement par la végétation.

Le taux d'azote baisse entre l'entrée et la sortie de tous les transects, mais les mesures de prélèvement biologique reflètent des concentrations à un instant donné. Il s'agit d'une image statique de la situation qui ne nous permet pas à elle seule de chiffrer l'ensemble du prélèvement biologique sur une période de 1 jour, 1 semaine, 1 mois... Pour avoir une image dynamique du prélèvement, il est nécessaire de connaître les flux qui transitent. Ces flux d'eau, d'un volume moyen par unité de temps et d'une concentration également moyenne, vont nous révéler la masse globale d'azote prélevée ou non par l'écosystème. Il est ainsi possible de comparer l'action des différents couverts végétaux (prélèvement par m^2 de formation végétale).

Pour connaître le prélèvement de tel ou tel type de formation végétale, il faut mesurer la différence entre les flux d'azote à l'entrée et à la sortie de chaque transect ($\Phi_{entrée}$) - (Φ_{sortie}).

A cette fin, nous avons utilisé la formule:

$$\Phi = [N\text{-}NO_3\text{-}] \times Q_W$$

dans laquelle Φ (en g de $N\text{-}NO_3\text{-}$ / jour / m^2) représente le prélèvement biologique (ou les éventuels apports), $[N\text{-}NO_3\text{-}]$ la concentration calculée en azote dans le piézomètre, et Q_W le débit de la nappe. Ce dernier est obtenu par la loi de Darcy:

$$Q_W = -K \text{ Aire} \times \text{Pente}.$$

Dans cette formule, K est le coefficient moyen de perméabilité de l'aquifère établi par les travaux du BURGEAP (1988) ; l'aire correspond à la section en travers de l'aquifère (section mouillée des hydrologues) et que nous avons arbitrairement limitée en largeur à 1 m ; quant à la pente elle correspond à la dénivellation entre l'entrée et la sortie du transect divisé par la longueur de celui-ci.

Les débits moyens annuels de la nappe sont de : 0,0194m^3/s pour les peupleraies et de 0,0163 m^3/s pour la prairie naturelle à la station de Castelsarrasin et de 0,0108m^3/s pour la peupleraie et la ripisylve à la station de Monbéqui. Toutefois, le prélèvement est calculé en fonction du débit connu pour chaque date à laquelle il se rapporte. La figure 5 et le tableau 4 rassemblent les résultats.

Les mesures montrent clairement que le prélèvement est effectif, avec plus ou moins d'importance, dans tous les sites.

Date	10/02	24/02	9/03	16/03	30/03	13/04	4/05	25/05	5/06	2/08	Moyenne
Jeune peupleraie avec apports d'azote											
Prélèvement biologique	-0,3	4,0	3,6	2,0	2,3	5,5	-2,1	1,9	2,2	-3,1	**1,6**
Prairie											
Prélèvement biologique	0,2	-1,2	0,3	0,1	0,6	0,0	1,3	1,4	0,5	-0,2	**0,3**
Ripisylve											
Prélèvement biologique	5,4	0,9	3,1	5,8	6,0	4,3	5,4	5,4	4,6	5,7	**4,7**
Peupleraie haute											
Prélèvement biologique	-1,5	5,9	5,4	4,4	5,1	0,3	2,5	3,8	1,7	2,7	**3,0**
Peupleraie basse											
Prélèvement biologique	3,4	0	-1,3	1,2	4,5	6,0	3,0	6,6	7,8	12,7	**4,4**

Tableau 4: Prélèvements moyens en fonction du flux de nappe pour les cinq sites.

On remarque un prélèvement biologique le 12 février[2] pour la ripisylve et la peupleraie basse, et dans une moindre mesure la jeune peupleraie et la prairie.

- la ripisylve (figure 5 A), prélève en fonction de l'avancement de la saison, 0,46 g/$N\text{-}NO_3^-$/m^2/j le 10 février et jusqu'à 0,61 g/ $N\text{-}NO_3^-$/m^2/j le 16 mars. Seules les crues de février et d'avril perturbent le prélèvement. A partir de début avril et jusqu'à début août, le prélèvement faiblit nettement;

- la peupleraie basse (figure 5 B) est soumise, comme la ripisylve, aux crues qui perturbent le prélèvement au printemps et en avril. Par la suite le prélèvement est régulier, en moyenne de 0,25 g/ $N\text{-}NO_3^-$/m^2/j. A partir de mai le prélèvement s'accentue et parvient à 0,83 g/ $N\text{-}NO_3^-$/m^2/j début août ;

- dans la peupleraie haute (figure 5 C) le prélèvement est également régulier : 0,26 g/ $N\text{-}NO_3^-$/m^2/j en moyenne, sauf au début de l'année et le 13 avril où il est perturbé par les crues. A partir de juin, l'abaissement du niveau de la nappe entraîne certainement la déconnexion du système racinaire (à cette période, la nappe se trouve à -4,30m du niveau du sol) induisant de fait une chute du prélèvement ;

- la faiblesse du prélèvement dans cette peupleraie s'explique par la conjugaison d'apports diffus importants dans l'eau de nappe (120mg/l en moyenne avec des pics atteignant 153 mg/l après les périodes de fertilisation printanière) et d'apports ponctuels en surface (un phénomène anthropique "local", consiste à implanter du maïs entre les rangs de peupliers ; lorsque celui-ci est fertilisé, le taux d'azote du sous-écoulement augmente presque aussitôt) (figure 5 D). De plus, s'agissant d'une jeune peupleraie, elle n'a certainement pas la capacité de prélèvement des formations plus âgées au système racinaire mieux développé.

La prairie (figure 5 E) ne prélève que peu d'azote dans la nappe. Son système racinaire est rapidement déconnecté lorsque la nappe baisse. Le prélèvement est notable seulement pendant les périodes de stabilité hydrologique lorsque la nappe et sa frange capillaire sont encore proches de la surface du sol (4 et 25 mai, 5 juillet). Nos mesures montrent que le prélèvement végétal est effectif, avec plus ou moins d'importance, dans tous les sites. Nous pouvons ainsi comparer sur une même base le prélèvement végétal moyen, par jour et par m^2. Le tableau 5 résume ces prélèvements. La ripisylve est incontestablement le site dans lequel le prélèvement est le plus efficace. Il est intéressant de comparer ce site avec celui de la prairie

[2] du fait des conditions climatiques exceptionnelles qui règnaient sur la région cette année-là, l'activité physiologique des végétaux à commencé dès le début du mois de janvier.



Photo 1 : Une ripisylve sur l'Hers vers Villefranche-de-Lauragais (photo C. Ruffinoni).
Les ripisylves sont les vestiges des forêts galeries régulièrement inondées par les crues qui enserraient autrefois les grands fleuves.



Photo 2 : La vallée de la Garonne vers Castelsarasin (82) (photo P. Ploquin).
Dans la moyenne vallée de la Garonne où est développée une agriculture très intensive, les ripisylves ne sont plus maintenant que de minces franges forestières composées d'espèces banales.



Photo 3 : Compte tenu des contraintes de production, la ripisylve est bien souvent détruite au profit de la culture. (vestige de ripisylve à Auvillard -82-) (photo C. Ruffinoni).



C. Ruffinoni

Photo 4 : Dans le département du Gers, à l'Est d'Auch, on trouve des versants où toute forme de végétation arborée a été détruite, ceux-ci ressemblent à de "vastes toboggans". Au talweg se posent d'importants problèmes de pollution azotée. (versant de l'Astarac -32-) (photo C. Ruffinoni).

Photo 5 : Conscient des problèmes de pollution et d'érosion, certains agriculteurs du Lauragais réimplantent des haies le long des versants. Ces haies sont également conçues comme élément structurant le paysage, brise-vent et abris pour la faune sauvage (versants vers Lux -31-). (photo C. Ruffinoni).



qui lui est diamétralement opposé. La ripisylve prélève 38 fois plus d'azote à la nappe que la prairie, toutes choses égales par ailleurs. A notre avis, seule la capacité d'absorption de la végétation fait la différence.

Formation végétale	Prélèvements moyens (g de $N\text{-}NO_3^-/m^2/j$)
Ripisylve	0,38
Peupleraie basse	0,25
Peupleraie haute	0,19
Jeune peupleraie avec apports d'azote	0,04
Prairie	0,01

Tableau 5 : Prélèvements moyens en fonction du flux de nappe pour les cinq sites.

Les deux sites où sont implantés des peupleraies mâtures réagissent en fonction de la proximité de la nappe. Lorsque la nappe est haute (moins de 2m de profondeur) le taux d'azote prélevé moyen est le même (0,25 g/ $N\text{-}NO_3^-/m^2/j$ le 30 mars et le 4 mai). Lorsque la nappe baisse (à partir de fin mai, plus de 2,5m) le niveau de prélèvement augmente régulièrement dans la peupleraie basse, dont le système racinaire reste en contact avec la nappe ou sa frange capillaire, alors qu'il ne cesse de diminuer dans la peupleraie haute, où le système racinaire est de plus en plus déconnecté de la nappe. Ici, seule la variation du niveau de nappe peut expliquer ces différences : dans la peupleraie haute, le toit de la nappe se situe en moyenne à 4 m du niveau du sol, alors que dans la peupleraie basse il est en moyenne à 2,50 m.

La jeune peupleraie et la prairie ne peuvent prélever de l'azote à la nappe que lorsque celle-ci est proche de la surface (moins 1,5 m en février pour la jeune peupleraie et moins 1,40 m en mai/juin pour la prairie). Dès que la nappe baisse au-delà de 2 m, le prélèvement devient insignifiant.

La ripisylve et les peupleraies mâtures sont capables de prélever de l'azote à la nappe au cours de la période d'étiage. Le prélèvement ne faiblit que lorsque la nappe descend au-dessous de ce que l'on peut qualifier de "pallier de déconnexion du système racinaire" (peupleraie haute et ripisylve). Nous en avons la confirmation en comparant la peupleraie haute et la peupleraie basse dont le système racinaire n'est jamais déconnecté de la nappe ou de sa frange capillaire. Cette dernière poursuit et amplifie son prélèvement pendant la période d'étiage alors que la peupleraie haute le réduit dans le même temps.

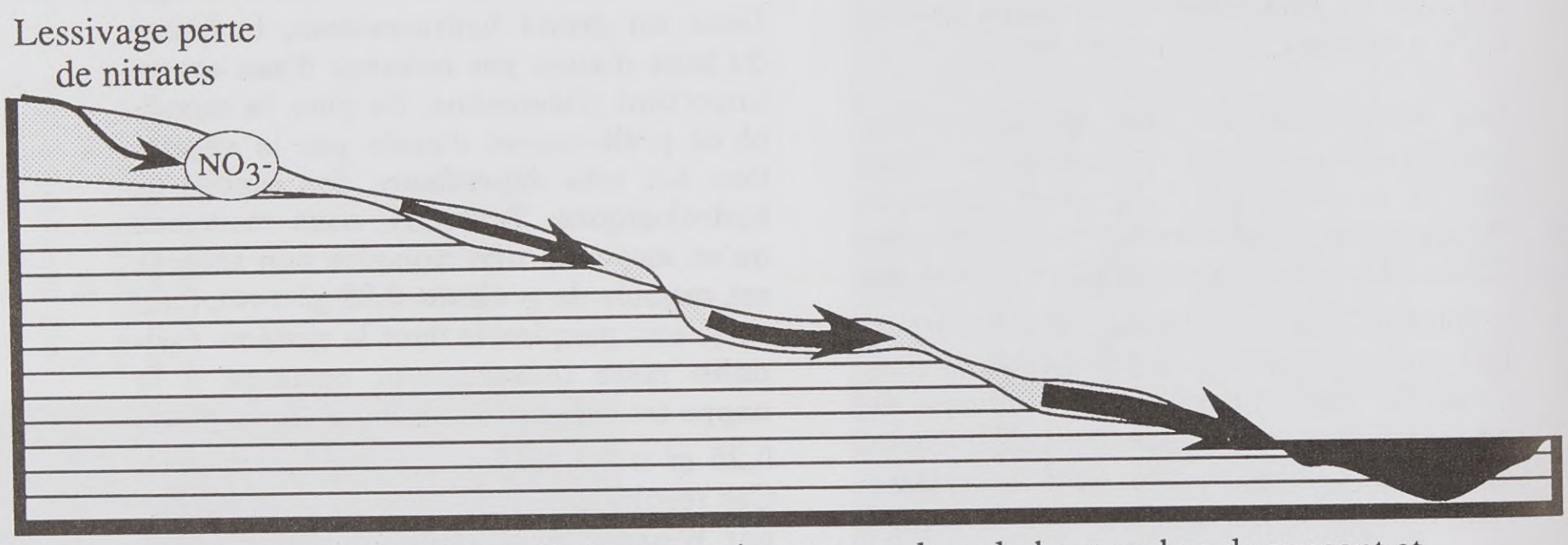
La végétation des sites sur lesquels nous avons travaillé montre une capacité à prélever de l'azote à la nappe, mais toutes les formations ne le font pas avec la même intensité dans l'espace et dans le temps. Dans un grand hydrosystème, la baisse du taux d'azote par mélange d'eau est un important phénomène. De plus, la capacité de prélèvement d'azote par la végétation est très dépendante des conditions hydrologiques. Toutefois, nous montrons qu'en moyenne une ripisylve non arborée est capable de prélever 0,38 g/ $N\text{-}NO_3^-/m^2/j$ et qu'une peupleraie dont le système racinaire reste constamment connecté à la nappe est capable de prélever en moyenne 0,25 g/ $N\text{-}NO_3^-/m^2/j$ entre janvier et août. Ces résultats sont proches de ceux publiés par Weisner *et al.* (1994) qui, travaillant sur des phragmites (*Phragmites australis*) montrent que ces végétaux sont capables de prélever entre 0,4 et 1 g/ $N\text{-}NO_3^-/m^2/j$ du printemps à l'automne.

La grande porosité du matériau aquifère ne permettant pas l'installation durable de conditions anaérobies, l'azote qui transite dans les eaux souterraines est principalement prélevé par le système racinaire des formations végétales. Même si toutes les formations végétales n'ont pas la même efficacité elles constituent un filtre épurateur efficace.

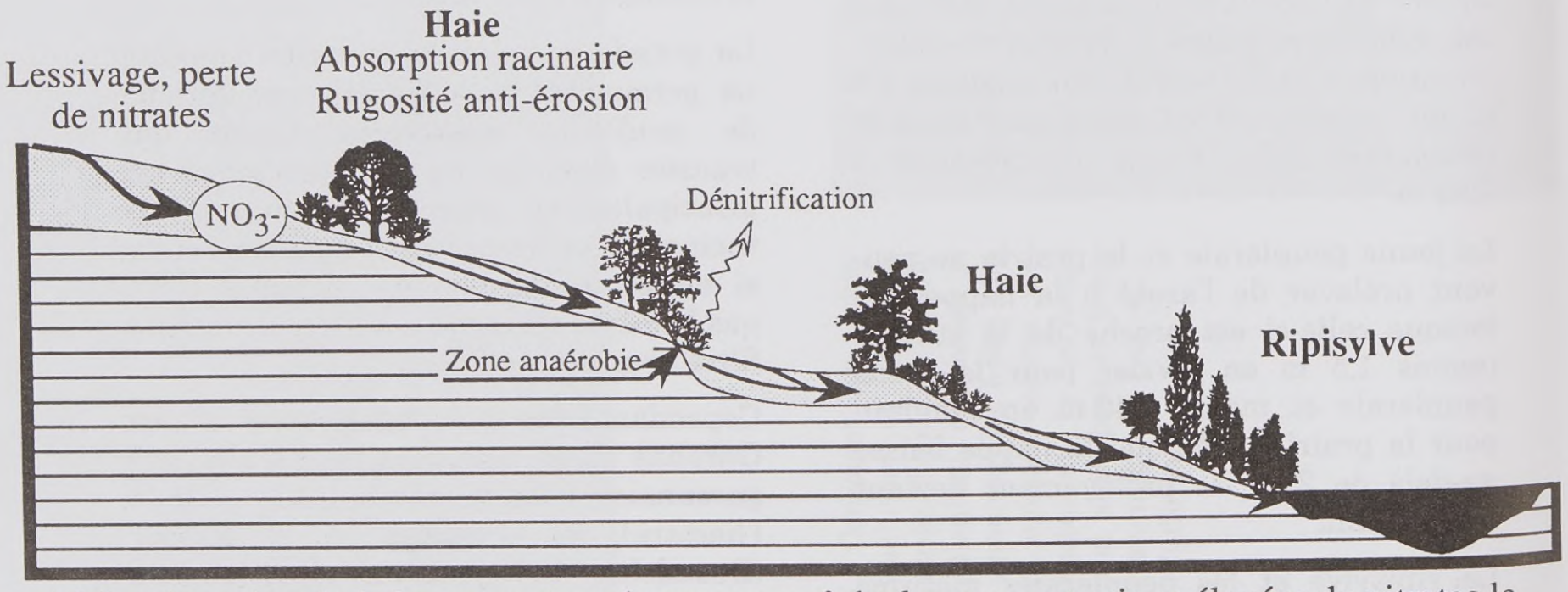
Cependant, les pompages excessifs en Garonne et en nappe (la plaine alluviale garonnaise compte environ un puits à l'hectare), les dragages en lit mineur (Beaudelin, 1989), et les rétentions en amont du bassin (barrages réservoirs) contribuent au maintien d'une nappe basse (Pautou et Bravard, 1982 ; Pautou, 1983 ; Pautou et Décamps, 1985).



a) La protection n'existe qu'en bordure de rivière, où s'est maintenue une ripisylve. Celle-ci va piéger une partie de la charge azotée qui circule dans les eaux souterraines.



b) Sans aucune protection, les pollutions azotées se cumulent du haut en bas du versant et s'écoulent directement dans la rivière.



c) L'implantation de haies en rupture de pente empêche les concentrations élevées de nitrates le long des versants. La conservation de la ripisylve dans la zone alluviale complète la protection du fleuve.

Figure 6 : Modèles et schémas de versants avec et sans boisements de protection

La conservation d'un niveau de nappe compatible avec un prélèvement par les végétaux est donc un préalable à toute action visant à restaurer le milieu alluvial. Par ailleurs, une forêt capable de développer un système racinaire susceptible de s'affranchir des contraintes hydrologiques (c'est-à-dire dont le système racinaire reste constamment capable de puiser l'azote dans la nappe), doit avoir la capacité d'épurer, plus efficacement et régulièrement les eaux de sous-écoulement chargées d'azote.

Les deux stations que nous avons étudiées ne sont pas des cas isolés dans la vallée de la Garonne. Bien d'autres sites sont comparables, sur le plan géomorphologique et hydrologique. Nous avons essayé de les répertorier tout au long des 56 km d'axe fluvial qui séparent la sortie de Toulouse et la confluence du Tarn (soit 112 km de berges). Nous avons écartés les rives et sites configurés en lobe de méandre (cap), falaise fluviale, banquette alluviale isolée, confluences... pour lesquels l'hydrogéologie se présente de façon différente. Après cette élimination, il reste environ 70 kilomètres de sites comparables à ceux que nous avons présentés, et pour lesquels les eaux de nappe peuvent rejoindre le fleuve. C'est ainsi que l'on peut estimer à 3 m^3/s environ la contribution moyenne de la nappe à la Garonne pour le trajet de la sortie de Toulouse à la confluence du Tarn, ce qui est loin d'être négligeable eu égard au débit d'étiage fluvial (en moyenne 40m^3/s). Compte tenu de la contribution moyenne de la nappe au fleuve, de la sortie de Toulouse à la confluence du Tarn, ce sont 5,6 tonnes d'azote qui pourraient être prélevées quotidiennement par la végétation (dans le cas de ripisylves de 50m de largeur et sur une base raisonnable de 0,40 g de $N\text{-}NO_3\text{-}/m^2/j$). On mesure ainsi tout l'intérêt du maintien des ripisylves.

7. Perspectives d'application à l'échelle d'un versant

La création ou la restauration de zones tampons en milieu alluvial (Figure 6 a) ouvre d'intéressantes perspectives d'utilisation des boisements comme filtres naturels, en particulier pour les nitrates (Petersen *et al.*, 1992 ; Haycock *et al.* 1993, Haycock et Pinay, 1993 ; Vought *et al.*, 1995).

Malheureusement, les paysages d'une partie du sud-ouest de la France ressemblent plus à de "vastes toboggans" sans végétation arborée qu'à des structures bocagères (figure 6 b et photo 4). La zone riveraine étant le réceptacle des versants, l'excès d'azote dans la plaine d'inondation est souvent la conséquence de l'absence ou du dysfonctionnement des processus de résorption en amont. Il convient donc de faire une approche globale du système, d'ailleurs de plus en plus développée dans le concept d'écologie du paysage (O'Neil *et al.*, 1986 ; Golley, 1987 ; Baudry, 1988, Lefeuvre et Barnaud, 1988 ; Blandin et Lamotte, 1988, Décamps et Lefeuvre, 1992).

A l'échelle du bassin versant, nous préconisons de diminuer les fortes quantités de nutriments qui entrent dans la zone alluviale en créant un maillage de haies capable d'intercepter, dès l'origine, les eaux encore faiblement chargées d'azote (figure 6 c et photo 5). Cela éviterait l'effet d'accumulation et préserverait les zones riveraines des fortes charges polluantes qui les "engorgent" et s'épanchent directement dans le fleuve. Placées au pied et aux abords des talus, à l'aval immédiat de la source polluante (où les écoulements souterrains sont proches de la surface et les sols souvent ingrats et difficiles à mettre en culture), ces haies joueraient un rôle de filtre/piège vis-à-vis des nitrates qui percolent pendant les pluies et sont entraînés par les eaux du sous-écoulement. Elles seraient également un obstacle à l'érosion, surtout à l'occasion des grosses pluies de printemps survenant sur les labours et juste après l'épandage d'engrais (Boiffin *et al.*, 1986 ; Duchaufour, 1970, 1991 ; Lambert, 1981).

8. Conclusion

Ce travail nous a permis de préciser quelles étaient les conditions de fonctionnement écologique de milieux alluviaux face aux perturbations causées par des

surcharges en azote dans un grand système fluvial : l'hydrosystème garonnais. On retiendra que les phénomènes qui régissent les problèmes de dépollution naturelle des eaux dans les écotones doivent être abordés avec beaucoup d'humilité tant ils sont complexes, fortement liés les uns aux autres, et souvent régis par des facteurs sur lesquels l'homme n'a pas prise. Aussi, il est toujours préférable d'éviter une pollution plutôt que d'être obligé de la résorber par la suite.

Néanmoins, dans la zone riveraine où nous avons travaillé, une jeune ripisylve est capable de prélever en moyenne 0,38g d'azote/m²/j entre janvier et août, soit 38 fois plus qu'une prairie pâturée, 25 fois plus qu'une jeune peupleraie, 2 fois plus qu'une peupleraie placée sur un site élevé, et 1,5 fois plus qu'une peupleraie en rapport avec une nappe phréatique plus superficielle. Ainsi, compte tenu de la contribution moyenne de la nappe au fleuve de la sortie de Toulouse à la confluence du Tarn (estimée à 3 m³/s), ce sont 5,6 tonnes d'azote qui seraient prélevées quotidiennement par la végétation (pour des ripisylves de 50m de large et une longueur de 56 km). On comprend ainsi l'intérêt de la préservation des ripisylves en zone alluviale.

Il apparaît donc clairement que les formations végétales peuvent puiser directement l'azote qui circule dans les eaux de nappe. Mais la capacité de la formation végétale à prélever l'azote est fonction de la distance sol/toit de nappe donc du niveau hydrologique du site. Au-delà de 2,5 à 3 m de profondeur il y a déconnexion du système racinaire. Aussi, nous pensons qu'une forêt alluviale capable de développer un système racinaire susceptible de s'affranchir des contraintes hydrologiques, doit avoir la capacité d'épurer encore plus efficacement et régulièrement les eaux de sous-écoulement chargées d'azote. La complémentarité et la diversité des communautés de végétaux à bois tendre tels que, les saules (*Salix alba, S. triandra*), l'aulne (*Alnus glutinosa*), les peupliers (*Populus alba, P. nigra*) dans la frange la plus proche du fleuve et des végétaux à bois dur tels que les chênes (*Quercus robur* et *Q. pubescens*), les frênes (*Fraxinus excelsior* et *F. angustifolia*), l'orme (*Ulmus minor*), l'érable (*Acer negundo*) dans la zone moins inondée, permettraient certainement un prélèvement important et régulier.

Nous pensons qu'une solution simple et facile à mettre en œuvre, comme la restauration de ripisylves composites en zone alluviale et de haies en rupture de pente le long des versants, peut limiter les pollutions azotées diffuses dans les zones à forte productivité agricole.

Remerciements.

Nous tenons à remercier François Gazelle et Guy Pautou pour leur aide et leurs conseils précieux pour la réalisation de ce manuscrit, et le Conseil Général de Tarn-et-Garonne pour son soutien dans la réalisation de ce travail.

Bibliographie

Baudry J., 1988. Structure et fonctionnement écologique des paysages : cas des bocages. *Bulletin d'Écologie,* 19 : 523-530.

Beaudelin P., 1989. Conséquences de l'exploitation des granulats dans la Garonne. *Rev. Geo. Pyr. et Sud Ouest,* 60 : 603-616.

Bernard C., Fabre A., Vervier P., 1994. D.O.C cycling in surface and ground waters interaction zone in a fluvial ecosystem. *Verh. Internat. Verein. Limnol.,* 25 : 1410-1413.

Blandin P., Lamotte M., 1988. Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages : la notion d'écocomplexe. *Bulletin d'Écologie,* 19 : 547-555.

Boiffin J., Papy F., Peyre Y., 1986. Systèmes de production, systèmes de cultures et risques d'érosion dans le pays de Caux. INA-PG, INRA. Ministère de l'Agriculture : 153 p.

Bravard J.P., Petts G.E., 1993. Interférences avec les interventions humaines. *In : Hydrosystèmes fluviaux.* Masson Paris 1993. pp. 233-253.

BURGEAP, 1988. *Mise en oeuvre d'un dispositif d'infiltration contrôlée pour la production d'eau potable. Etude de faisabilité.* Ville de Castelsarrasin. R 796. 02-88. 46 p.

Cooper A.B., 1990. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. *Hydrobiologia,* 202 : 13-26.

Décamps H., Lefeuvre J.C., 1992. A spatial approach to ecological processes. *Landscape Ecology,* 6 : 117-119.

Décamps H., Naiman R.J., 1989. L'écologie des fleuves. *La Recherche,* 208 : 310-319.

Duboz A., 1991. Pollution par les nitrates des eaux destinées à l'alimentation humaine. Causes et conséquences - traitements possibles. *Bulletin du Conseil Général du G.R.E.F.*, 30 : 59-70.

Duchaufour P., 1970. *Précis de Pédologie.* Masson Editeur. 481 p.

Duchaufour P., 1991. *Abrégés de Pédologie.* Masson Editeur. 236 p.

Etchanchu D., Probst J.L., 1986. *Dynamique et origine des nitrates sur un bassin versant agricole du Sud-Ouest de la France : le Girou.* XXX Congrès de l'Association Française de Limnologie. Thonon-les-bains. 23-30 mai 1986. 15 p.

Fustec E., Mariotti A., Grillo X., Sajus J., 1991(a). Nitrate removal by denitrification in alluvial groundwater : role of a former channel. *Journal of Hydrology,* 123 : 337-354.

Fustec E., Schenck C., Cloots-Hirsch A.R., Soulie M., Bouton D., Ackerer P., Pinay G., Tournoud M.G., 1991 (b). *Les nitrates dans les vallées alluviales.* PIREN-nitrates. Ministère de l'Environnement / C.N.R.S. 51 p.

Gazelle F., 1993. Submersion et exondation du lit majeur de la Garonne en aval de Toulouse. Approche écologique et méthodologique. *In : L'eau, la terre et les hommes, Mélanges à René Frécaut.* Presses universitaires de Nancy. pp321-328.

Golley F.B., 1987. Introducing landscape ecology. *Landscape Ecology*, 1 : 1-3.

Hamon M., 1990. *Etude d'un procédé de dénitrification "in situ" des eaux souterraines.* Thèse de Doctorat d'Hydrobiologie. Université Paul Sabatier de Toulouse. 150 p.

Haycock N.E, Pinay G., Walker C., 1993. Nitrogen retention in river corridors : European perspective. *Ambio,* 6 : 340-346.

Haycock N.E., Pinay G., 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. of Environmental Quality,* 2 : 273-278.

Jacobs T.C., Gilliam J.W., 1985. Riparian losses of nitrates from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.,* 14 : 472-478.

Jordan T.E., Correll D.L., Weller D.E., 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *J. of Environ. Qual.,* 22 : 467-473.

Lambert R., 1981. Les inondations catastrophiques de juillet 1977 en Gascogne. *Annales de Géographie,* 497 : 1-52.

Lauga J. et Pautou G., 1985. *Modéle d'organisation spatiale et de transfert dans les couloirs fluviaux : l'exemple de la moyenne vallée de la Garonne.* Compte rendu du PIREN Garonne. 38 p

Lefeuvre J.C., Barnaud G., 1988. Ecologie du paysage : Mythe ou réalité ? *Bulletin d'Ecologie,* 4 : 493-522.

Lowrance R.R., Leonard R., Sheridan J., 1985. Managing riparian ecosystems to control non point pollution. *Journal of Soil and Water Conservation,* 40 : 87-91.

O'Neill R.V., de Angelis D.L., Walde J.B., Allen T.F.H., 1986. A hierarchical concept of ecosystems. Princeton University Press. 354 p.

Pautou G., 1983. Répercussion des aménagements hydroélectriques sur le dynamisme de la végétation. *Revue de Géographie Alpine,* LXXI : 331-341.

Pautou G., 1984. L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon : comparaison avec d'autres systèmes fluviaux. *Documents de cartographie écologique Vol. XXVII* pp 43-64. Grenoble.

Pautou G., Bravard J.P., 1982. Incidence des activités humaines sur la dynamique de l'eau et l'évolution de la végétation dans la vallée du haut-Rhône français. *R.G.L.,* 57 : 63-79.

Pautou G., Décamps H., 1985. Ecological interactions between the alluvial forests and hydrology of the upper Rhône. *Archiv für Hydrobiol.,* 104 : 13-37.

Petersen R.C., Petersen L.B.M., Lacoursiere J.O., 1992. Restoration of lowland streams : the building block model. *Vatten.,* 46 : 244-249.

Pinay G., 1986. *Relations sol-nappe dans les bois riverains de la Garonne. Etude de la dénitrification.* Thèse de Doctorat Université de Lyon I. 200 p.

Pinay G., Labroue L., 1986. Une station d'épuration naturelle des nitrates transportés par les nappes alluviales : l'aulnaie glutineuse. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 302 : 629-632.

Pinay G., Décamps H., 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water : a conceptual model. *Regulated Rivers,* 2 : 507-516.

Pinay G., Décamps H., Chauvet E., Fustec E., 1990. Functions of ecotones in fluvial systems. *In : Ecology and management of aquatic terrestrial ecotones* R.J. Naiman and H. Décamps Eds. Parthenon Press Publ. pp141-169.

Pinay G., Fabre A., Vervier P., Gazelle F., 1992. Control of C,N,P distribution in soils of riparian forests. *Landscape Ecology,* 6 : 121-132.

Pinay G., Haycock N.E., Ruffinoni C., Holmes R. M., 1994. The role of denitrification in nitrogen retention in river corridors. *In : Wetlands of the World : Biogeochemistry, Ecological Engineering, Modelling and Management.* W.J. Mitsch Ed Elsevier Press New York pp107-116.

Pinay G., Ruffinoni C., Fabre A., 1995. Nitrogen cycling in two riparian forest soils under geomorphic conditions. (sous presse dans Biogeochemistry).

Probst J.L., 1983. *Hydrologie du Bassin de la Garonne. Modèle de mélanges-bilan de l'érosion. Exportation des phosphates et des nitrates.* Thèse de Doctorat. Université Paul Sabatier Toulouse. 148 p.

Probst J.L, Kattan Z., Etchanchu D., 1985. *Exportation des nitrates sur 4 bassins versants agricoles français.* Proc. Int. Congress "Nitrates in Water". Paris 22-24 octobre 1985. 8 p.

Ruffinoni C., 1991. *Disponibilité en azote dans les sols de deux ripisylves de la Garonne. Influence de la géomorphologie de la plaine inondable.* D.E.A d'Ecologie des Systèmes Aquatiques et Continentaux. Université Paul Sabatier de Toulouse. 27 p.

Ruffinoni C., 1993a. *Geomorphic control of nitrogen cycling in riparian forest soils. Agricultural landscapes in Europe.* Résumé des communications et posters. p. 207.

Ruffinoni C., 1993b. *Influence des caractéristiques géomorphologiques sur le recyclage et la biodisponibilité de l'azote dans les sédiments de deux ripisylves.* Poster pour le S.I.T.E.F de Toulouse.

Ruffinoni C., 1994a. Des boisements au service de la qualité des eaux. *Poster pour la Journée Bois et Forêt pôle Forêt et Environnement.* Conseil de Région Midi-Pyrénées.

Ruffinoni C., 1994b. *Rôle des ripisylves dans la réduction des pollutions azotées diffuses en milieu fluvial.* Thèse de Doctorat d'Ecologie. Université Paul Sabatier de Toulouse. 210 p.

Ruffinoni C., Gazelle F., Deconchat M., 1994. Le rôle des boisements riverains dans la prévention des pollutions azotées diffuses. *Revue de l'Agence de l'Eau Adour Garonne.,* 60 : 39-44.

Ruffinoni C., Gazelle F., 1995. La nappe alluviale en vallée de la Garonne : les contraintes d'un milieu hydrogéologique sous influence fluviale. (soumis)

Sanchez-Perez J.M., Tremolières M., Carbiener R., 1991a. Une station d'épuration naturelle des phosphates et nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin : la forêt alluviale à frêne et orme. *C.R. Acad. Sci. Paris.*, 312 : 395-402.

Sanchez-Perez J.M., Tremolières M., Schnitzler A., Carbiener R., 1991b. Evolution de la qualité physico-chimique des eaux de la frange superficielle de la nappe phréatique en fonction du cycle saisonnier et des stades de succession des forêts alluviales Rhénanes. *Acta Oecologica.*, 12 : pp. 581-601.

Sanchez-Perez J.M., 1992. *Fonction hydrochimique d'un écosystème forestier inondable de la plaine du Rhin. La forêt alluviale du secteur de l'île de Rhinau en Alsace (France).* Thèse de Doctorat. Université Louis Pasteur de Strasbourg. 176 p.

Schnabel R.R., 1986. Nitrate concentrations in a small stream as affected by chemical and hydrologic interactions in the riparian zone. *Watershed research perspectives.* Correll D.L. Smithsonian Institution Press. pp 263-282.

Schnitzler-Lenoble A., Carbiener R., 1993. Les forêts-galerie d'Europe. *La Recherche.,* 255 : 694-701.

Thurman E.M., 1985. *Organic geochemistry of natural waters.* Martinus Nijhoff/DR. W. Junk Publishers, Boston. 497 p.

Triska F.J., Duff J.H., Avanzino R.J., 1993. Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in the hyporheic zone of gravel-bottom stream : examining terrestrial-aquatic linkages. *Freshwater biology,* 29 : 259-274.

Vought L.B.M., Pinay G., Fuglsang A., Ruffinoni C., 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planing*, 31 : 323-331.

Warwick J., Hill A.R., 1988. Nitrate depletion in the riparian zone of a small woodland stream. *Hydrobiologia,* 157 : 231-240.

Weisner S.E.B., Eriksson P.G., Granéli W., Leonardson L., 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio,* 23 : 363-366.

Yoshinari T., Knowles R., 1976. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrofying bacteria. *Biochem. Biophys. Res. Comm.,* 69 : 705-710.