



HAL
open science

INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT AUTOROUTIÈRES ET AVIFAUNE : LES FACTEURS INFLUENÇANT LA MORTALITÉ PAR COLLISION

Eric Eg Guinard

► **To cite this version:**

Eric Eg Guinard. INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT AUTOROUTIÈRES ET AVIFAUNE : LES FACTEURS INFLUENÇANT LA MORTALITÉ PAR COLLISION. Biodiversité et Ecologie. Ecole pratique des hautes études - EPHE PARIS, 2013. Français. NNT: . tel-00957522

HAL Id: tel-00957522

<https://theses.hal.science/tel-00957522>

Submitted on 13 Mar 2014

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

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

ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES

Mention « Systèmes intégrés, environnement, biodiversité »

Infrastructures de transport autoroutières et avifaune : les facteurs influençant la mortalité par collision

Thèse présentée par :

M. Éric GUINARD

pour obtenir le grade de docteur de l'École Pratique des Hautes Études

sous la direction de **M. Roger PRODON,**

Directeur d'études à l'EPHE

CEFE/CNRS Campus du CNRS 1919, route de Mende

34293 Montpellier 5

roger.prodon@cefe.cnrs.fr

Co-Encadrement :

M. Romain JULLIARD, Professeur au MNHN

M. Christophe BARBRAUD, Chargé de Recherche au CNRS

Jury :**

- M. Philippe Clergeau (rapporteur)
- M. Pierre Joly (rapporteur)
- M. Christophe Barbraud
- M. Aurélien Besnard
- M. Jean Carsignol
- M. Romain Julliard
- M. Claude Miaud
- M. Roger Prodon

Date*13.mars 2013

* mois et année de la soutenance

** si possible, prénom, nom, titre par ordre alphabétique.

ÉCOLE PRATIQUE DES HAUTES ÉTUDES

Mention « Systèmes intégrés, environnement, biodiversité »

Infrastructures de transport autoroutières et avifaune : les facteurs influençant la mortalité par collision

Thèse présentée par :

M. Éric GUINARD

pour obtenir le grade de docteur de l'École Pratique des Hautes Études

sous la direction de **M. Roger PRODON,**

Directeur d'études à l'EPHE

CEFE/CNRS Campus du CNRS 1919, route de Mende

34293 Montpellier 5

roger.prodon@cefe.cnrs.fr

Co-Encadrement :

M. Romain JULLIARD, Professeur au MNHN

M. Christophe BARBRAUD, Chargé de Recherche au CNRS

Jury :**

- M. Philippe Clergeau (rapporteur)
- M. Pierre Joly (rapporteur)
- M. Christophe Barbraud
- M. Aurélien Besnard
- M. Jean Carsignol
- M. Romain Julliard
- M. Claude Miaud
- M. Roger Prodon

Date*13.mars 2013

* mois et année de la soutenance

** si possible, prénom, nom, titre par ordre alphabétique.

date de soutenance : 13 mars 2013

A Cendrine qui m'a patiemment soutenu et encouragé dans cette longue entreprise et à ma fille Lana qui par son débarquement en cigogne a précipité le bouclage de l'affaire.

A la mémoire de Patrick Tauzin.

***La mort n'est ni déprimante ni séduisante,
elle est tout simplement une réalité de la vie.***

Sogyal Rimpotché

Un pigeon, c'est plus con qu'un dauphin, d'accord... mais ça vole.

Michel Audiard

***Tu as déjà réussi à convaincre un arbre de se plier en deux pour céder le passage
aux oiseaux ?***

Marc Lévy

SOMMAIRE

Remerciements	16
---------------	----

Résumé – Abstract	18
-------------------	----

Avant-propos	24
--------------	----

<u>PARTIE I : Problématiques Générales</u>	24
---	-----------

<i>Chap. 1 : Les facteurs environnementaux et biologiques impliqués dans la mortalité des oiseaux due au trafic autoroutier</i>	24
---	----

1. Les impacts des infrastructures autoroutières sur les oiseaux	24
1.1. Les impacts chimiques	24
1.2. Les impacts physiques	24
2. La mortalité des oiseaux liée au trafic autoroutier et objectifs de la thèse	29
2.1. Problèmes liés à l'échantillonnage des cadavres	30
2.2. Les facteurs biologiques et éco-éthologiques en lien avec la mortalité des espèces d'oiseaux due au trafic autoroutier	35
2.3. Les différents facteurs environnementaux impliqués dans la mortalité des oiseaux due au trafic autoroutier	40
3. Problématique de la thèse	43
3.1. La chaîne de probabilités pour recenser un cadavre d'oiseau sur l'autoroute	43
3.2. Les objectifs de la thèse	47

<i>Chap. 2 : Aire d'étude et sections d'autoroutes étudiées</i>	48
---	----

1. Aire d'étude	48
2. Sections d'autoroutes étudiées et calendrier	49

<u>PARTIE II : Le Recensement des Cadavres</u>	52
---	-----------

<i>Chap. 3 : Problématique</i>	52
--------------------------------	----

<i>Chap. 4 : Échantillonnage des cadavres d'oiseaux pour la mesure de l'influence de facteurs biologiques spécifiques et de facteurs externes écologiques des infrastructures de transport</i>	56
--	----

1. Hypothèses testées	57
2. Aire d'étude et méthode d'échantillonnage de cadavres sur autoroutes	58
2.1. Aire d'étude	58
2.2. Éléments de sécurité des observateurs	59

2.3.	Détail de la méthodologie des comptages	59
3.	La position du cadavre sur l'infrastructure	61
4.	La masse spécifique et l'âge des cadavres	61
5.	Mesure des biais de l'échantillonnage : l'activité de charognage	62
5.1.	Des cadavres expérimentaux pour mesurer l'activité des nécrophages	63
5.2.	Le marquage et le positionnement des cadavres sauvages	63
6.	Méthode d'analyse de l'échantillonnage des cadavres : modèles de survie – détection (programmes « UCare » et « Mark »)	64
6.1.	Analyse de capture - recapture	64
6.2.	Estimation du nombre d'oiseaux nouvellement tués par le modèle POPAN (Program Mark)	66
<i>Chap. 5 :</i>	<i>Résultats</i>	67
1.	Espèces percutées et méthodes de recensement de cadavres	67
1.1.	Espèces percutées	67
1.2.	Comparaison de l'échantillonnage de cadavres en voiture et à pied	71
1.3.	Adéquation de la méthodologie	73
1.4.	Probabilités de persistance et de détection	75
2.	Estimation du nombre d'individus tués	81
2.1.	Ajustement du nombre de cadavres	81
2.2.	Estimation du nombre de nouveaux oiseaux tués par jour et par an par la procédure POPAN	84
2.3.	Variations de l'activité des nécrophages par évaluation des probabilités de persistance et de détection des cadavres expérimentaux	89
<i>Chap. 6 :</i>	<i>Discussion</i>	91
1.	Méthodologie de comptage de cadavres	91
2.	Les espèces impactées par le trafic	92
3.	Probabilités de persistance et de détection des cadavres d'oiseaux	93
3.1.	Les facteurs intrinsèques	93
3.2.	Les facteurs extrinsèques	95
4.	Estimation des effectifs bruts de cadavres d'oiseaux	98
5.	Cadavres expérimentaux	100
6.	Conclusion de la deuxième partie de la thèse	103
<u>PARTIE III : Le Peuplement d'Oiseaux en Bordure d'Autoroute</u>		105
<i>Chap. 7 :</i>	<i>Problématique</i>	105
1.	La densité des oiseaux en bordure de route	105
2.	La distance de fuite	106

3.	La capacité cognitive	106
4.	Le régime alimentaire	107
5.	La capacité voilière	107
6.	Les hypothèses testées	108
<i>Chap. 8 : Aire d'étude et méthodologie des paramètres biologiques des espèces avicoles en bordure d'autoroutes</i>		<i>109</i>
1.	Comptage des oiseaux morts sur la chaussée et aire d'étude	109
2.	Les paramètres biologiques	110
2.1.	Méthodologies d'estimation des abondances des différentes espèces d'oiseaux en bordure des autoroutes	110
2.2.	La distance de fuite et la capacité cognitive	114
2.3.	Le régime alimentaire	114
2.4.	Migrateur ou sédentaire	115
2.5.	La morphologie des ailes	115
2.6.	Les analyses statistiques	116
<i>Chap. 9 : Résultats</i>		<i>118</i>
1.	La densité spécifique des Passeriformes	118
1.1.	Evaluation de l'effet distance à l'autoroute	118
1.2.	Les densités relatives et détectabilités des Passeriformes	122
2.	Influence des traits biologiques sur les effectifs spécifiques des cadavres de Passeriformes	125
2.1.	La densité absolue	128
<i>Chap. 10 : Discussion</i>		<i>128</i>
1.	L'impact du bruit du trafic autoroutier sur l'avifaune	128
2.	Les facteurs biologiques expliquant les mortalités routières spécifiques des Passeriformes	132

PARTIE IV : Les Facteurs Environnementaux pouvant Influencer la Mortalité des Passeriformes et des Strigiformes sur les Autoroutes 135

<i>Chap. 11 : Problématique</i>		<i>135</i>
1.	Le profil transversal de la chaussée	135
2.	La structure de végétation de la berme	136
3.	L'occupation du sol en bordure d'autoroute	137
4.	Le trafic autoroutier	138
5.	Les hypothèses et questions posées	139
<i>Chap. 12 : Aire d'étude et méthode de mesure des paramètres environnementaux affectant les collisions des espèces avicoles en bordure d'autoroutes</i>		<i>140</i>
1.	Comptage des oiseaux morts sur la chaussée et aire d'étude	140

2.	Les facteurs environnementaux	140
2.1.	L'occupation du sol extérieur à l'autoroute :	140
2.2.	La structure de végétation de la berme :	141
2.3.	Le profil transversal	144
2.4.	Le trafic routier	146
3.	Les taxons étudiés	147
4.	Méthodologies du relevé des facteurs environnementaux sur le terrain	147
4.1.	L'occupation du sol hors autoroute (CLC)	147
4.2.	La structure de végétation de la berme	148
4.3.	Les profils transversaux des infrastructures autoroutières	149
5.	Les analyses statistiques	149
5.1.	Analyses par sections de 100 m	150
5.2.	Analyses par secteur de 11 et de 18 km et par autoroute	151
<i>Chap. 13 : Résultats</i>		152
1.	Analyses par section de 100m	152
1.1.	Les Passeriformes	152
1.2.	Les Strigiformes	154
2.	Analyses par sections de 11 km, de 18 km, et par autoroute	155
2.1.	Les Passeriformes	156
2.2.	Les Strigiformes	158
<i>Chap. 14 : Discussion</i>		161
1.	Les espèces percutées par le trafic	161
2.	Les Passeriformes	162
3.	Les Strigiformes	165
4.	Variables explicatives de la mortalité communes aux Passeriformes et aux Strigiformes	166

PARTIE V : Mesures d'Atténuation des Impacts du Trafic sur l'Avifaune et

Conclusion Générale 168

<i>Chap. 15 : Les mesures de réduction des impacts actuellement proposées dans la littérature technique et scientifique</i>		168
1.	Mesures d'atténuation des collisions modifiant la trajectoire de vol	170
1.1.	La végétation des bermes	170
1.2.	Le profil en déblai et les dispositifs acoustiques	171
1.3.	Les passages faune supérieurs écologiques et écoducs	173
2.	Mesures d'atténuation des impacts de la vitesse, de l'intensité du trafic routier et autoroutier local	174
2.1.	Evitement des zones à enjeu patrimonial avifaunistique	174

2.2.	Contrôle du trafic d'un réseau routier ou autoroutier local	174
<i>Chap. 16 : Conclusion générale et perspectives</i>		175
1.	Conclusion	175
2.	Perspectives	179
2.1.	Collecte d'un jeu de données plus important et normalisation	179
2.2.	Etude sur les biais influençant les résultats des comptages	181
2.3.	Etude pluriannuelle	181
2.4.	Etude sur le réseau routier à 2 x 1 voie	182

Bibliographie 183

Annexe A. Cartes des zones d'écoute en 2008 et 2009 sur l'A10 entre Saint-André-de-Cubzac et Saint-Jean-d'Angély (section sud ci-dessous étudiée en 2008 et 2009 et la section nord en page suivante étudiée seulement en 2009)

Annexe B. Cartes des zones d'écoute en 2008 et 2009 sur l'A837 entre Rochefort Nord et la bifurcation avec l'A10 (ci-dessous) et sur l'A89 entre Sourzac et Bord (en page suivante).

Annexe C. Article publié dans *Biological Conservation* : Motorways and bird traffic casualties: carcasses surveys and scavenging bias (Éric Guinard, Romain Julliard, Christophe Barbraud)

Annexe D. Abondance annuelle brute de cadavres sur les quatre autoroutes

Annexe E. Tableau des effectifs bruts spécifiques de cadavres de Passeriformes et des facteurs biologiques de chacune des espèces considérées sur la totalité des autoroutes étudiées (A10, A837 et A89)

Annexe F. Tableau des effectifs spécifiques de cadavres de Passeriformes pondérés par les densités STOC spécifiques, et traits biologiques des espèces considérées

Annexe G. Densité absolue des Passeriformes en 2009

Annexe H. Trafic moyen journalier annuel sur les sections autoroutières étudiées

Annexe I. Significativité du co-facteur « espèce (SP_COV) » du modèle $N_{tue} \sim SP_COV$

Sommaire des Figures

FIGURE 1 : STRUCTURATION ET DIMENSIONNEMENT DE LA SECTION COURANTE SUR UN PROFIL EN TRAVERS TYPE D'UNE AUTOROUTE A 2 X 2 VOIES EN FRANCE	32
FIGURE 2 : LES GRANDS TYPES DE PROFILS TRANSVERSAUX DE CHAUSSEES AUTOROUTIERES.....	41
FIGURE 3 : CHAINE DE PROBABILITE POUR LE RECENSEMENT DU CADAVRE D'UN OISEAU	46
FIGURE 4 : AIRE D'ETUDE ET SECTIONS DES AUTOROUTES A10, A837, A89 ET A64 ETUDIEES DANS LE SUD- OUEST DE LA FRANCE.....	49
FIGURE 5 : PHASES SUCCESSIVES DE L'ETAT D'UN CADAVRE D'ANIMAL SUR UNE ROUTE, AVEC SA PHASE INITIALE D'ENTREE (PASSAGE DE L'ETAT VIVANT A L'ETAT DE CADAVRE), SA PHASE DE PERSISTANCE, SA PHASE PLUS OU MOINS RAPIDE DE DISPARITION, ET LA DETECTION DES CADAVRES.....	55
FIGURE 6 : NOMBRE DE CADAVRES D'OISEAUX DE CHAQUE GROUPE ECOLOGIQUE OU ORDRE PAR SAISON RELEVES EN VOITURE (SOMME DE TOUTES LES AUTOROUTES).....	68
FIGURE 7 : REPARTITION DES EFFECTIFS DES DIFFERENTS GROUPES ECOLOGIQUES ET ORDRES TAXINOMIQUES SUR L'INFRASTRUCTURE (CUMUL DE TOUTES LES AUTOROUTES, RECENSEMENT EN VOITURE)	71
FIGURE 8 : PROBABILITE DE PERSISTANCE DES CADAVRES D'OISEAUX (ϕ) PAR AUTOROUTE ET PAR SAISON (LES BARRES D'ERREUR INDIQUENT $\pm 95\%$ D'INTERVALLE DE CONFIANCE).....	81
FIGURE 9 : PROBABILITE DE PERSISTANCE DES CADAVRES EXPERIMENTAUX (ϕ) PAR ANNEE, PAR SAISON ET PAR ENTRE LES COMPTAGES D'UNE MEME SESSION (LES BARRES D'ERREUR INDIQUENT $\pm 95\%$ D'INTERVALLE DE CONFIANCE).....	90
FIGURE 10 : SCHEMA DE PRINCIPE DU POSITIONNEMENT DES 6 POINTS D'ECOUTE DANS CHAQUE ZONE D'ECOUTE.....	110
FIGURE 11 : NIVEAU DE BRUIT (DB(A), MOYENNE \pm SD) EN 2009 AU DROIT DES POINTS D'ECOUTE EN FONCTION DE LEUR DISTANCE A L'AUTOROUTE (L = LOIN ET P = PRES)	119
FIGURE 12 : EFFECTIF D'OISEAUX CONTACTES PAR SITE (MOYENNE \pm SD) EN 2008 ET 2009 (2 PASSAGES ANNUELS) EN FONCTION DE LA DISTANCE DES POINTS D'ECOUTE AUX AUTOROUTES (L = LOIN ET P = PRES).....	120
FIGURE 13 : NOMBRE D'ESPECES D'OISEAUX CONTACTES PAR SITE (MOYENNE \pm SD) EN 2008 ET 2009 (2 PASSAGES ANNUELS) EN FONCTION DE LA DISTANCE DES POINTS D'ECOUTE AUX AUTOROUTES (L = LOIN ET P = PRES).....	121
FIGURE 14 : REGRESSIONS DE LA DETECTABILITE STOC AVEC LA DETECTABILITE DE NOTRE ETUDE (0-25M / 0- 100M) (GRAPHE DE GAUCHE) ET AVEC LA DISTANCE MOYENNE DE DETECTION POUR CHAQUE ESPECE (GRAPHE DE DROITE)	123
FIGURE 15 : NIVEAUX SONORES [DB(A), SERIE 1 = LN (NIVEAUX SONORES NOCTURNES) ET SERIE 2 = LDEN (NIVEAUX SONORES DIURNES)] D'UN POINT D'ECOUTE EN FONCTION DE SA DISTANCE A L'AXE DE L'AUTOROUTE ET DE LA HAUTEUR DE LA CHAUSSEE AUTOROUTIERE PAR RAPPORT AU TERRAIN NATUREL ET DU TRAFIC (30 000 VEH.JOUR ⁻¹) CALCULE GRACE A L'OUTIL DE CALCUL DE BRUIT DU SETRA (2007).	131

FIGURE 16 : UN EXEMPLE DE LA METHODE DE RELEVÉ DES STRATES DE VEGETATION (A GAUCHE LA PHOTOGRAPHIE BD ORTHO D'UNE SECTION AUTOROUTIERE AVEC LES SURFACES UNITAIRES RECTANGULAIRES (OU QUADRATS) SUCCESSIVES EN VERT ET LA FENETRE DE SAISIE DES INFORMATIONS ; A DROITE LA PHOTOGRAPHIE VUE DU SOL DE CETTE MEME SECTION ET LA LIMITE D'UNE SURFACE UNITAIRE (SECTION DE 100 M PK 258,6 SENS BAYONNE TOULOUSE DE L'A64).....	149
FIGURE 17 : ARBRE DE DECISION DE MISE EN PLACE DES MESURES D'ATTENUATION DES COLLISIONS DES STRIGIFORMES ET/OU DES PASSERIFORMES AVEC LE TRAFIC, AU DROIT DES POINTS NOIRS DE COLLISIONS, EN FONCTION DES PROFILS TRANSVERSAUX DES SECTIONS AUTOROUTIERES EXISTANTES OU EN PROJET.....	169
FIGURE 18 : COUPE TRANSVERSALE D'UN MERLON PAYSAGER PLANTE D'ARBUSTES (SOURCE SETRA).....	173

Sommaire des Photographies

PHOTOGRAPHIE 1 : CADAVRES D'UNE EFFRAIE DES CLOCHERS ET D'UN PASSEREAU MARQUES SUR LA CHAUSSEE	61
PHOTOGRAPHIE 2 : CADAVRE FRAIS DE MESANGE CHARBONNIERE INTACT AUX COULEURS ENCORE VIVES .	62
PHOTOGRAPHIE 3 : VIEUX CADAVRE DE PASSEREAU INCRUSTE DANS LA CHAUSSEE	62
PHOTOGRAPHIE 4 : MUR ANTIBRUIT EN BORDURE D'AUTOROUTE.....	173

Toutes les photographies et illustrations utilisées dans ce mémoire ont été réalisées dans le cadre de cette étude par l'auteur ou par un collaborateur (Patrick Tauzin pour l'illustration de la tête de chapitre de la Partie I et pour la figure 4). Seules les illustrations de têtes de chapitre des Parties IV et V et de la Figure 18 proviennent respectivement de Jean Isenmann (www.blog.photo-alsace.com - Photographie aérienne de l'A35), de la note d'information du SETRA « Mesures de limitation de mortalité de la Chouette effraie sur le réseau routier » sur laquelle l'auteur a participé à la rédaction et de la note d'information du SETRA « Protections acoustiques : enjeux et modalités d'insertion dans le paysage ».

Sommaire des Tableaux :

TABLEAU 1 : EFFECTIF DES ESPECES D'OISEAUX BAGUES QUI ONT ETE CONTROLES MORTS TUES PRES DE ROUTES OU D'AUTOROUTES (DONNEES C.R.B.P.O. 2005 CONSOLIDEES DEPUIS 1990 ; JIGUET COM. PERS.).....	37
TABLEAU 2 : ANNEES ET SAISONS ETUDIEES ET LONGUEUR DE CHAQUE SECTION AUTOROUTIERE.	51
TABLEAU 3 : NOMBRE DE CADAVRES BRUT RELEVE EN VOITURE DES DIFFERENTS ORDRES TAXINOMIQUES OU GROUPES ECOLOGIQUES EN FONCTION DE L'AGE DES CADAVRES (FRAIS (F) OU VIEUX (V)) PAR AUTOROUTE, PAR ANNEE ET PAR SAISON	69
TABLEAU 4 : NOMBRES DE CADAVRES DES DIFFERENTS ORDRES TAXINOMIQUES OU GROUPES ECOLOGIQUES PAR AUTOROUTE RELEVES EN VOITURE	70
TABLEAU 5 : NOMBRE DE CARCASSES D'OISEAUX RECENSEES A PIED ET EN VOITURE EN FONCTION DE LEUR POSITION SUR LA LARGEUR DE LA CHAUSSEE DE 2006 A 2008 SUR CHACUNE DES QUATRE AUTOROUTES ETUDIEES (A10, A64, A837 ET A89).....	72
TABLEAU 6 : NOMBRE DE CADAVRES FRAIS (F) ET VIEUX (V) DANS CHAQUE ORDRE OU GROUPE ECOLOGIQUE TOUTES LES AUTOROUTES CUMULEES.	73
TABLEAU 7 : RESULTATS DES TESTS D'AJUSTEMENT DU MODELE CSJ POUR LES DONNEES ETUDIEES.....	74
TABLEAU 8 : MODELISATION DES EFFETS « AGE DES CADAVRES » ET « ORDRES TAXINOMIQUES / GROUPES ECOLOGIQUES » SUR LES PROBABILITES DE DETECTION (P) ET DE PERSISTANCE (ϕ) DES CARCASSES D'OISEAUX. G = TOUS LES GROUPES SEPAREMENT ; A = EFFET AGE DES CARCASSES, OP = GROUPE DE PASSEREAUX SEULS, OS = GROUPE DE STRIGIFORMES SEULS, . = TOUS LES PARAMETRES CONSTANTS.	76
TABLEAU 9 : ESTIMATIONS (\pm S.E.) DES PROBABILITES DE PERSISTANCE (ϕ) ET DE DETECTION (P) DES CADAVRES D'OISEAUX DU MODELE SELECTIONNE (CF. TABLEAU 8 $\phi(A$, AUTRES GROUPES ENSEMBLE, OP) $P(.)$)	77
TABLEAU 10 : MODELISATION DE L'EFFET DE LA MASSE CORPORELLE SPECIFIQUE STANDARDISEE (MASS) SUR LES PROBABILITES DE PERSISTANCE (ϕ) ET DE DETECTION (P) DES CARCASSES D'OISEAUX, . = PARAMETRE CONSTANT.....	78
TABLEAU 11 : MODELISATION DES EFFETS ANNEE, SAISON ET AUTOROUTE (MTW) SUR LES PROBABILITES DE PERSISTANCE (ϕ) ET DE DETECTION (P) DES CADAVRES D'OISEAUX. G = TOUS LES GROUPES SEPAREMENT ; . = PARAMETRE CONSTANT.....	79
TABLEAU 12 : ESTIMATIONS (\pm S.E.) DES PROBABILITES DE PERSISTANCE (ϕ) ET DE DETECTION (P) DES CADAVRES D'OISEAUX DU MODELE SELECTIONNE (CF. TABLEAU 11 $\phi(MTW*SEASON)$ $P(.)$)	80
TABLEAU 13 : NOMBRE MOYEN ANNUEL DE VIEUX, FRAIS ET TOUS CADAVRES (N) DES ESPECES LES PLUS FREQUEMMENT TUEES, COMPTEES SUR 10 JOURS DE SESSIONS DE COMPTAGE PAR AN SUR LES AUTOROUTES A10, A64, A837 ET A89 (TOTALISANT 169 KM); N' NOMBRE DE CADAVRES TROUVES SUR UN AN ($N'=N/(P*\phi^8)$) ET N'' NOMBRE DE CADAVRES PAR KM ET PAR AN ($N''=(N'/169/10)*365$), N' ET N'' ETANT AJUSTES AVEC LES PROBABILITES DE PERSISTANCE DES CADAVRES (ϕ) ET DE LEUR DETECTION (P) ISSUES DU MEILLEUR MODELE SELECTIONNE [CF. TABLEAU 8 : $\phi(A$, AUTRES GROUPES ENSEMBLE,	

OP) $P(.)$]. N''' CORRESPOND A L'AJUSTEMENT DE N'' POUR INCLURE CE QUI EST RATE EN VOITURE PAR RAPPORT A UN COMPTAGE A PIED : $N''' = N'' \times 100 / 67$	83
TABLEAU 14 : MODELISATION DES EFFETS DES « ORDRES TAXINOMIQUES / GROUPES ECOLOGIQUES » SUR LES PROBABILITES DE PERSISTANCE (ϕ) DES CARCASSES D'OISEAUX, DE DETECTION (P) ET D'ENTREE $P-ENT$. G = TOUS LES GROUPES SEPAREMENT; T = SESSIONS DE COMPTAGE DE CADAVRES ; OP = GROUPE DE PASSEREAUX SEULS, OS = GROUPE DE STRIGIFORMES SEULS ; . = TOUS LES PARAMETRES CONSTANTS ; AVEC POUR MODELE DE BASE ϕ (AUTRES GROUPES ENSEMBLE, OP) $P(.)$ (CF. PARTIE II :CHAP. 5 :1.4.1)	84
TABLEAU 15 : ESTIMATIONS (\pm S.E.) DES PROBABILITES DE PERSISTANCE ϕ , DE DETECTION P ET D'ENTREE $P-ENT$ ET LES ESTIMATIONS DES EFFECTIFS N D'OISEAUX TUES (ANALYSES SEULEMENT A PARTIR DES CADAVRES FRAIS) LORS DE LA TOTALITE DES SESSIONS DE COMPTAGE DU MODELE SELECTIONNE [CF. TABLEAU 14 : ϕ (AUTRES GROUPES ENSEMBLE, OP) $P(.)$ $P-ENT(G)$]	85
TABLEAU 16 : EFFECTIFS DES ESPECES LES PLUS FREQUEMMENT TUEES DE STRIGIFORMES ET DE PASSERIFORMES PAR AN, PAR KM ET SUR LA TOTALITE DES 11 100 KM DU RESEAU AUTOROUTIER FRANÇAIS, ESTIMES AVEC LA PROCEDURE POPAN A PARTIR DES CADAVRES FRAIS TROUVES ENTRE 2006 ET 2008 SUR LA TOTALITE DES SAISONS ET DES AUTOROUTES (A10, A64, A837 ET A89, TOTALISANT UN ECHANTILLONNAGE DE 928 KM SUR TOUTES LES SESSIONS DE COMPTAGE).....	87
TABLEAU 17 : ABONDANCES JOURNALIERE ET ANNUELLE (ABJ ET ABA RESPECTIVEMENT) DE CADAVRES D'EFFRAIES DES CLOCHERS CALCULEES A PARTIR DES DONNEES BRUTES SUR LES QUATRE AUTOROUTES ET TOUTES LES SESSIONS DE COMPTAGE EN VOITURE.....	88
TABLEAU 18 : NOMBRE D'ENREGISTREMENTS ET D'INDIVIDUS RELEVES EN 2008 ET 2009 SUR LES 156 POINTS D'ECOUTE PROCHES (P) OU LOINS (L) DES AUTOROUTES A10, A837 ET A89	118
TABLEAU 19 : MODELES LINEAIRES GENERALISES, AVEC LES VARIABLES: L_P (LOIN_PRES); CODE CLC SIMPLIFIES DE NIVEAU 2 (CLC_SIMPL); ET NATURE DU CONTACT (VUS OU ENTENDUS).....	122
TABLEAU 20 : DENSITE RELATIVE PAR ESPECE CALCULEE A PARTIR DES DETECTABILITES SPECIFIQUES ISSUES DES DONNEES STOC (MNHN CRBPO) MULTIPLIEE PAR LA DETECTABILITE OBSERVEE SUR LES AUTOROUTES CI-ETUDIEES.....	124
TABLEAU 21 : EFFECTIFS SPECIFIQUES DE CADAVRES DE PASSERIFORMES PONDERES PAR LES DENSITES STOC SPECIFIQUES (PRINTEMPS ETES 2008 – 2009), ET TRAITS BIOLOGIQUES DE CHACUNE DES ESPECES CONSIDEREES.....	126
TABLEAU 22 : MODELES LINEAIRES GENERALISES, CONSTANT, A UN FACTEUR ET A DEUX FACTEURS BIOLOGIQUES SPECIFIQUES ADDITIFS POUVANT INFLUENCER LE NOMBRE D'INDIVIDUS MORTS SUR LES AUTOROUTES DE CHACUNE DES ESPECES DURANT LA SAISON DE REPRODUCTION EN 2008-2009.....	127
TABLEAU 23 : CODES CORINE LAND COVER (CLC) DE PREMIER ET DE SECOND NIVEAUX ET LEURS DEFINITIONS RESPECTIVES	141
TABLEAU 24 : EXEMPLES DE COMBINAISONS NUMERIQUES POSSIBLES DES TYPOLOGIES DE STRUCTURE DE VEGETATION SUR LES QUADRATS ET LES CODIFICATIONS A DIFFERENTS NIVEAUX SUR LES 2185 QUADRATS DES TROIS AUTOROUTES	143

TABLEAU 25 : CODIFICATION DES HAUTEURS DE LA ROUTE EN GROUPEMENT DES SECTIONS DE 100 M DES DEUX BERMES EN VIS-A-VIS (PROFIL TOPOGRAPHIQUE).....	146
TABLEAU 26 : MODELES LINEAIRES GENERALISES CONSTANT, A UN FACTEUR ET A DEUX FACTEURS ECOLOGIQUES ADDITIONNES POUVANT INFLUENCER LE NOMBRE DE PASSERIFORMES TUES SUR LES AUTOROUTES PAR SECTEURS ECHANTILLONS DE 100 M, LES ANNEES 2008-2009.	153
TABLEAU 27 : MODELES LINEAIRES GENERALISES CONSTANT, A UN FACTEUR ET A DEUX FACTEURS ECOLOGIQUES ADDITIONNES POUVANT INFLUENCER LE NOMBRE DE STRIGIFORMES TUES SUR LES AUTOROUTES PAR SECTEURS ECHANTILLONS DE 100 M, LES ANNEES 2008-2009.	154
TABLEAU 28 : ESTIMATIONS (\pm S.E.) DU CO-FACTEUR ESPECE (SP_COV) DE STRIGIFORMES ET LEUR SIGNIFICATIVITE A PARTIR DU MODELE NTUE \sim SP_COV.....	155
TABLEAU 29 : MODELES LINEAIRES GENERALISES CONSTANT, A UN TYPE DE FACTEUR ECOLOGIQUE, ET A DEUX TYPES DE FACTEURS ECOLOGIQUES ADDITIONNES, POUVANT EXPLIQUER LE NOMBRE DE PASSERIFORMES TUES SUR LES AUTOROUTES LES ANNEES 2008-2009 (DECOUPAGE PAR AUTOROUTE).	157
TABLEAU 30 : MODELES LINEAIRES GENERALISES CONSTANT, A UN FACTEUR ECOLOGIQUE, ET A DEUX FACTEURS ECOLOGIQUES ADDITIONNES, POUVANT INFLUENCER LE NOMBRE DE STRIGIFORMES TUES SUR LES AUTOROUTES LES ANNEES 2008-2009 (DECOUPAGE PAR TRONÇON DE 18 KM).	160
TABLEAU 31 : ENSEMBLE DES VARIABLES INFLUENÇANT LA MORTALITE AVEC LE TRAFIC AUTOROUTIER DES PASSERIFORMES ET DES STRIGIFORMES ET LEURS EFFETS SUR LE NOMBRE DE CADAVRES (+ SIGNIFIE AUGMENTE LE NOMBRE DE CADAVRES)	161

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mes collègues sans lesquels ces travaux de thèse n'auraient jamais pu être réalisés, je pense en particulier à ceux qui m'ont accompagné sur les autoroutes : Patrice Dubois, Patrick Tauzin, Géraldine Audié-Liébert, Perrine Vermeersch, Stéphanie Criado, Lionel Ferreira, Valérie Jakubowski et Didier Labat. Ce n'était pas une partie facile les recensements de cadavres sur ces sections autoroutières, ayant plus d'une fois eu des sueurs froides quand les camions frôlaient notre véhicule ou bien se déportaient juste devant nous sur la BAU pour cause d'endormissement... Merci beaucoup aux stagiaires Beatriz Gallardo, Guillaume Damour, Franck Pinçon, Anaïs Dambrine et Tiphaine Pellegrin, pour ne pas avoir hésité à braver le danger. Je remercie plus particulièrement parmi mes collègues Patrick pour certaines des illustrations du mémoire et son appui sur le SIG tout comme Lionel, Perrine et Stéphanie pour le SIG également. Je suis redevable au Pôle transport du CETESO/DAIT de leurs données sur les trafics. Je souhaite également remercier le CETE du Sud-Ouest et ma hiérarchie pour leur appui dans ma démarche de thèse à mi-temps et pour les financements de la conférence IENE de Potsdam. Un grand merci à Frédéric Jiguet, à Clara Grilo, à François Chiron, à Aurélien Besnard et à Olivier Dehorter ainsi qu'à Jean Carsignol, Guillaume Dutilleux (tous deux du CETE de l'Est) et Marc Lansart du CGDD pour leurs conseils avisés et leur appui.

Je tiens à saluer le SIR de Carbone de la DIRSO : Eric Chamard et Pierre Garcia ; la société des Autoroutes du Sud de la France (ASF – VINCI) : Patrice Lebrun, Cédric Heurtebise, Bruno Clarimon (District de Saintes A10, A837), Alain Maynard (District d'Ambares), Benoît Lethuin (District de Thenon) et Isabelle Monestier (District de Périgueux), pour m'avoir ouvert grand leurs portails pour accéder librement aux sections autoroutières dont ils ont la charge et m'avoir en partie financé en contrepartie de rapports et bilans. Merci à vous chers collègues du SETRA (chronologiquement Christophe Pineau, Sabine Bielsa et Jérôme Cavailles) pour votre appui constant et votre financement pour le lancement de la thèse et des colloques ICOET de Duluth aux USA et IENE de Velence en Hongrie en 2010. Toute ma gratitude va vers Jérôme Larivé, Laurence Calovi, Marie-Elise Ilhat-Pinturaud, Eric Gardais et Marie-Christine Bihoreau de la DGITM/DIT/DRN3 du MEDDTL, sans qui je n'aurais jamais pu faire cette thèse, ces derniers m'ayant assuré le financement et leur confiance sans faille sur les six années de ce projet de longue haleine.

Je tiens vraiment à remercier Tételle et Mumu, Sylvie et Stéphane, Zizou et Robert pour votre action de « décoquillage » et « défautage » de dernière minute du manuscript.

Enfin, un grand merci à Roger Prodon pour ta vision globale et non moins aigüe du sujet, tes cours de statistiques sous R et ta patiente direction administrative. Merci à Romain Julliard de m'avoir laissé de ton temps et de ta compétence pourtant grandement sollicités par ailleurs, et puis merci à toi mon bon Noun (Christophe Barbraud), pour m'avoir répondu, un lait fraise à la main, « pourquoi pas ! » à l'idée saugrenue que je t'ai un jour présentée d'étudier les cadavres d'oiseaux sur des autoroutes et de m'avoir soutenu sans faille tout au long de l'avancement des travaux.

RESUME

Les impacts des autoroutes et de leur trafic sur la mortalité des peuplements d'oiseaux et les causes explicatives de la répartition spatiale de leurs cadavres sur ces infrastructures linéaires de transport sont relativement mal connus par rapport à certains autres groupes taxinomiques des Vertébrés. Le premier objectif du présent travail de thèse consiste à estimer la mortalité des oiseaux au droit des autoroutes mais aussi d'évaluer tous les biais (saisons, années, autoroutes, âge, taille et groupe taxinomique du cadavre et le charognage) affectant cette estimation. Le deuxième objectif de la thèse est d'identifier un ou plusieurs traits biologiques susceptibles d'expliquer les différences de mortalité due au trafic autoroutier existant entre les espèces de Passeriformes (densité spécifique en bordure d'autoroutes, forme de l'aile, régime alimentaire, migrateur ou sédentaire, capacité d'apprentissage, distance de fuite face à un danger). Le troisième objectif est la détermination de facteurs environnementaux autoroutiers (profils transversaux, trafic, végétation des bermes et zones d'occupation du sol), seuls ou en interactions) pouvant influencer sur la mortalité des oiseaux. Enfin, le quatrième objectif consiste à proposer des mesures d'atténuation de l'impact autoroutier sur la mortalité des oiseaux.

Aire d'étude et méthodes : Les comptages de cadavres d'oiseaux ont été effectués sur l'A10 au nord de Bordeaux jusqu'à Saint-Jean-d'Angély, l'A837 entre Saintes et Rochefort, l'A89 près de Périgueux et l'A64 au-sud-est de Toulouse, sur des sections totalisant une longueur de 261 km. Ils ont été réalisés en voiture roulant à 40 km.h⁻¹, sur 2,5 jours (cinq passages successifs) pour chaque autoroute, une fois par saison entre 2007 et 2009. Quelques comptages ont été faits à pied pour comparaison. Les facteurs biologiques et environnementaux biaisant les recensements de cadavres ont été étudiés en estimant les probabilités de persistance, de détectabilité et d'entrée au format capture-marquage-recapture avec le logiciel statistique Program Mark. Tous les facteurs biologiques pouvant influencer la mortalité des Passeriformes proviennent de la littérature sauf les densités de populations mesurées au bord des autoroutes en 2008-2009. Concernant les facteurs environnementaux, les données de trafic proviennent d'ASF et Corine Land Cover de l'IFEN, tandis que les profils transversaux et la structure de végétation des bermes ont été mesurés en 2008-2009. Des modèles linéaires généralisés (GLM) ont également été utilisés avec le logiciel statistique R pour déterminer les facteurs biologiques expliquant la

différence de mortalité populationnelle ou individuelle spécifique ainsi que les facteurs environnementaux influençant les collisions des oiseaux avec le trafic autoroutier.

Résultats et discussion : Les principaux facteurs externes environnementaux affectant les résultats des comptages de cadavres furent les saisons, puis les secteurs autoroutiers étudiés. L'effet de la saisonnalité s'explique surtout par l'importante activité printanière des animaux nécrophages qui diminuent significativement le nombre des cadavres lors des comptages. La nature du secteur autoroutier étudié influait sur les comptages du fait de l'importance du trafic et des différences entre les milieux écologiques traversés. Les traits biologiques qui influent sur la persistance des cadavres furent leur masse corporelle et le groupe taxinomique (Passeriformes ou oiseaux de plus grande taille, les premiers ayant tendance à disparaître plus vite). L'âge du cadavre et sa persistance influençait également, en interaction avec les groupes taxinomiques. Plus le cadavre persiste longtemps, plus il a de chance d'être compté par les observateurs. L'utilisation de cadavres expérimentaux (poussins) en nombres connus a confirmé ces résultats. La prise en compte des probabilités de persistance et de re-capture peut permettre de corriger les biais des comptages (+10 à 30% sur le nombre de cadavres), et la prise en compte des probabilités d'apparition de nouveaux cadavres permet d'ajuster l'effectif d'oiseaux tués par jour.

Un seul trait biologique influençait significativement la mortalité des Passeriformes sur les autoroutes : la distance de fuite face à un danger, les espèces décollant le plus vite ayant une plus faible probabilité d'être tuées par un véhicule que les autres.

Chez les Passeriformes, les oiseaux les plus impactés par les collisions avec le trafic étaient le Merle noir *Turdus merula*, le Rougegorge familier *Erithacus rubecula*, puis la Grive musicienne *Turdus philomelos* et le Moineau domestique *Passer domesticus*. Concernant les facteurs environnementaux, les Passeriformes se faisaient moins tuer au droit des chaussées à profil transversal en déblai et au droit des bermes herbacées ; et ils se faisaient plus tuer dans les bermes plantées d'arbres et au droit des zones d'occupation du sol types chantiers et carrières, mais ces résultats sont toutefois à peine significatifs. Les espèces de Strigiformes les plus tuées étaient l'Effraie des clochers *Tyto alba* et la Chouette hulotte *Strix aluco*. Le facteur environnemental principal influençant leur mortalité était la présence d'une berme mixte (c'est-à-dire ayant à part égale d'arbres, d'arbustes, d'herbacées, et un sol artificiel), la mortalité des Strigiformes augmentant au

droit des bermes mixtes. Le profil transversal en déblai atténuait toutefois cet effet de la berme mixte.

Les mesures d'atténuations des impacts communes à ces deux ordres taxinomiques pourraient être d'éviter de planter des arbres près de l'autoroute, ou bien de les couper s'il y en a au droit des points noirs de collisions sauf peut-être au droit des zones en déblai. Pour les projets neufs, dans les zones à enjeux avifaunistiques, il est recommandé de mettre si possible la chaussée en déblai. Si le déblai n'est pas possible à creuser ou si l'autoroute est déjà en place, on peut alors prévoir des merlons acoustiques d'au moins 3 m de haut.

Mots-clefs : mortalité, oiseaux, autoroutes, biais, cadavres, comptages, facteurs environnementaux, facteurs biologiques

ABSTRACT

The impact of motorways and their traffic on bird mortality and the proximate causes influencing the distribution of bird casualties are not well known compared to those concerning other vertebrate taxa. The present study intended (i) to evaluate biases on carcass surveys (detectability, persistence, seasons, years, motorways, age and size of the carcass, taxa and scavenging activity) in order to obtain more accurate estimations of bird casualties; (ii) to determine whether some biological traits (wing shape, diet, migratory behaviour, learning ability, distance to take off, neighbouring species' density) were associated to bird traffic mortality; (iii) to determine which combinations of environmental factors (vegetation of verges, road profile, traffic intensity, neighbouring landscapes) influenced the distribution of bird fatalities on motorways, especially for Passerines and Owls, this taxa being the most frequently crashed; (iv) to propose mitigations adapted to the key factors implied in bird mortality detected in our study.

Study areas: 4 motorways in South-West of France, totalizing 261 km, in 2006-2009.

Method: 5 successive counts of bird carrions during 2.5 days surveys were made each season from a car, driven at 40-50 km.h⁻¹ on the safe lane. A comparative count on foot was realised on verge in a sampled section for comparison. Data were analysed in a capture-recapture framework to estimate probabilities of persistence, detection and enter of the carcasses, factors affecting these parameters and an unbiased estimate of the number of carcasses. All biological factors are from literature except Passerines densities nearby motorways that we measured on 2008 - 2009. Environmental factors such as verge vegetation structure and motorway profile were measured in 2009. Traffic and Corin Land Cover data were from Autoroutes du Sud de la France and from Institut Français de l'Environnement respectively. We used GLM (with R statistical software) to determine biological and environmental factors influencing Passeriformes and Strigiformes traffic mortality.

Results and discussion: carcass persistence varied between seasons and motorways. Seasonal effects were mainly due to scavenger activity in spring. Motorway effects were probably due to environmental factors and to traffic intensity. The species-specific factors affecting carcass surveys were the body mass and the taxonomic identity (passeriformes

vs. the other birds). Passerines have smaller sizes and body masses, thus lower persistence rate compared to other taxa. The carcass persistence rate was affected by the age of the carcass, in interaction with taxa groups, old carcasses persisting longer than fresh carcasses. Using experimental carcasses in known numbers as baits, we obtained similar results. Taking into account the persistence and probability rates allowed us to adjust naïve carcass numbers (increasing the numbers by about 10 to 30%). Taking into account the enter probability allowed us to obtain specific daily mortality rate and estimations of numbers of mainly killed species on french motorways network (totalising 11 100 km) each year (i.e. 24 910 barn owls and 28 929 European robins killed by traffic each each year on motorways in France).

The only biological trait associated to Passeriformes mortality was the flight distance fear: the farther from a danger a bird flights, the smaller will be the probability of this bird to be killed by traffic.

Blackbird *Turdus merula*, European Robin *Erithacus rubecula*, Song Trush *Turdus philomelos* and House Sparrow *Passer domesticus* were the Passeriformes the most impacted by traffic on the studied motorways. Concerning environmental factors, the Passeriformes tended to be less killed on sunken roads, and where verges were mainly herbaceous, and more killed on verges with trees and nearby quarry and building site landcovers. Barn Owl *Tyto alba* and Tawny Owl *Strix aluco* were the Strigiforms most impacted by traffic. They were more killed on mixed verges (herbaceous, shrubs, trees and artificial ground surfaces in same proportions), while sunken profile diminished this mixed verge effect.

For both taxa, suppressing all trees in verges close to motorway sections with high bird mortality should be considered as an efficient mitigation measure. For new motorways planning, sections where birds are in high densities should be sunken. When this is not possible (for new projects or environmental requalifications of existing motorways), 3 m high acoustic earth berms should be as efficient as sunken road profile to prevent bird traffic mortality.

Key-words: birds, mortality, motorways, biases, carcass, surveys, environmental factors, biological factors

AVANT-PROPOS

L'érosion de la biodiversité dans le monde actuel est pour une part non négligeable causée par la dégradation des milieux écologiques par les infrastructures linéaires de transport et en particulier les routes et autoroutes, autant par leurs impacts directs qu'indirects (Thompson et al. 1998, Spellerberg 1998, Byron et al. 2000, Underhill et Angold 2000, Seiler 2001, Luell et al. 2003, Coffin 2007). Ces impacts se sont particulièrement accrus après la seconde guerre mondiale avec la construction intensive et la densification du réseau routier et autoroutier (Trombulak et Frissell 2000, Geneletti 2003, Luell et al. 2003).

Le contexte réglementaire européen et national sur les projets autoroutiers et les requalifications environnementales d'autoroutes existantes ainsi que les exigences croissantes des autorités gouvernementales poussent à des évaluations plus fines des impacts des infrastructures autoroutières sur le milieu naturel (Geneletti 2003). La relative faiblesse dans les connaissances fondamentales sur l'impact des autoroutes sur les oiseaux (Erickson et al. 2005) est ainsi un handicap pour une évaluation correcte des impacts par les bureaux d'étude naturalistes. Une meilleure connaissance et une évaluation adaptée de ces impacts sont donc nécessaires pour mieux réduire ces derniers par des mesures adaptées.

L'objectif de cette thèse se décline dans les cinq chapitres suivants :

- **Partie I : Problématiques générales :**

Dans ce chapitre sont explicitées les problématiques générales décrivant les impacts principaux puis de façon plus précise les facteurs impliqués dans la mortalité des oiseaux par collision avec le trafic autoroutier à partir de la bibliographie avec un descriptif des données déjà disponibles.

- **Partie II : Le recensement des cadavres :**

Ce chapitre explicite les biais des comptages de cadavres sur une autoroute et a pour objet de les mesurer afin de préciser comment influent les facteurs écologiques du milieu environnant ou biologiques des espèces sur les résultats des comptages. L'objectif est ici de fiabiliser les recensements des cadavres.

- **Partie III : Le peuplement d'oiseaux en bordure d'autoroute**

Ici sont décrites les populations d'oiseaux en bordure de l'autoroute, tant dans leur effectif que dans leur écologie, éco-éthologie et comportement de vol. L'objectif est de déterminer les facteurs biologiques spécifiques et leurs combinaisons qui influent la probabilité des collisions pour chaque espèce ou groupe écologique.

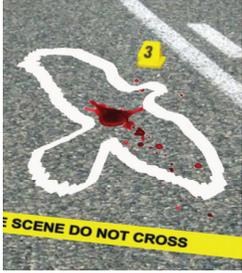
- **Partie IV : Les Facteurs Environnementaux pouvant Influencer la Mortalité des Passeriformes et des Strigiformes sur les Autoroutes**

Dans ce chapitre sont analysés les facteurs environnementaux autoroutiers et leurs combinaisons qui influent la probabilité de collision des oiseaux avec le trafic autoroutier.

- **Partie V : Mesures d'Atténuation des Impacts du Trafic sur l'Avifaune et Conclusion Générale**

Nous décrivons ici les combinaisons de différents facteurs biotiques et abiotiques influençant les collisions des oiseaux avec le trafic et proposerons des pistes de mesures permettant la réduction de ces collisions. Une conclusion générale et des perspectives seront enfin déclinées.

L'objet final de cette étude est d'aider les maîtres d'ouvrages et les bureaux d'études à engager des évaluations moins biaisées des impacts du trafic sur la survie des oiseaux vivant à proximité des infrastructures de type autoroutier, et ce afin de mieux les réduire.



PARTIE I : PROBLEMATIQUES GENERALES

Chap. 1 : Les facteurs environnementaux et biologiques impliqués dans la mortalité des oiseaux due au trafic autoroutier

1. Les impacts des infrastructures autoroutières sur les oiseaux

Les impacts des infrastructures de transport routières et autoroutières sur la faune en général et les oiseaux en particulier sont nombreux et variés.

1.1. Les impacts chimiques

Les impacts chimiques des routes et des autoroutes sur le milieu naturel sont multiples. Le re-largage de substances toxiques dans l'air, l'eau et le sol à proximité des infrastructures de transport affecte directement la survie et le succès reproducteur des espèces végétales et animales concernées (van der Zande et al. 1980, Seiler 2001, Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003). Les polluants chimiques et métalliques sont connus depuis longtemps pour avoir des impacts directs sur la santé et sur le succès reproducteur des oiseaux (Gilbertson et al. 1976, Scheuhammer 1987). Ces polluants atteignant particulièrement les œufs et les jeunes, que ce soit en zone rurale (Gilbertson *et al.* 1976, Fry 1998) principalement pour les produits phytosanitaires, et dans les aires urbaines (Swaileh et Sansur 2006) et les zones industrielles pour les polluants métalliques et chimiques (Eeva et Lehtikoinen 1995, Eeva et al. 1997).

1.2. Les impacts physiques

1.2.1. La pollution lumineuse

Des études anciennes ont montré le rôle de la lumière dans la migration des oiseaux (Rowan 1932), dans le rythme circadien et la régulation des comportements (Marshall et Serventy 1958). Les lumières, notamment celle des phares côtiers, perturbent les vols nocturnes d'oiseaux de mer et impactent leur survie (Squires et Hanson 1918). La notion

de « pollution lumineuse » est une acception récente. La revue de Longcore et Rich (2004) a souligné l'impact des sources lumineuses d'origines humaines, lumières de la côte et des zones urbaines, sur beaucoup d'espèces d'oiseaux comme les Pétrels (Ogden 1996, Le Corre et al. 2002), sur la Barge à queue noire *Limosa limosa* (Molenaar et al. 2000), mais aussi sur des mammifères tels que la Souris des plages de Santa Rosa *Peromyscus polionotus leucocephalus* (Bird et al. 2004), ou encore sur des reptiles tels que les Tortues imbriquées *Eretmochelys imbricata* quand les femelles arrivent pour pondre sur les plages éclairées (Harewood et Horrocks 2008). De récentes études ont montré que la lumière rouge (Wiltschko et al. 1993) ou la lumière polarisée (Helbig 1990, Sandberg et al. 1998, Muheim et al. 2006, Horvat et al. 2009) jouaient un rôle particulier dans l'orientation des oiseaux ; leur migration est ainsi souvent perturbée par les reflets des projecteurs de bateaux de pêche sur la surface de la mer la nuit, ou les surfaces vitrées des grands buildings dans lesquelles elles viennent se percuter (Horvat et al. 2009).

Les routes sont une des sources de perturbation lumineuse pour les oiseaux. Les lumières des véhicules et des éclairages fixes des autoroutes aveuglent et désorientent les oiseaux la nuit, notamment durant les migrations. Aveuglés, les oiseaux ont alors une forte probabilité d'entrer en collision avec les installations fixes ou le trafic (Poot et al. 2008, Kociolek et al. 2011).

1.2.2. Le bruit

Le bruit lié au trafic génère également un impact important sur les espèces animales (Kaselloo 2006) et en particulier aviaires. Dans une étude préliminaire de Veen (1973), confirmée par la suite par Van der Zande et ses collaborateurs (1980) puis par Reijnen et Foppen (1991), est décrit que la distance jusqu'à laquelle la densité d'oiseaux limicoles est altérée atteint 500-600 m des routes peu fréquentées allant même jusqu'à 1600-1800 m des autoroutes les plus circulées. Cette chute de densité fut observée pour d'autres espèces de plaine comme la Perdrix grise *Perdix perdix* par Illner (1992, Reijnen et al. 1995a, 1996), ou forestières par Reijnen et Foppen. (1994, 1995). Le trafic est ainsi le premier facteur causal de cette chute de densité pour les oiseaux limicoles (van der Zande et al. 1980, Reijnen et al. 1996). Le bruit, tout comme les stimuli visuels, semble peu affecter certains oiseaux reproducteurs forestiers (Reijnen et Foppen 1995, Reijnen et al. 1995b, Quinn et al. 2006), mais affecter la reproduction de certains autres oiseaux comme

la Paruline couronnée *Seiurus aurocapilla* en interférant sur le chant des mâles (Habib et al. 2007). Les oiseaux inféodés aux plaines agricoles quant à eux semblent autant sinon plus impactés par le bruit que par les stimuli visuels (Reijnen et al. 1996). Des études récentes réalisées aux Etats-Unis (Forman et al. 2002), en Allemagne en Bavière (Rheindt 2003), ou près de Salamanque en Espagne semblent aller dans ce sens (Peris et Pescador 2004). Elles soulignent le fait que certaines espèces sont affectées par le bruit comme le Traquet motteux *Oenanthe oenanthe*, l'Alouette lulu *Lullula arborea* et le Pouillot véloce ibérique *Phylloscopus collybita brehmii* (Peris et Pescador 2004). Le bruit impacterait plus certaines espèces que d'autres dans une même guildes et pas une guildes dans son ensemble comme cela a été affirmé par Stone (2000) en Amérique du Nord. Certaines espèces en effet, à la différence d'autres, ne montrent pas de différence quant à leurs effectifs sur les différentes routes échantillonnées, voire même sont plus abondantes sur les routes circulées (Helldin et Seiler 2003) comme pour les moineaux domestique *Passer domesticus* ou soulcie *Petronia petronia*, voire certaines mésanges *Parus sp.*, le Verdier d'Europe *Carduelis chloris*, le Chardonneret élégant *Carduelis carduelis* et la Linotte mélodieuse *Carduelis cannabina* (Peris et Pescador 2004, Brotons et Herrando 2001).

Les Fringillidae et les Emberizidae supporteraient mieux le bruit du trafic routier que des oiseaux de taille moyenne tels que la Caille des blés *Coturnix coturnix japonica* ou la Perruche ondulée *Melospittacus undulatus* (Ryals et al. 1999) du fait de la morphologie de leur oreille moyenne (Peris et Pescador 2004). Mais la nuisance acoustique, dans le cas des espèces de plaines où se pratique une agriculture intensive, est un impact parmi d'autres dont une majorité est d'origine agricole (tels que l'homogénéisation excessive du paysage, les produits phytosanitaires...), et c'est l'effet cumulatif de l'ensemble de tous ces impacts d'origine agricoles et d'autres origines qui est alors ici impactant (Beintema 1986).

1.2.3. La fragmentation

Un autre impact important lié aux routes et aux autoroutes est celui de la fragmentation d'un paysage initialement peu fragmenté. Cette fragmentation agit ainsi directement sur la richesse spécifique des guildes. MacArthur et Wilson ont démontré dès 1967 que le nombre d'espèces d'oiseaux diminue avec la taille des îles. De la même manière, il a été ultérieurement démontré que la richesse de l'avifaune augmente avec la taille des taches de forêt (Blake et Karr 1987, Robbins et al. 1989). C'est ainsi que le nombre des espèces les

plus inféodées au cœur des forêts nord-américaines augmente avec la taille du massif forestier (Freemark et Collins 1992). C'est bien la structure et les variables des paysages qui déterminent la richesse spécifique (Bishop et Myers 2005). Les routes et autoroutes forment ainsi de véritables barrières infranchissables pour nombres d'espèces animales dont certaines espèces d'oiseaux forestiers, davantage que les grands cours d'eau pour les plus forestières d'entre elles, tout simplement du fait de l'ouverture brutale du milieu boisé (Saint-Clair 2003). Les barrières que constituent les routes et les autoroutes ont un impact important par l'isolement de certaines populations animales (Forman et Alexander 1998, Lodé 2000; Brotons et Herrando 2001, Palomino et Carrascal 2007a, Rytwinski et Fahrig 2007, Frair et al. 2008).

Certaines espèces sont donc plus sensibles aux impacts routiers et autoroutiers que d'autres, et ce en fonction du type d'habitat auquel elles sont inféodées (Palomino et Carrascal 2007a). Certaines espèces de montagne comme l'Aigle de Bonelli *Hieraetus fasciatus* choisissent ainsi pour leur établissement les zones les plus éloignées possibles des routes (Balbontin 2005). D'autres espèces ne sont pas franchement repoussées par les routes, voire même peuvent être attirées par elles comme le Milan noir *Milvus migrans*, la Buse variable *Buteo buteo* (Palomino et Carrascal 2007b) ou encore le Moineau domestique *Passer domesticus* (Peris et Pescador 2004). Mais généralement, les routes induisent, par effet d'évitement, une densité plus faible des oiseaux tout comme les mammifères comme démontré récemment dans la méta-analyse de Benitez-Lopez et de ses collaborateurs (2010).

La fragmentation croissante d'un territoire engendre une augmentation proportionnelle du nombre d'écotones ou « lisières ». Les lisières d'habitats sont depuis longtemps connues pour avoir un effet positif sur l'abondance et la diversité en espèces animales (Johnston et Odum 1956, Small et Hunter 1988, Hunter 1990). Mais une étude américaine des chemins forestiers non revêtus, peu impactants du point de vue du trafic, a montré qu'ils peuvent favoriser certaines espèces de lisière et défavoriser d'autres strictement forestières, changeant l'utilisation des habitats par les oiseaux sans pour autant forcément augmenter la biodiversité ni augmenter le taux de prédation au nid (Ortega et Capen 2002).

La prédation peut être plus sévère sur les lisières qu'au cœur d'un milieu écologique homogène pour les oiseaux : c'est un des points négatifs de « l'effet lisière » (Wilcove et al. 1986 Rodriguez et al. 2001). Les nids en lisière auraient ainsi plus de probabilité d'être prédatés du fait de la plus grande densité de proies (Gates et Gysel 1978). En effet, les lisières facilitent le passage de prédateurs (Bider 1968). Ainsi, les bermes autoroutières par exemple attirent plus de rongeurs que les zones d'agriculture intensive; ils les utilisent comme corridors et habitats favorables (Vermeulen et Opdam 1995, de Redon et al. 2010). Pourtant, la densité de rapaces sur ces bermes serait cependant plus liée à la densité de perchoirs, surtout quand la densité de ceux-ci est faible dans les champs cultivés alentour (Meunier et al. 2000). La route et la fragmentation que la route engendre impactent également le succès reproducteur, comme démontré sur les oiseaux forestiers aux Etats Unis, surtout à cause du parasitisme et de la prédation au nid (Robinson et al. 1995, Marini et al. 1995, Luck 2003). Cette dernière hypothèse a été ainsi confirmée sur les Anatidae dans des paysages de prairies fragmentés au Canada (Pasitschniak-Arts et al. 1998), ou sur les nicheurs en cavité dans des forêts fragmentées en Chine (Deng et Gao 2005). Ces auteurs précisent que si les nichées sont plus détruites par les prédateurs dans les écotones, ce ne sont pas forcément ceux les plus près de la lisière qui sont les plus touchés, mais cela doit dépendre du niveau de fragmentation. L'impact sur le succès reproducteur dépend toutefois des espèces, la Paruline couronnée *Seiurus aurocapillus* par exemple ne semblant pas être affectée par une route entretenue en forêt quelle que soit la distance considérée (King et de Graaf 2002.). Dans la littérature est souvent soulignée l'existence d'un seuil de distance à la lisière pour que l'effet lisière, et notamment la prédation, diminue (Pasitschniak-Arts et al. 1998). Mais le succès reproducteur peut être aussi, en plus des facteurs précédemment décrits, conditionné par la disponibilité en ressources trophiques (Burke et Nol 1998, Luck 2003). Ce facteur devient en effet plus important par rapport à la fragmentation dans les zones présentant une grande variabilité spatiale et / ou temporelle dans la disponibilité de ces ressources. Autrement dit, même si le succès reproducteur dépend principalement du taux de fragmentation, il est tout de même important de mesurer la disponibilité en nourriture du milieu étudié. Mais une autre ressource est constituée par la disponibilité de sites de nidification sûrs, comme des arbres suffisamment hauts afin que leurs nids soient hors de portée des prédateurs dans les zones prairiales (Shochat et al. 2005).

Les lisières d'habitat sont donc attractives pour les prédateurs et autres espèces opportunistes. Les routes amènent généralement plus d'espèces ubiquistes et diminuent le nombre d'espèces plus spécialisées dans les zones traversées du fait des lisières qu'elles créent (Ferris 1979) et en particulier dans les zones forestières (Ortega et Capen 2002). Mais la lisière générée par l'autoroute a également un effet sélectif sur les oiseaux; elle attire certaines espèces comme les corvidés (Palomino et Carrascal 2007a) ou le Milan noir *Milvus migrans* (Meunier et al. 2000), mais elle en repousse d'autres comme la Linotte mélodieuse *Carduelis cannabina*, la Caille des blés *Coturnix coturnix* (Palomino et Carrascal 2007a) ou encore le Pouillot fitis *Phylloscopus trochilus* (Reijnen et Foppen 1994). L'attraction serait d'autant plus puissante pour les espèces exploitant les routes et leurs abords que des territoires sont plus vite disponibles du fait de la plus forte mortalité comme cela a été montré chez le Geai à gorge blanche *Aphelocoma coerulescens* (Mumme et al. 2000).

1.2.4. L'isolement des populations

Dans certains cas, l'effet répulsif des autoroutes génère un isolement de sous-populations animales vis-à-vis du reste de la population (Forman et Alexander 1998, Lodé 2000). Ceci a par exemple été démontré chez des amphibiens (Vos 1997, Rytwinski et Fahrig 2007). L'isolement des populations est ainsi une conséquence ultime de la fragmentation.

2. La mortalité des oiseaux liée au trafic autoroutier et objectifs de la thèse

Outre les impacts indirects sur les populations d'oiseaux décrits ci-dessus, les routes et autoroutes ont également un impact direct sur la survie des oiseaux. Si les impacts des facteurs décrits précédemment affectent certaines espèces dans leur habitat et leur succès reproducteur, il pourrait être un facteur au moins aussi important qui impacte plus directement la survie de beaucoup d'espèces d'oiseaux : la collision avec le trafic autoroutier. Les effectifs d'oiseaux tués ou blessés chaque année sur les routes et autoroutes se chiffrent en millions d'individus, adultes ou immatures, pour des pays développés tels que l'Allemagne, l'Angleterre ou les Etats-Unis (Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Erickson et al. 2005, Kociolek et al. 2011). C'est ce dernier point que nous allons

développer dans les chapitres suivants. Cette mortalité directe est mesurée, le plus souvent par des comptages de cadavres. Mais ces comptages sont-ils fiables ? La mortalité directe due au trafic autoroutier est-elle influencée par des facteurs biologiques spécifiques aux oiseaux ? Y aurait-il également des facteurs environnementaux influençant cette mortalité aviaire ? L'objectif principal de cette thèse est de fiabiliser les comptages de cadavres sur les bords des autoroutes, pour mieux analyser ensuite les facteurs biologiques et les facteurs environnementaux influençant la mortalité aviaire sur les autoroutes. L'objectif ultime sera enfin de déterminer des mesures d'atténuation de cette mortalité aviaire due au trafic autoroutier à partir des résultats de ces analyses.

2.1. Problèmes liés à l'échantillonnage des cadavres

L'évaluation de la mortalité des oiseaux sur les routes et autoroutes repose principalement sur une collecte correcte des cadavres le long des infrastructures linéaires de transport. Comme dans toute mesure, des biais existent dans les comptages. Les biais les plus évidents concernent la diminution de la détectabilité, comme par temps pluvieux et par lumière rasante le soir ou le matin si l'itinéraire est sur un axe est-ouest (Meunier et al. 2000).

Deux autres biais sont la détectabilité des cadavres, ainsi que la rapidité avec laquelle le cadavre va disparaître, autrement dit sa persistance. La détectabilité d'une carcasse est la probabilité qu'une carcasse présente sur l'infrastructure soit détectée par un observateur. Elle peut être affectée par plusieurs facteurs tels que l'efficacité et l'expérience de l'observateur, la taille, l'âge et la couleur du cadavre (Slater 2002). La persistance des cadavres est la probabilité qu'un cadavre soit encore présent au bout d'un certain laps de temps. Cette persistance des carcasses varie selon les espèces (Stewart 1971, Korhonen et Nurminen 1987, Antworth et al. 2005), notamment à cause du trafic qui peut en quelques dizaines de minutes les détruire et les faire disparaître (Stewart 1971) ; elle dépend aussi de l'abondance des charognards qui s'en nourrissent (Ponce et al. 2010).

Enfin, la détectabilité peut varier selon les méthodes de comptages employées (Erritzøe et al. 2003).

Un autre biais dans l'évaluation de la mortalité par le comptage de cadavres est le cas des animaux mortellement blessés qui vont mourir au-delà de la zone de prospection (Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003).

La disparition plus ou moins rapide des cadavres sur les routes et autoroutes dépend de leur position sur la chaussée. Le cadavre peut en effet selon les cas être plus ou moins rapidement broyé sous les roues des véhicules, le cadavre disparaissant d'autant plus vite qu'il aura une plus forte probabilité de passer sous les véhicules. Or une autoroute est composée de différentes voies plus ou moins circulées (Figure 1).

2.1.1. Les cadavres sur autoroutes : leur position sur la chaussée et leur persistance

Une autoroute est constituée de deux chaussées séparées par un Terre Plein Central (TPC). Elles sont constituées chacune d'un minimum de deux voies de circulation (3,5 m de large en France) où passe l'essentiel du trafic automobile. Elle présente aussi une Bande d'Arrêt d'Urgence (BAU) de 2,5 à 3 m de large sur le côté extérieur de chaque chaussée, où circule un faible nombre de véhicules (Figure 1). Sur le terre-plein central ne peut circuler aucun véhicule, si ce n'est les engins d'entretien des dépendances les rares fois où il est assez large pour en accueillir (généralement en France un TPC est large de 2,5 à 3 m seulement, sauf exceptions comme l'A63/N10 entre Bordeaux et Biarritz où il peut atteindre 10-15 m). Aucun véhicule ne doit normalement circuler sur la BAU, sauf en cas de panne, notamment parce qu'elle doit rester dégagée pour faciliter le passage des véhicules de secours en particulier en cas de bouchon. Les oiseaux peuvent donc être tués sur ces différentes voies mais ils peuvent également être propulsés plus loin sur les côtés. C'est ainsi que les bermes (de 10 à 30 m de large), c'est-à-dire les bandes enherbées ou bas-côtés qui bordent la chaussée revêtue, reçoivent également des animaux blessés ou morts propulsés par le trafic. Les oiseaux blessés peuvent aussi se déplacer et quitter la chaussée pour atteindre la berme, y mourir et être cachés par la végétation (Erritzøe et al. 2003).

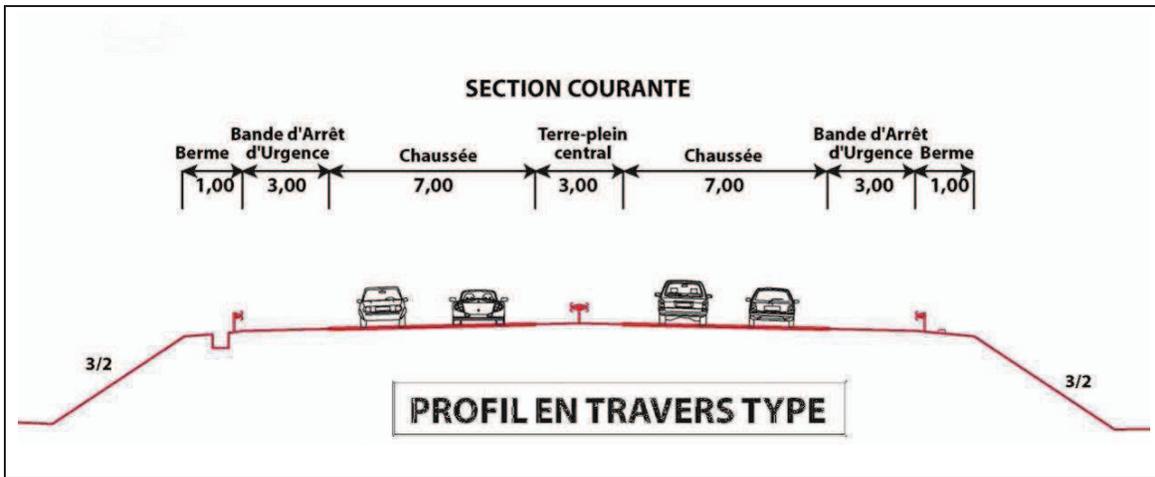


Figure 1 : Structuration et dimensionnement de la section courante sur un profil en travers type d'une autoroute à 2 x 2 voies en France

2.1.1.1. Position du cadavre sur l'infrastructure autoroutière

La durée de résidence du cadavre sur les autoroutes est également variable en fonction de sa position sur la chaussée. Les persistances les plus longues devraient être trouvées chez les cadavres situés sur la berme et le TPC, à un moindre degré sur la BAU et la plus faible persistance étant observée pour les cadavres situés sur les voies de circulation. Stewart (1971) a ainsi évalué que, sur les 50 moineaux déposés morts sur les voies d'une autoroute à fort trafic, seulement 5 étaient encore reconnaissables après 90 mn, et aucun au bout de 120 mn. Le même auteur a posé 20 cadavres de moineaux sur la bande enherbée; le dernier a été observé pour la dernière fois au bout de 16 jours. Certains auteurs ont vu disparaître certains cadavres de mammifères en 24 heures, tandis que d'autres étaient encore reconnaissables au bout de 3 mois (Seibert et Conover 1991).

Mais la persistance des cadavres dépend aussi de l'action des patrouilleurs autoroutiers. Généralement, ils repoussent les cadavres dans la berme ou hors de l'emprise autoroutière pour des raisons d'image de la société exploitante et de sécurité des usagers. Ce ramassage s'applique de façon plus ou moins assidue selon l'âge des autoroutes et surtout leur trafic. Les patrouilleurs ne ramassent et ne jettent toutefois au loin globalement que des espèces de grosses tailles, car les plus visibles, mais peu de cadavres d'oiseaux de la taille des passereaux (Lebrun et Chavaren - ASF, com. pers.). Ils opèrent donc une sélection sur les cadavres en fonction de leur taille.

Les cadavres restent plus longtemps sur le TPC, la BAU et la berme que sur les bandes circulées. Le TPC est toutefois très difficile à observer quand le recensement se fait sous circulation. La berme par ailleurs voit sa végétation croître fortement au printemps et en été, cachant d'autant mieux les cadavres qui y gisent. La BAU reçoit un petit trafic à proportion des bandes de circulation mais le cadavre y reste potentiellement longtemps visible, et c'est sur cette voie que les cadavres sont le plus constamment et le plus facilement observables (obs. pers.).

2.1.1.2. Persistance des cadavres en fonction de leur taille

Un autre biais à la mesure de mortalité sur autoroute par comptage de cadavres, qui affecte la persistance de ceux-ci, est relatif à la taille de ces derniers. Certains auteurs ont ainsi observé que les petits cadavres disparaissent au bout de 1,2 jour tandis que les gros cadavres disparaissent au bout de 2,1 jours (Korhonen et Nurminen 1987, Bruun-Schmidt 1994). Les gros cadavres sont donc visibles presque deux fois plus longtemps que les petits. Ponce et ses collaborateurs (2010) ont montré également que les petits cadavres disparaissent plus vite que les gros sous les lignes de transport d'énergie électrique.

2.1.2. Les différentes méthodes d'échantillonnage des cadavres sur routes et autoroutes et leurs biais

La principale méthode pour évaluer la mortalité des oiseaux due au trafic autoroutier est le recensement des cadavres gisant sur la section autoroutière étudiée. Cependant, comme tout échantillonnage, un des premiers biais provient de l'efficacité et de l'expérience de l'expérimentateur et de son effort de collecte.

Il est également fonction de la méthode d'échantillonnage employée. Les méthodologies de recensement de cadavres conventionnellement utilisées sont les suivantes (Hodson et Snow 1965, Homan et al. 2001, Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Hell et al. 2005) :

- en voiture ou en fourgon (sur la BAU sur autoroute)
- en véhicule deux roues motorisé
- en bicyclette
- à pied (avec une variante avec un chien)

Dans la plupart des d'études, les observateurs échantillonnèrent les cadavres embarqués en voiture (Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003). Cette méthode, si elle est intéressante pour couvrir de grande distance, est marquée par son imprécision en comparaison aux autres méthodes. Ainsi lors d'une étude en Angleterre (Hodson et Snow 1965) 5269 cadavres ont été recensés le long de routes par 76 ornithologues et selon différentes méthodes de recensement. Leur efficacité moyenne est la suivante :

- 12 observateurs à pied : 30,33 oiseaux morts par km
- 35 observateurs en vélo : 23,90 oiseaux morts par km
- 4 observateurs en vélomoteurs : 22,68 oiseaux morts par km
- 18 observateurs en voiture : 10,92 oiseaux morts par km

Haas (1964) a trouvé en voiture seulement 26% des cadavres trouvés en vélo au bord de route, ce qui a été confirmé par Pons (2000). Les comptages en voiture ne permettraient donc a priori que de trouver un tiers des cadavres relevés à pied, voire moins si l'expérimentateur à pied est accompagné d'un chien. En effet, l'usage d'un chien permet de doubler l'efficacité du recensement des cadavres (Homan et al. 2001). Korhonen et Nurminen (1987) ont démontré que le recensement en voiture a pour biais de sous-estimer les petits cadavres, les résultats donnant un nombre disproportionné de gros cadavres.

Mais quelle que soit la méthode de comptage de cadavres employée, l'expérience des observateurs est aussi un facteur important dont il faut tenir compte pour avoir un résultat fiable, il vaut mieux ainsi que le personnel soit entraîné (Byrd et al. 2009, Ponce et al. 2010).

2.1.3. Les sources de données de mortalité autoroutière

Des données en France existent sur les effectifs des collisions sur autoroutes. Ces données sont principalement collectées lors des bilans environnementaux à l'ouverture de l'autoroute aux automobilistes à la fin du chantier de construction et 5 ans après cette ouverture, bilans prévus par l'article 14 de la Loi n°82-1153 du 30 décembre 1982 d'Orientation des Transports Intérieurs (LOTI). Ces bilans sont réglementaires et systématiquement opérés depuis 1982 en France et comprennent notamment des relevés de collisions d'animaux avec le trafic. Nous avons constaté cependant que ces données

étaient très disparates et lacunaires. Les comptages de cadavres sont en effet soit réalisés par des bureaux d'études spécialisés le plus souvent lors d'un ou deux passages seulement, sur une section autoroutière ou sur des échantillons de sections choisis au hasard ou pour leur plus grande richesse avifaunistique, à pied ou en voiture, soit ces relevés sont réalisés par les agents du service d'exploitation de l'autoroute, en fourgon. Ces agents sont plus ou moins motivés et formés pour des opérations de relevés au coup par coup sur une section. L'efficacité de ces comptages varie en fonction de l'attention et de la disponibilité des agents car ils s'ajoutent à leurs missions usuelles (P. Lebrun et P. Chavaren - ASF com. pers.). Les comptages de cadavres peuvent être plus précis s'il est prévu un stockage au congélateur des animaux relevés pour identification ultérieure par des spécialistes. Mais les études existantes, de par leur disparité, sont difficilement comparables entre elles et donc exploitables, en particulier pour des espèces de petite taille. Des observatoires ponctuels tel que celui mené par la société APRR sur l'A39 entre Dôle et Bourg-en-Bresse ont permis d'obtenir des résultats plus approfondis sur plusieurs années (Joveniaux 2005).

Un des objectifs de cette thèse est ainsi de bâtir une méthodologie simple, fiable et répétable qui pourrait être utilisée comme méthode normalisée de comptage des cadavres au niveau national, tout en conservant la possibilité d'études complémentaires ciblées.

2.2. Les facteurs biologiques et éco-éthologiques en lien avec la mortalité des espèces d'oiseaux due au trafic autoroutier

Le nombre de collisions liées au trafic serait en seconde hypothèse influencé par des facteurs biologiques et éco-éthologiques. Un premier facteur biologique est externe : les espèces nécrophages qui biaisent les comptages. Les facteurs suivants sont des traits de vie intrinsèques aux espèces d'oiseaux percutées, ou des caractéristiques de leurs populations et peuplements (densités, richesse).

2.2.1. Les nécrophages en bordure d'autoroute

Les espèces nécrophages peuvent être nocturnes ou diurnes. Les nécrophages nocturnes sont principalement des mammifères (Wilson et Mittermeier 2009). Ils détectent les cadavres par leur odorat (Kostecke et al. 2001, Prosser et al. 2008, Ponce et al. 2010). Ils

sont très actifs et participent dans certaines régions à plus de 60% dans la disparition des cadavres (Smallwood et al. 2008). En Europe, ces espèces sont principalement des renards roux *Vulpes vulpes*, des chiens *Canis familiaris*, des surmulots *Rattus norvegicus* et parfois des chats *Felis catus*, des martres des pins *Martes martes* ou des fouines *Martes foina*, des putois *Mustela putorius*, des belettes *Mustela nivalis* ou encore des blaireaux *Meles meles* (Howes 1977, Slater 2002, Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Prosser et al. 2008, Wilson et al. 2009, Ponce et al. 2010).

Les nécrophages diurnes sont principalement des oiseaux qui sont surtout représentés par des corneilles noires *Corvus corone corone*, des pies bavardes *Pica pica*, des buses variables *Buteo buteo*, des milans noirs *Milvus migrans* ou royaux *M. milvus*, plus localement des cigognes blanches *Ciconia ciconia* et des Laridae près des zones humides et côtières en Europe (Hodson 1960, Howes 1977, Mason et MacDonald 1995, Slater 2002, Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Prosser et al. 2008, Ponce et al. 2010).

2.2.2. La mortalité sur autoroute en fonction des espèces

De précédentes études décrivent que des dizaines de millions d'oiseaux sont tués par le trafic routier dans les pays développés tels que l'Allemagne, l'Angleterre ou les Etats-Unis (Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Erickson et al. 2005, Kociolek et al. 2011). Dans ce dernier cas, cette mortalité non naturelle peut conduire au déclin de certaines espèces. L'exemple le plus évident est celui de l'Effraie des clochers *Tyto alba* – dont les populations française (SETRA 2006), espagnole et européenne sont en sérieux déclin (Shawyer 1994, Fajardo 2001) – qui est connu pour être fréquemment percutée (Massemin et al. 1998). Ce déclin est clairement attribué à une mortalité non naturelle, pas seulement routière toutefois mais aussi due aux changements de pratiques agricoles (Fajardo 2001). L'Effraie des clochers est aussi particulièrement percutée en Suisse (Bourquin 1983), au Royaume-Uni (Ramsden 2003) ainsi qu'en Espagne. Il en est de même des engoulevents *Caprimulgus sp.* (Oscar 1999).

Nous avons effectué une requête des reprises d'oiseaux morts bagués en France à partir du fichier de capture-recapture géré par le Centre de Recherche par le Bagueage des Populations d'Oiseaux (CRBPO) du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN). Ces données montrent que l'espèce baguée la plus percutée est l'Effraie des clochers avec 611

oiseaux morts de collision sur 2 292 oiseaux bagués depuis 1953 (analyse réalisée en septembre 2005), avec parmi eux 138 espèces concernées (Tableau 1).

Tableau 1 : Effectif des espèces d'oiseaux bagués qui ont été contrôlés morts tués près de routes ou d'autoroutes (Données C.R.B.P.O. 2005 consolidées depuis 1990 ; Jiguet com. pers.).

Effectif trouvé mort	Nom vernaculaire	Genre espèce
611	Effraie des clochers	<i>Tyto alba</i>
264	Merle noir	<i>Turdus merula</i>
146	Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>
119	Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>
98	Buse variable	<i>Buteo buteo</i>
87	Chouette hulotte	<i>Strix aluco</i>
63	Mouette rieuse	<i>Larus ridibundus</i>
62	Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>
57	Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>
57	Grive musicienne	<i>Turdus philomelos</i>
44	Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>
30	Cigogne blanche	<i>Ciconia ciconia</i>
26	Hibou moyen-duc	<i>Asio otus</i>
26	Bruant des roseaux	<i>Emberiza schoeniclus</i>
24	Rousserolle effarvatte	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
23	Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>
22	Verdier d'Europe	<i>Carduelis chloris</i>
20	Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i>

Le Merle noir *T. merula* et le Rougegorge familier *E. rubecula* sont également fortement tués par le trafic, seul le Moineau domestique *P. domesticus* semble moins percuté que décrit dans la littérature. Ces données du fichier de baguage sont toutefois à prendre avec précaution et devraient être pondérées avec l'effort de baguage sur chaque espèce concernée et avec la taille estimée de leur population. Il faudrait tenir compte aussi de la détectabilité qui varie en fonction des espèces.

Les données d'oiseaux morts bagués semblent sous-estimer, parmi les effectifs des passereaux tués par le trafic autoroutier, celui du Moineau domestique *P. domesticus* et le

Merle noir *Turdus merula*, qui sont les deux espèces de Passeriformes qui paient le plus lourd tribut en Europe (Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003) et, dans le cas du Merle noir, en France (Boileau 2011, Girard 2011, 2012). Dans ces bilans globaux, il faut tenir compte de la plus faible probabilité de retrouver sur les bords de route les passereaux percutés du fait de leur petite taille. Cependant cette analyse préliminaire offre déjà une information sur l'impact des collisions sur la survie : cet impact diffère selon les espèces. Les moineaux domestique *P. domesticus* et soulcie *Petronia petronia*, voire certaines mésanges *Parus sp.*, le Verdier d'Europe *Carduelis chloris*, le Chardonneret élégant *Carduelis carduelis*, la Linotte mélodieuse *Carduelis cannabina* et le Merle noir *T. merula* sont parmi les espèces les plus fréquemment percutées par les véhicules en Espagne (Peris et Pescador 2004, Brotons et Herrando 2001). En Slovaquie, une autre étude (Hell et al. 2005) a montré que 37 espèces d'oiseaux sont percutées, les moineaux domestique et friquet (*P. domesticus* et *P. montanus*) payant le plus lourd tribut, suivi par le faisan de Colchide *Phasianus colchicus* et l'Hirondelle rustique *Hirundo rustica*. Un auteur slovaque (Havlín 1986) démontre par ailleurs que l'Alouette des champs *Alauda arvensis* est la plus impactée dans son pays. Ces différences entre les zones géographiques sont certainement liées au milieu écologique dans laquelle les études ont été réalisées, la première ayant été faite dans le bassin du Danube, et l'autre en zone de plaine agricole.

Cette mortalité non naturelle a également pour conséquence de tuer préférentiellement les individus en bonne condition physique contrairement à la mortalité naturelle liée à la prédation où l'individu en mauvaise condition physique a une plus forte probabilité d'être tué que celui en bonne condition (Massemin et al. 1998, Bujoczek et al. 2011).

2.2.3. Les traits biologiques et éco-éthologiques des différents ordres et espèces d'oiseaux

Les capacités voilières et cognitives, la territorialité et le régime alimentaire sont autant de facteurs biologiques et éco-éthologiques qui vont influencer sur la capacité intrinsèque des individus d'une espèce à survivre dans un environnement perturbé et dangereux tel que celui des autoroutes. A cette capacité intrinsèque des individus d'une espèce à survivre correspond donc une mortalité intrinsèque des individus de cette espèce sur les autoroutes.

Les capacités voilières sont très liées à la forme des ailes. On peut distinguer quatre ou cinq principales formes d'ailes (Savile 1957, Johnson 1997) : (i) les ailes des passereaux, des gallinacés ou des pics sont courtes, larges et elliptiques ; elles offrent de bonnes capacités manœuvrières ; (ii) celles des hirondelles, des martinets, des faucons et des plongeurs sont longues, étroites, fines et non émarginées ; elles sont faites pour les grandes vitesses ; (iii) Les ailes des puffins, des albatros et des autres oiseaux marins sont longues, étroites et planes ; elles permettent de planer sur de longues distances en utilisant la vitesse du vent ; (iv) Les cigognes, les aigles et les vautours ont quant à eux des ailes hautes, larges et émarginées ; elles sont efficaces pour glisser et planer en virage ; (v) Les ailes des rapaces nocturnes peuvent être classées parmi ce dernier type d'ailes ; elles sont toutefois plus rondes, larges et émarginées, faites pour porter des lourdes charges et pour des vols lents (Johnson 1997).

Il existe un compromis entre la capacité à voler vite et loin, ce que permet une aile pointue (plus avantageuse pour les oiseaux migrateurs) et la capacité à être agile en vol avec une capacité à décoller rapidement pour échapper aux prédateurs (plus favorable à la survie des oiseaux sédentaires) ce que permet une aile large et arrondie (Swaddle et Lockwood 1998, Lockwood et al. 1998, Warrick 1998, Barbosa et Møller 1999, Balmford et al. 2000, Pérez-Tris et al. 2000, Pérez-Tris et Telleria 2001, Leisler et Winkler 2003, Fiedler 2005, Milá et al. 2008).

La capacité cognitive, la socialité, le régime alimentaire et la distance de fuite face à un danger d'une espèce sont également des paramètres importants à prendre en compte pour évaluer la probabilité pour une espèce aviaire d'être percutée (Bednekoff et Lima 1998, Lima 1998, Lima et al. 1999, Whittingham et al. 2004, Blumstein 2006, Beauchamp 2008, Tisdale et Fernández-Juricic 2009, Møller et al. 2010, 2011).

2.2.4. Les peuplements d'oiseaux en bordure d'autoroute

La densité de chaque espèce d'oiseau varie en fonction du paysage dans lequel se situe l'autoroute, éventuellement en contraste avec la typologie et la structure de végétation de la berme (Fortin et Arnold 1997, Meunier et al. 1999, 2000). On peut émettre l'hypothèse suivante que plus une espèce est abondante dans le paysage, plus elle a une forte probabilité d'être percutée par le trafic autoroutier. La densité spécifique des oiseaux dans le paysage est donc un élément indispensable à mesurer. Cette mortalité populationnelle

liée à la densité de la population d'une espèce est à distinguer de la mortalité intrinsèque à l'échelle des individus de cette même espèce, même si au final la densité et les facteurs biologiques intrinsèques à l'espèce ont un effet conjugué sur la mortalité routière des oiseaux.

On peut se faire une idée de la densité des peuplements d'oiseaux dans un secteur donné via les données du programme STOC (Suivi Temporel des Oiseaux Communs) du CRBPO. Ce programme se divise en deux volets complémentaires. Le premier volet est conçu pour évaluer les variations spatiales et temporelles de l'abondance des populations nicheuses d'oiseaux communs. Il est basé sur des points d'écoute (le STOC-EPS, Echantillonnages Ponctuels Simples). Le deuxième volet (STOC-Capture) a pour but d'étudier les variations de deux des plus importants paramètres démographiques (survie des adultes et succès de la reproduction). Il est basé sur la capture et la recapture de passereaux nicheurs à l'aide de filets japonais. Le programme STOC fut initié en 1989, puis relancé en 2000 pour le STOC-capture et en 2001 pour le STOC-EPS. Pour ce dernier, les sites suivis sont désormais sélectionnés en suivant un plan d'échantillonnage basé sur un tirage aléatoire. Ceci permet d'avoir une bonne représentativité des différents habitats, et donc d'obtenir des résultats généralisables aux populations nationales des espèces concernées (Jiguet et al. 2011).

Cependant, les sites d'échantillonnage STOC ne sont pas situés à proximité immédiate des axes autoroutiers. Il est donc indispensable de mesurer également la densité des oiseaux près de ces axes pour avoir une meilleure précision.

2.3. Les différents facteurs environnementaux impliqués dans la mortalité des oiseaux due au trafic autoroutier

Le taux de mortalité des oiseaux sur les autoroutes est fortement influencé par certains facteurs liés à l'autoroute elle-même et aux paysages qu'elle traverse.

2.3.1. Les principaux facteurs liés à l'autoroute

2.3.1.1. Le profil transversal de l'autoroute

Il existe quatre grands types de profils transversaux d'infrastructures routières : le profil transversal en déblai, en remblai, au niveau du terrain naturel et mixte (Figure 2). Les

collisions de l'avifaune avec le trafic autoroutier ont plutôt lieu sur les chaussées en remblai un peu plus que sur des routes au niveau du terrain naturel (Lodé 2000, Clevenger et al. 2003), en particulier pour les rapaces nocturnes (Massemin et Zorn 1998). Plus précisément, toutes espèces confondues, les collisions sont plus fréquentes sur les portions routières en rase campagne au niveau du terrain naturel et en léger remblai (Pons 2000). Ceci semble être confirmé par Bruun-Schmidt (1994) qui observa que les zones ayant le plus de cadavres d'oiseaux se situent au niveau du terrain naturel. Pour définir le profil de route le plus susceptible d'être mortel pour l'avifaune, il y a donc pour l'heure incertitude dans la littérature entre les portions autoroutières au niveau du terrain naturel et celles en remblai.

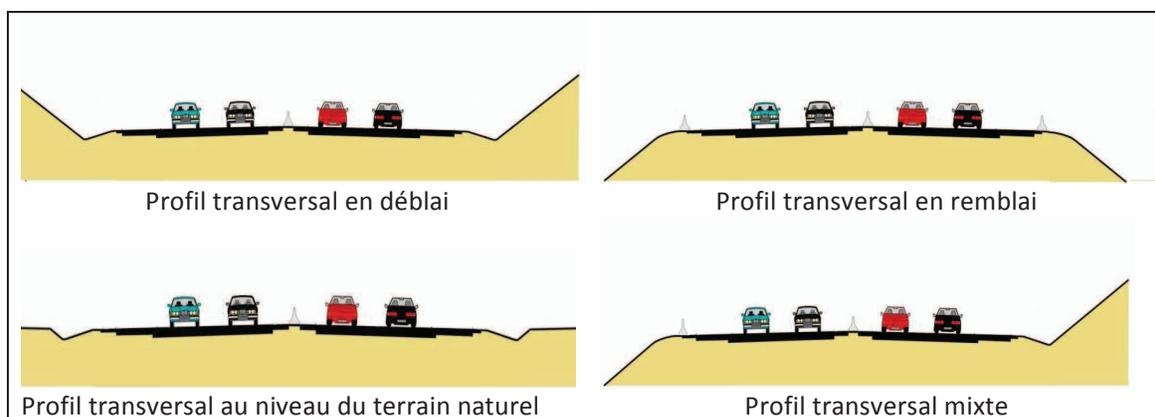


Figure 2 : Les grands types de profils transversaux de chaussées autoroutières

2.3.1.2. Le volume et la vitesse du trafic autoroutier

Le volume du trafic sur l'autoroute a une influence importante sur le nombre d'animaux tués (Hodson 1960, Korhonen et Nurminen 1987, Bruun-Schmidt 1994, Lodé 2000, Erritzøe 2002 et Erritzøe et al. 2003). Korhonen et Nurminen (1987) ont montré que le nombre de collisions d'animaux est maximal le lundi et plus faible le vendredi, comme le trafic. Bruun-Schmidt (1994) a montré qu'un tronçon de route urbaine long de 10 km avec 332 véhicules par jour (véh.j⁻¹) n'avait que 43 oiseaux tués, tandis que 10 km d'une autre route urbaine avec un trafic de 2823 véh.j⁻¹ totalise 96 oiseaux tués. Hansen (1969) a observé au Danemark 0,10 oiseaux tués.km⁻¹ sur les petites routes secondaires, 0,79 oiseaux tués.km⁻¹ sur les routes principales, et 3,16 oiseaux tués.km⁻¹ sur les autoroutes. Lodé (2000) a quant

à lui observé que la mortalité par collision des vertébrés s'accroissait de façon exponentielle avec le trafic.

La vitesse des véhicules influe également sur le nombre de collisions d'oiseaux avec le trafic routier et autoroutier, plus les véhicules roulent vite et plus le nombre d'oiseaux tués par le trafic croît (Göransson et al. 1978, Erritzøe et al. 2003).

2.3.1.3. La structure de végétation de la berme

La structure de végétation de la berme a une influence plus ou moins grande sur la composition spécifique de la communauté d'oiseaux, et ceci en interaction avec la typologie de l'occupation du sol à l'extérieur de l'emprise autoroutière. Ainsi une structure de végétation claire dans un habitat extérieur contrastant avec une végétation dense dans la berme proche va faire rendre cette dernière particulièrement attractive pour certaines espèces d'oiseaux (Meunier et al. 1999), augmentant d'autant les risques pour ceux-ci d'être tués par le trafic. Une autre étude a démontré que pour les rapaces, un déficit de perchoir à l'extérieur des emprises autoroutières peut rendre d'autant plus attractif les bermes arborées ou arbustives si elles offrent de nombreux perchoirs, d'autant plus que la berme peut être une zone de ressource trophique non négligeable (Meunier et al. 2000). Mais la structure de la végétation de la berme influe aussi directement sur le taux de mortalité et sur la répartition spatiale des chocs le long de l'infrastructure autoroutière. La densité de cadavres de passereaux, en particulier des moineaux domestiques *P. domesticus* et friquet *P. montanus*, ainsi que les hirondelles rustiques *H. rustica*, est ainsi significativement liée à la présence d'alignements d'arbres et de haies en bordure de route en zone rurale (Orlowski 2005, 2008 et Erritzøe et al. 2003). Pour les rapaces nocturnes, il semble au contraire que la mortalité due au trafic est plus faible en présence d'arbres ou d'arbustes de plus de 2m de haut (Hernandez 1988, Ramsden 2003, Orlowski 2008).

2.3.2. L'occupation du sol en bordure d'autoroute

Si la structure de végétation de la berme intervient fortement dans la distribution et la fréquence des collisions d'oiseaux, cette influence ne se fait pas de façon indépendante de la typologie de la structure du paysage traversé par l'autoroute (Hodson 1960, Forman et Alexander 1998, Meunier et al. 1999)). Les zones de type bocage présentent plus de mortalité qu'en zones forestières et encore plus en zones de plaine (Orlowski 2008). Les espèces de plaine semblent en effet globalement éviter les zones routières, du fait

notamment de leur plus grande sensibilité au bruit (Reijnen et al. 1995a, 1996), exceptée la Bergeronnette printanière *Motacilla flava* en Pologne (Orlowski 2008). La composition spécifique et surtout la densité des communautés d'oiseaux diffèrent en fonction de la typologie du paysage qu'elles occupent. La densité d'une espèce aviaire dans les zones à proximités des autoroutes influencerait donc positivement sur la fréquence des collisions de cette espèce (i.e. moins de cadavres dus au trafic autoroutier seront trouvés là où vit une sous-population en faible densité qu'à l'endroit où se trouve à plus forte densité une autre sous-population d'une même espèce).

3. Problématique de la thèse

La mortalité des oiseaux sur les autoroutes liée à la collision avec les véhicules est un paramètre probablement important affectant les populations aviaires. La problématique de cette thèse est la détermination des différents facteurs qui influencent la mortalité des oiseaux sur les autoroutes. La première question à laquelle nous voulons répondre est : existe-t-il des facteurs qui affectent l'évaluation de cette mortalité ? Les facteurs qui influent la mortalité aviaire sont-ils par ailleurs liés la biologie, à l'écologie ou aux comportements des espèces impactées ? Ou sont-ils également liés aux paysages traversés par l'autoroute, au profil transversal de cette dernière ou à la végétation qui croît sur ces bas-côtés ? Afin de poser le problème, nous émettons d'abord comme hypothèse de base que le fait qu'un oiseau se fasse tuer sur une autoroute est le résultat d'une cascade de probabilités.

3.1. La chaîne de probabilités pour recenser un cadavre d'oiseau sur l'autoroute

Le fait de recenser le cadavre d'un oiseau sur la chaussée d'une autoroute est le résultat d'une cascade de probabilités (Figure 3). L'espèce d'oiseau en question doit en prime abord être présente dans le secteur géographique étudié. Cette présence dépend du climat local, de la saison, des paysages dominants ainsi que de la densité régionale de l'espèce.

Ensuite, l'espèce doit pouvoir être présente sur la berme et le paysage bordant l'autoroute. La probabilité qu'elle soit présente au droit de la berme dépend de l'écologie et du comportement de l'espèce (recherche de nourriture, reproduction), de la structure de la végétation de la berme et de son contraste avec le paysage environnant, et de la saison (cf. Chapitre 4.1.). Elle dépend également de la sensibilité de l'espèce aux nuisances générées par l'infrastructure autoroutière. La probabilité de recenser un cadavre dépendra donc au niveau des bermes et du paysage adjacent de la densité des populations ou des sous-populations des espèces présentes sur site.

Conditionnellement à sa présence dans la berme, vient la probabilité qu'un individu de cette espèce soit percuté par le trafic autoroutier. Cette probabilité « dépend de l'intensité du trafic routier (voitures ou poids lourds). Elle est également liée à la structure de végétation de la berme et au profil transversal de la route (est-elle par exemple en remblai, en déblai, mixte ou au niveau du terrain naturel ?) (cf. Chapitre 4.1.). Les traits comportementaux, facteurs biologiques intrinsèques à une espèce, tels que le type de recherche de nourriture, le type de vol, ou le régime alimentaire de l'oiseau, influent également sur cette probabilité au niveau individuelle d'être percuté.

Une hypothèse probable serait que la densité d'une population qui influence la mortalité populationnelle liée au trafic est un facteur ayant un effet additif avec l'effet des facteurs biologiques sur la mortalité intrinsèque d'une espèce. Cette hypothèse d'additivité entre ces deux facteurs peut toutefois être plus ou moins à moduler de par le fait que le taux de densité chez certaines espèces d'oiseaux peut influencer à partir d'un certain taux leur comportement ainsi que d'autres facteurs biologiques de ces espèces (Goss-Custard 1977).

Après la probabilité d'être percuté succède la probabilité de persistance de l'animal sur l'infrastructure jusqu'à ce qu'il soit détecté. Le cadavre d'un animal disparaîtra plus ou moins rapidement en fonction de sa position sur l'infrastructure (il persistera moins longtemps sur la bande de circulation que sur la BAU, le TPC ou la berme) mais aussi en fonction de la saison qui influe sur l'activité des nécrophages et en fonction des précipitations.

Enfin, la probabilité de détection du cadavre dépend de sa taille, de sa position sur la chaussée (de la berme au terre-plein central), de la méthode de comptage, de la vigilance et de l'expérience de l'expérimentateur.

La météorologie influe de façon transversale toute cette chaîne de probabilités. Elle influence ainsi la date d'arrivée et de départ d'une espèce migratrice dans la zone d'étude. La météorologie intervient aussi au niveau de la probabilité pour l'animal de se faire écraser (probabilité d'entrée) car agissant sur l'intensité de son activité. Elle agit également sur la probabilité de persistance, les cadavres se dégradant plus vite sur un support humide et chaud que froid et sec. La météorologie intervient également sur la détectabilité du cadavre sur la chaussée pour les expérimentateurs ainsi que sur la vitesse des véhicules, ces derniers circulant moins vite par faible visibilité, cela diminue ainsi proportionnellement le risque de collision.

Les facteurs intra-spécifiques d'une espèce telle que l'aire de répartition interviennent sur la première probabilité en haut de la chaîne, tandis que l'écologie et l'étho-écologie de l'espèce influeraient les deux suivantes, le comportement de vol et les capacités voilières de l'oiseau intervenant plus spécifiquement à la troisième probabilité. La masse spécifique de l'oiseau intervient plutôt dans la quatrième probabilité, celle-ci ayant un lien avec sa détectabilité. Les facteurs écologiques de l'habitat « autoroute » et ses abords ont une action quant à eux plus particulièrement sur les deuxième et troisième probabilités.

Probabilité de présence des espèces sur la zone d'étude

Qualité des populations d'oiseaux sur la zone d'étude (densité)
Qualité, taille et hétérogénéité des paysages et habitats
Climatologie
Saison

Probabilité de présence et d'être en plus ou moins forte densité des espèces sur les autoroutes et leurs bernes

Ecologie et éco-éthologie des espèces
Contraste dans la qualité des habitats « bernes »/ habitats hors emprises
Sensibilité aux nuisances des autoroutes
Saison

Probabilités pour les espèces d'être tuées par le trafic autoroutier

Facteurs environnementaux :

- Densité du trafic (TMJA)
- Bernes (structure de végétation) et profil longitudinal de l'autoroute
- Météorologie

Facteurs biologiques :

- Probabilité populationnelle d'une espèce d'être tuée par le trafic : liée à la densité de l'espèce sur la zone
- +
- Probabilité intrinsèque d'une espèce d'être tuée par le trafic : liée à l'éco-éthologie, le comportement de vol, distance d'envol face à un danger, régime alimentaire et autres traits biologiques qui sont spécifiques

Probabilité de persistance des carcasses

Position de la carcasse sur l'infrastructure autoroutière (du TPC à la berme)
Saison (variations saisonnières de l'activité des charognards, des précipitations et des températures)

Probabilité de détection des carcasses

Taille de la carcasse (masse spécifique)
Position de la carcasse sur l'infrastructure autoroutière (du TPC à la berme)
Saison et météorologie (visibilité)
Vigilance et expérience de l'observateur

Figure 3 : Chaîne de probabilité pour le recensement du cadavre d'un oiseau

3.2. Les objectifs de la thèse

Partant de la chaîne de probabilités décrite ci-avant, cette thèse vise à élucider les facteurs causaux de la mortalité des oiseaux par collision avec le trafic autoroutier. Il s'agit de dégager les causes principales des collisions pour mieux en évaluer et mesurer l'impact sur la survie des populations d'oiseaux présentes sur une zone traversée par une autoroute, et par voie de conséquence mieux savoir réduire ces impacts. Ce but général se décline en plusieurs objectifs :

- 1) estimer le nombre des collisions de manière précise, ce qui suppose de mesurer les biais inhérents aux comptages de cadavres sur les autoroutes ; en déduire une méthodologie robuste et standardisée de comptage de cadavres sur ces infrastructures de transport ; cette méthodologie doit être suffisamment simple pour être utilisée par les bureaux d'études naturalistes pour des études d'impacts de projets autoroutiers.
- 2) évaluer les variations temporelles et spatiales du nombre de ces collisions et des espèces percutées et les expliquer,
- 3) évaluer l'influence d'un ou plusieurs traits biologiques des espèces sur leur mortalité due au trafic,
- 4) évaluer l'influence du contexte paysager, du profil transversal de la chaussée, de la structure de végétation des bermes et du trafic des autoroutes, et de déterminer si c'est un seul facteur ou une combinaison de plusieurs facteurs qui influencent positivement ou négativement cette mortalité.
- 5) proposer des mesures efficaces d'atténuation des impacts du trafic autoroutier au vu des résultats obtenus. Développer une méthodologie permettant d'estimer la mortalité potentielle d'une autoroute en projet d'après les zones d'occupation du sol de la région traversée et le profil transversal de l'ouvrage.

Chap. 2 : Aire d'étude et sections d'autoroutes étudiées

1. Aire d'étude

L'aire d'étude inclut quatre sections autoroutières, une section de l'A837 exclusivement en Charente-Maritime entre Saintes (PK36 ; Long. -0,665 Lat. 45,792) et Rochefort / Mer (PK2.5 ; Long. -0,975 Lat. 45,966), une section de l'A10 en Gironde au nord de Bordeaux au péage de Virsac (PK425 ; Long. -0,435 Lat. 45,023) jusqu'en Charente-Maritime à la sortie de Saint-Jean-d'Angély (A10) (PK413 ; Long. -0,551 Lat. 45,946), une autre en Dordogne près de Périgueux (A89) entre la sortie 13 Mussidan (au pied du viaduc, PK85,4, Long. 0,389 Lat. 45,020) et le péage de la sortie 17 Terrasson (PK156,7, Long.1,167 Lat. 45,151), et une dernière section sur l'A64 en Haute-Garonne côté ouest de Toulouse de la sortie de Muret (PK232,7, Long. 1,318 Lat. 43,474) jusqu'à la sortie de Martres-Tolosane (PK273, Long. 1,026 Lat. 43,209) (Tableau 2). Tous les secteurs d'étude sont situés dans la même zone bio-géographique afin d'éviter la multiplication des facteurs (Figure 4). Le climat est océanique avec une influence continentale un peu plus marquée pour Toulouse et Périgueux. Les cartes détaillées de chaque section autoroutière sont en Annexe A. et en Annexe B.

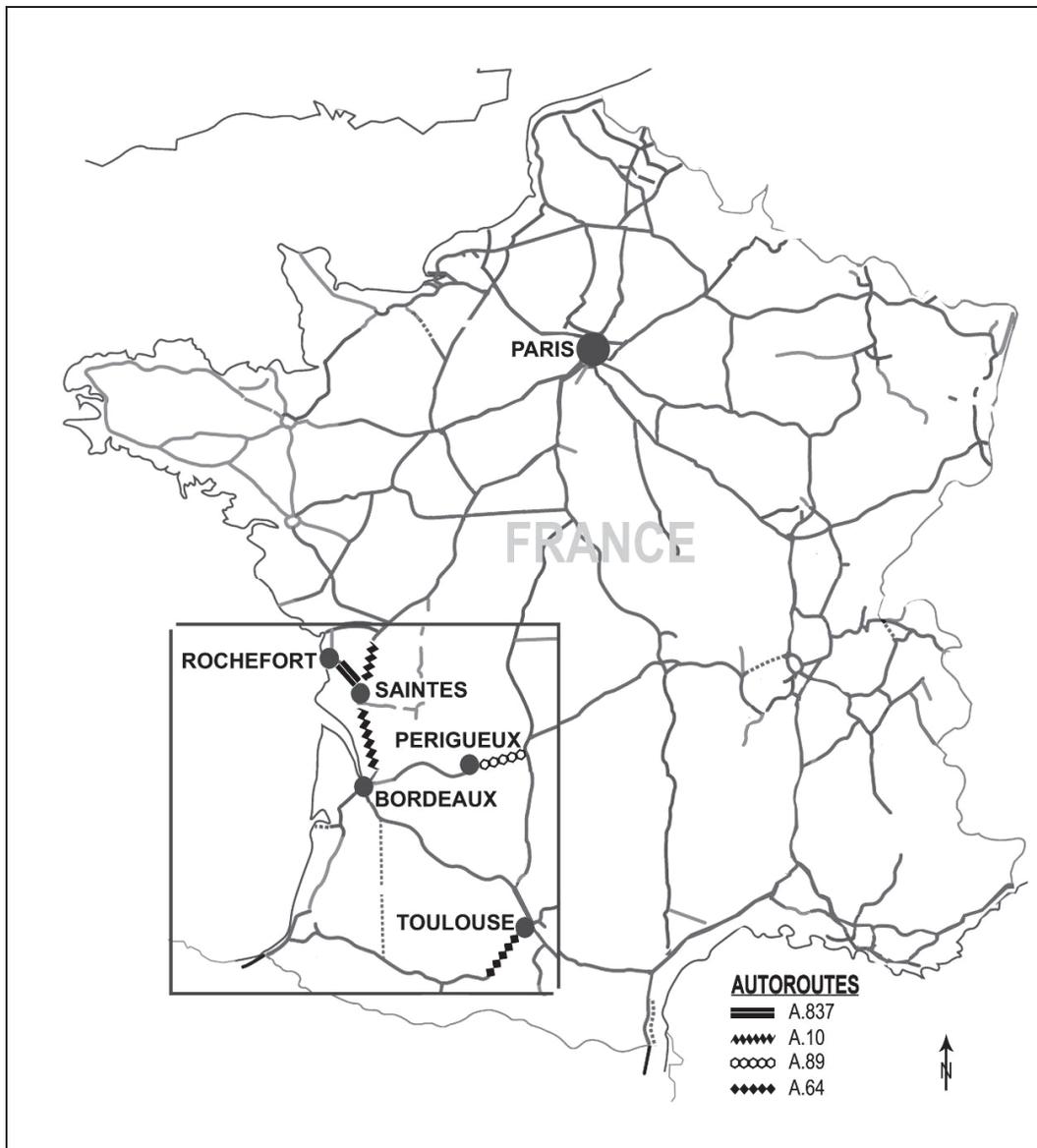


Figure 4 : Aire d'étude et sections des autoroutes A10, A837, A89 et A64 étudiées dans le sud-ouest de la France.

2. Sections d'autoroutes étudiées et calendrier |

La section autoroutière étudiée la plus longue se situe sur l'A10, entre le PK 525 au péage de Virsac et la sortie de Saint-Jean-d'Angély au PK 412 (113 km de long, Tableau 2). Cette autoroute présente un faible relief avec pour seuls viaducs le franchissement de la Charente et son affluent la Boutonne. Cette section qui fut étudiée de fin 2006 à fin 2009 présente un trafic moyen journalier annuel (TMJA) de 35 000 véh.j⁻¹ (véhicules par jour). Elle traverse au sud des vignes et des zones de maraichage et d'élevage qui tendent

rapidement à devenir uniquement céréalière avec une zone de grande culture qui s'ouvre de plus en plus.

L'A837 entre Saintes et Rochefort en Charente-Maritime est une section à relief très plat excepté près de Saintes. Elle a été étudiée en 2008 et 2009. Elle est très proche de l'Océan Atlantique et traverse la Charente et ses zones humides. Elle supporte un trafic faible de l'ordre de 7 000-8 000 véh.j⁻¹ (TMJA). Cette section traverse sur 34 km une zone boisée et collinaire près de Saintes, pour traverser ensuite une succession de zones humides du bassin de la Charente, et approcher la frange de la zone urbaine de Rochefort.

La section de l'A64 n'a été étudiée que fin 2006 et courant 2007 sur un cycle annuel complet. Cette section longue de 40 km est située au sud-ouest de Toulouse, et longe la Garonne dans son bassin alluvial où se trouvent de la grande culture céréalière et des zones de gravières dont certaines sont encore en exploitation. Le relief y est très plat et cette section a la particularité de présenter des bermes presque uniquement en strate herbacée. Le trafic est fort de 35 000 véh.j⁻¹ (TMJA).

La section étudiée en 2008 et 2009 de l'A89 a en son centre la ville de Périgueux. Elle présente sur 74 km un relief de type collinaire typique du piémont du Massif Central de type bocager qui accueille des élevages. La section a un trafic faible de 7 000-8 000 véh.j⁻¹ (TMJA).

Tableau 2 : Années et saisons étudiées et longueur de chaque section autoroutière.

Autoroutes	A10	A64	A837	A89
Longueur de section en km	55 (113)*	40	32 (34)*	42 (74)*
Points kilométriques (PK) aux extrémités	525 – 470 (412)*	234 – 274	36 – 4 (2)*	157 – 115 (83)*
Années, saisons** étudiées	2006 2007 2008 2009***	A H, P, A H, P, E, A H, P, E, A	A H, P, E - -	- A H, P, E, A H, P, E, A

* entre parenthèses : sections rallongées en 2009 avec les longueurs et les PK aux extrémités de ces sections

** saisons : H = Hiver ; P = Printemps ; E = Eté ; A = Automne

*** 2009 : année non comptée dans l'évaluation du biais des comptages de cadavres.

L'A10 a été étudiée le plus longtemps, sur trois ans, les autoroutes A837 et A89 sur deux ans et l'A64 sur une seule année (Tableau 2). Pour toutes les autoroutes étudiées lors de l'année 2009 (sauf l'A64 qui ne fut étudiée qu'en 2006-2007), le protocole de relevé de cadavres fut modifié pour allonger la longueur des sections, afin de mieux prendre en compte la typologie de l'occupation du sol à l'extérieur des emprises et augmenter ainsi la taille de l'échantillonnage. Ce protocole modifié n'a pas été pris en compte pour étudier les biais des relevés de cadavres. Une longueur totale de 169 km de sections autoroutières a donc été recensée de fin 2006 à 2008, longueur portée à 261 km en 2009.



PARTIE II : LE RECENSEMENT DES CADAVRES¹

Chap. 3 : Problématique

Il existe de nombreux types d'impacts des autoroutes et des routes sur l'avifaune. La mortalité des oiseaux liée à des collisions avec le trafic circulant sur les autoroutes est loin d'être négligeable (voir Partie I :Chap. 1 :2.2.2). De précédentes études ont estimé à 2,5 millions le nombre d'oiseaux tués chaque année par le trafic routier en Grande-Bretagne (Hodson et Snow 1965), et à 80 millions d'oiseaux tués chaque année sur

1 - Cette partie a fait l'objet d'une publication dans Biological Conservation : « Guinard, É, Julliard R., Barbraud C., 2012, Motorways and bird traffic casualties: carcasses surveys and scavenging bias. Biological. Conservation 147, p. 40-51, doi:10.1016/j.biocon.2012.01.019 » en Annexe C. Les extraits de cette publication seront insérés dans cette Partie II. Elle fera également l'objet d'un chapitre d'un livre à paraître à destination des maîtres d'ouvrages et des entreprises : Guinard E., Prodon R., Barbraud C. Chapter 6a. A robust method to obtain defendable data on wildlife mortality, *In: "ECOLOGY OF ROADS: A PRACTITIONERS GUIDE TO IMPACTS AND MITIGATION"*, Edited by Rodney van der Ree, Clara Grilo and Daniel Smith, in press.

les routes des Etats-Unis (Erickson *et al.* 2005). Une telle mortalité peut avoir chez certaines populations une conséquence directe sur leur démographie, comme ce fut observé par Mumme et ses collaborateurs (2000) chez le Geai à gorge blanche *Aphelocoma coerulescens*, et par Fajardo (2001) chez l'Effraie des clochers européenne *T. alba*. Estimer précisément l'impact de la mortalité routière sur des populations animales à proximité des infrastructures linéaires de transport est un enjeu important pour la conservation animale. Afin de répondre à cette problématique, il est nécessaire (i) de réaliser des estimations robustes et non biaisées du nombre d'animaux tués sur les routes, (ii) de mettre en évidence les facteurs clefs impliqués dans la mortalité populationnelle et la mortalité intrinsèque spécifique, toutes deux liées au trafic routier. Ces deux étapes sont indispensables pour estimer précisément l'impact de ces collisions routières sur les populations, identifier les points noirs, et proposer des mesures efficaces d'atténuation des impacts.

L'échantillonnage des cadavres sur les autoroutes présente des biais (Partie I :Chap. 1 :3) qui doivent être évalués pour obtenir des recensements fiables. Entre le moment où un animal est tué et son cadavre déposé sur la chaussée et le moment où des observateurs passent pour faire un comptage des cadavres sur la route s'écoule un certain temps pendant lequel le cadavre peut disparaître pour différentes raisons. L'animal seulement blessé peut aller mourir plus loin hors de l'emprise et échapper au comptage. D'autres causes de disparition du cadavre sont plus facilement vérifiables : elles peuvent être liées aux passages répétés des roues des véhicules sur le cadavre, le déformant ou le réduisant en fragments trop petits pour être visible pour l'expérimentateur. Ce biais varie en fonction de la position du cadavre sur la chaussée, sur les voies de circulation ou non. Une autre cause peut être le vent ou le souffle généré par le passage des véhicules qui peuvent pousser le cadavre, s'il est suffisamment petit, de la chaussée jusqu'à la limite de la berme enherbée, le rendant beaucoup moins visible car plus ou moins caché par la végétation. Un autre biais peut résulter de l'activité des patrouilleurs qui retirent les cadavres de la chaussée (les plus gros en général) et les poussent sur la berme voire à l'extérieur de l'emprise, ou bien encore les emportent pour les conserver à des fins d'identification pour des études parallèles. Dans le cas d'entretien des bermes et des TPC, des balayeuses nettoient occasionnellement les voies de circulation et la BAU, éliminant ainsi les cadavres

reposant sur la chaussée. Enfin, une importante cause de disparition est due à l'activité des animaux charognards qui se nourrissent des cadavres écrasés sur la chaussée.

Comme décrit en Partie I :Chap. 1 :3, la détectabilité et la persistance d'un cadavre sont deux biais importants à mesurer. Le premier de ces deux biais peut être influencé par divers facteurs dont les méthodologies de comptages employées. Ainsi les comptages réalisés à pied permettent une meilleure détectabilité (Slater 2002, Erritzøe *et al.* 2003). Cependant les comptages réalisés en voiture sont plus adaptés aux sections de grandes longueurs qui sont nécessaires pour étudier l'influence de facteurs environnementaux (profil de l'autoroute, occupation du sol en bordure...) sur la distribution spatiale des cadavres. Ces sources de biais sont un problème général qui se retrouve pour toutes les méthodes de comptage de cadavres, et tenir compte de ceux-ci permettrait d'obtenir des estimations fiables d'effectifs absolus d'animaux tués par le trafic. Ces estimations seraient alors comparables quelles que soient les méthodes de comptage choisies sur différents infrastructures construites par l'Homme (routes, autoroutes, voies ferrées, lignes de transport d'énergie électrique...).

Les premières études visant à mesurer ces biais furent menées sur les aires d'installations d'éoliennes. Celles-ci, en nombre croissant, nécessitaient une évaluation de leurs impacts qui sont principalement des collisions des oiseaux et des chiroptères avec les pales d'éolienne. Un certain nombre d'études a ainsi pris en compte la disparition des cadavres des oiseaux et des chiroptères, principalement liée à l'activité de charognards, dans différents habitats (Page *et al.* 1990, Morrison 2002, Young *et al.* 2003, Johnson *et al.* 2004, Smallwood 2007). D'autres études ont également quantifié la disparition par les charognards des cadavres pour mesurer de façon plus fiable la mortalité des animaux due aux produits phytosanitaires ou celle liée à des raisons sanitaires (Kostecke *et al.* 2001, Prosser *et al.* 2008), ou encore à cause de marées noires en mer (Flint *et al.* 1999, 2010, Ford 2006, Byrd *et al.* 2009, Ford et Zafonte 2009, Munilla *et al.* 2011). D'autres études plus récentes encore ont évalué le biais du charognage sur les cadavres retrouvés aux pieds des lignes électriques (Ponce *et al.* 2010) ou de clôtures (Stevens *et al.* 2011). L'évaluation de la mortalité des oiseaux due au trafic routier ou autoroutier a été également réalisée dans diverses études (Erritzøe 2002, Erritzøe *et al.* 2003), et certaines

d'entre elles ont mesuré les biais de disparition de cadavres du fait des charognards sur les comptages de cadavres (Slater 2002, Antworth et al. 2005, Orłowski 2005, 2008, Gerow et al. 2010, Santos et al. 2011).

C'est une erreur de confondre le nombre de cadavres trouvés en un jour avec le nombre d'oiseaux tués journalièrement qui vont rejoindre la cohorte de cadavres déjà tués et visibles sur la chaussée.

Théoriquement, l'effectif réel de cadavres observables en un jour est fonction du nombre d'oiseaux tués chaque jour par le trafic [taux d'entrée p_{ent} , Schwarz et Arnason 1996, apparenté au taux de recrutement de Pradel (1996) et à la probabilité de mortalité en Figure 3], mais aussi du nombre de cadavres percutés antérieurement qui perdurent et sont encore visibles (taux de persistance Φ), et enfin du nombre de cadavres qui disparaissent sur cette même période (taux de disparition $(1-\Phi)$) (Lebreton et al. 1992, Figure 5).

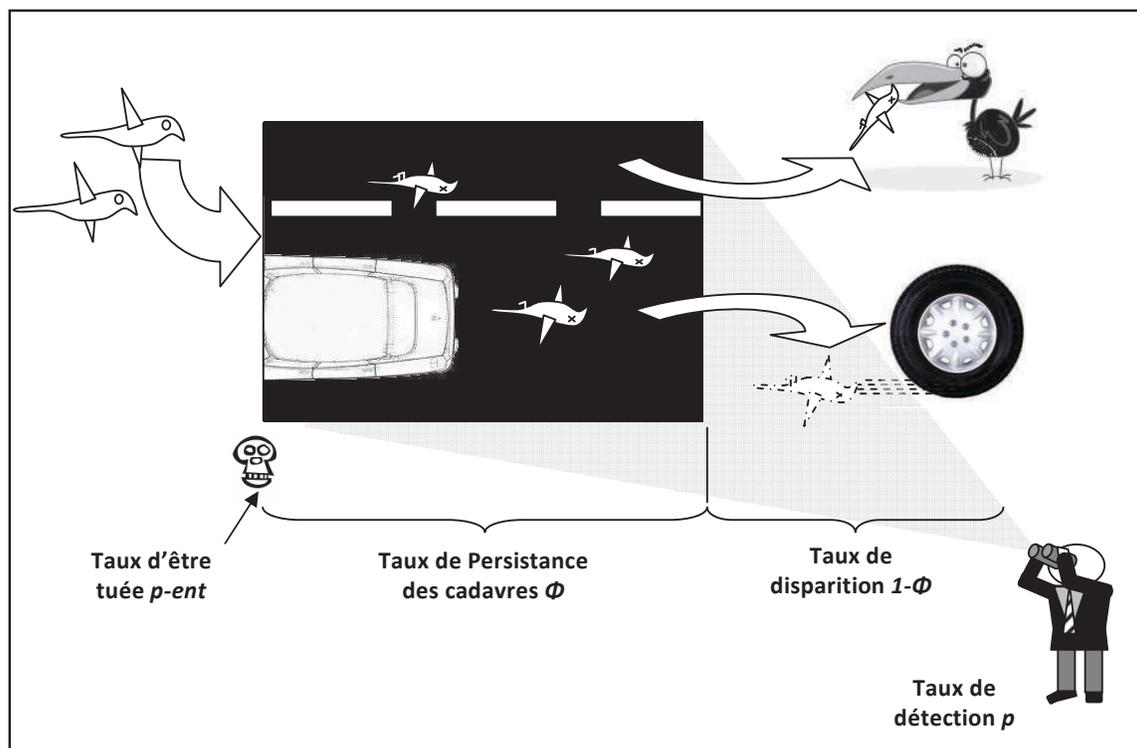


Figure 5 : Phases successives de l'état d'un cadavre d'animal sur une route, avec sa phase initiale d'entrée (passage de l'état vivant à l'état de cadavre), sa phase de persistance, sa phase plus ou moins rapide de disparition, et la détection des cadavres

De plus, l'effectif compté par les observateurs est généralement inférieur au nombre réel de cadavres présents sur l'autoroute dans la mesure où la probabilité de détection p (Lebreton et al. 1992, Figure 5) est toujours inférieure à 1, et que cette dernière est liée à la détectabilité des cadavres ainsi qu'à l'expérience des observateurs.

Toutefois, dans le cas de comptage d'animaux tués par le trafic, quelle que soit la méthodologie de comptage choisie, aucune étude n'a jusqu'alors tenu compte simultanément des probabilités de persistance, d'entrée et de détection des cadavres dans les estimations de la mortalité routière ou autoroutière (voir toutefois une très récente publication : Teixeira et al. 2013, qui a tenu compte de la détection et de la persistance dans l'évaluation de la mortalité), et certaines des estimations de la mortalité due au trafic sont possiblement sous-estimées. Cette prise en compte de tous les facteurs impliqués dans cette estimation est l'objet de la présente étude, que nous allons détailler dans les chapitres suivants.

Chap. 4 : Échantillonnage des cadavres d'oiseaux pour la mesure de l'influence de facteurs biologiques spécifiques et de facteurs externes écologiques des infrastructures de transport

L'objectif de cette étude est de quantifier les biais majeurs décrits plus haut qui affectent les estimations de la mortalité aviaire sur les autoroutes, ce afin d'obtenir des estimations plus précises du nombre d'oiseaux tués au cours des saisons. Ainsi nous estimons les probabilités de persistance, de détectabilité et d'entrée en utilisant une méthode de capture-marquage-recapture sur les cadavres d'oiseaux tués sur les autoroutes. A des fins de comparaison, nous utilisons des cadavres expérimentaux dont le nombre et la localisation exacts étaient connus par nous et dont les probabilités de persistance et de détectabilité ont été comparées à celles des oiseaux de petite taille (Passeriformes). Nous avons réalisé notre étude sur les autoroutes connues pour causer une importante mortalité sur les populations aviennes, principalement à cause de l'intensité de leur trafic, de leur largeur et de la vitesse des véhicules qui y circulent. Des campagnes de comptages de cadavres ont été conduites en voiture et à pied pour comparaison sur plusieurs sections

autoroutières dans le sud-ouest de la France pour répondre aux questions suivantes : i) quelle est la différence de détectabilité des cadavres entre les comptages réalisés à pied et ceux faits embarqués à bord d'une voiture ? Pour les comptages en voiture, est-ce que la persistance et la détectabilité des cadavres d'oiseaux varient selon : ii) l'origine taxinomique et l'âge du cadavre, iii) sa masse corporelle spécifique, iv) les autoroutes, les saisons et les années ? Les estimations des probabilités de persistance, d'entrée et de détection ont alors été utilisées comme facteurs d'ajustement du nombre d'oiseaux tués.

1. Hypothèses testées

Primo, nous prenons pour hypothèse que les probabilités de persistance et de détection d'un cadavre sont influencées par le temps écoulé depuis la mort de l'animal. Nous supposons que les vieilles carcasses ont une plus forte probabilité de persister que les cadavres plus frais, sachant que la plupart des premières sont écrasées et broyées par le trafic et sont donc moins accessibles pour les charognards. L'échantillon de cadavres est donc séparé en deux groupes, les cadavres frais et les vieux, et nous avons testé ainsi l'effet « âge du cadavre » sur ses probabilités de persistance et de détection.

Secundo, nous proposons comme hypothèse que l'origine taxinomique et l'éco-éthologie de l'animal peuvent influencer ces probabilités de persistance, d'entrée et de détection. Nous pré-supposons que les taxons de petites tailles, c'est-à-dire les Passeriformes, montrent une plus petite probabilité de persistance que les plus gros taxons, principalement parce qu'ils sont faciles à prélever par les charognards. Nous avons également testé l'hypothèse que le taux d'entrée est fonction des taxons pour des raisons écologiques et biologiques. Nous avons alors considéré seulement deux ordres : les Passeriformes et les Strigiformes qui furent les taxons les plus fréquemment relevés (voir le chapitre Résultats de cette Partie). Les autres ordres taxinomiques furent rassemblés en un seul groupe pour les analyses.

Tertio, afin de confirmer la précédente hypothèse selon laquelle les taxons les plus petits ont une plus faible probabilité de persister que les taxons de plus grosse taille, nous avons analysé les probabilités de persistance et de détection des carcasses en fonction de la masse corporelle spécifique de chacune des espèces relevées tuées sur les autoroutes.

Quarto, nous avons testé l'influence de trois facteurs environnementaux sur les probabilités de persistance et de détection : l'année, la saison, et le secteur autoroutier. Nous avons cherché à savoir si les éventuelles différences de probabilité de persistance et de détection entre les années, les saisons et les autoroutes pouvaient aussi être affectées par l'activité de charognage, l'intensité du trafic, l'abondance des oiseaux aux alentours des autoroutes, le climat, ou une combinaison de ces facteurs. Nous avons ensuite proposé, à partir de ces probabilités de persistance et de détection, une méthode d'estimation du nombre de cadavres Passeriformes et de Strigiformes pouvant être trouvés sur les autoroutes, puis en intégrant la probabilité d'entrée une estimation du nombre de Passeriformes et de Strigiformes tués sur les autoroutes.

Quinto, nous avons utilisé un nombre connu de cadavres expérimentaux afin de tester les hypothèses précédentes et d'obtenir une meilleure estimation de l'effet de l'activité des animaux nécrophages. Nous supposons par ailleurs que la probabilité de persistance de ces cadavres expérimentaux peut varier entre chaque session de comptage (modèles temps-dépendant). Nous nous sommes plus particulièrement intéressés aux probabilités de persistance durant les périodes nocturnes vs. diurnes qui séparent chaque session de comptage. Nous posons l'hypothèse que les espèces d'oiseaux nécrophages plus ou moins occasionnels, qui sont toutes diurnes, détectent plus efficacement les cadavres que les mammifères nécrophages qui sont principalement nocturnes.

2. Aire d'étude et méthode d'échantillonnage de cadavres sur autoroutes

2.1. Aire d'étude

Des sections continues des quatre autoroutes étudiées ont été suivies par les mêmes observateurs à chaque saison de 2006 à 2008 dans le sud-ouest de la France. L'ensemble des sections étudiées à cette période totalise 169 km de longueur (voir aussi Partie I :Chap. 2 :1 et, Tableau 2, Figure 4).

Les sections étudiées sont au maximum longues de 32 à 55 km, de façon à ce qu'elles puissent être parcourues en une demi-journée à 40 km.h⁻¹.

2.2. Eléments de sécurité des observateurs

Les véhicules sont dûment équipés de gyrophare et d'une plaque « service ». Seul le passager peut descendre du véhicule pour aller identifier le cadavre. Il s'agit d'éviter que quiconque marche sur la voie circulante, le véhicule devant dans la mesure du possible se décaler partiellement sur la berme pour éviter de trop s'exposer au trafic. Le personnel doit également être équipé de gilet réfléchissant aux normes en vigueur. Le comptage en véhicule se fait à deux personnes, le chargé du comptage assis sur la place passager pour scruter et déterminer les cadavres, et le chauffeur pouvant observer également la chaussée pour signaler un cadavre, mais de façon moins assidue pour la sécurité du véhicule et de ses occupants. Pour avoir une bonne visibilité, les comptages sont réalisés de jour, par temps clair et sans précipitation sauf exception (indisponibilité du personnel).

Les services autoroutiers étaient prévenus 15 jours à l'avance des dates de session de comptage non seulement pour des raisons d'organisation, mais également pour demander aux patrouilleurs de ne pas ramasser de cadavre jusqu'à la fin de la session de comptage. Les services d'exploitations d'infrastructures autoroutières sont des services de l'Etat (Directions Interdépartementales des Routes : la DIR Sud-Ouest pour l'A64) pour les autoroutes non concédées (sans péage) et des sociétés autoroutières privées pour les autoroutes concédées (en l'occurrence la société des Autoroutes du Sud de la France [ASF-VINCI] pour l'A10, l'A837 et l'A89).

2.3. Détail de la méthodologie des comptages

Nous avons réalisé une session de comptages par saison pour chaque autoroute (automne : novembre-décembre ; hiver : février-mars ; printemps : juin ; été : août-septembre). Chaque session de comptage de cadavres se déroule sur 2,5 jours, et comporte cinq passages en véhicule, chaque passage se déroulant sur une demi-journée. Ces cinq passages sont séparés par quatre intervalles selon l'ordre suivant : 6 heures (jour 1), 18 heures (nuit 1), 6 heures (jour 2) et 18 heures (nuit 2). Ces différences dans les intervalles entre les passages ont directement été incluses dans les modèles. Afin de couvrir un maximum de distance, les comptages sont réalisés en voiture circulant à 40 km.h⁻¹ sur la BAU, avec toujours les mêmes observateurs.

Durant le dernier après-midi qui suit chaque période de 2,5 jours, un comptage comparatif fut réalisé à pied avec les mêmes observateurs marchant sur la berme près de la chaussée sur des sous-sections d'environ 6 à 8 km de long sélectionnées de façon aléatoire dans les sections recensées en voiture. Afin de comparer les deux méthodologies de comptage de cadavres, la position de ces derniers a été notée sur l'autoroute (voie de droite ou voie de gauche), sur les voies (TPC, voies de circulation, BAU et la berme). Nous avons ensuite comparé le nombre de carcasses trouvées sur toutes les sous-sections lors de sessions de comptage réalisées à pied et en voiture.

Chaque cadavre de vertébré rencontré est positionné en utilisant le système Point Kilométrique/hectométrique (PK) autoroutier (avec une précision de $\pm 10\text{m}$). Un marquage au sol à la bombe de peinture aérosol est appliqué à l'emplacement du cadavre pour vérifier s'il est toujours présent aux comptages suivants (Photographie 1). A chaque passage sont enregistrés les nouveaux cadavres, c'est-à-dire les animaux tués après le précédent passage, distingués ainsi des cadavres comptés lors de ce même passage.

Nous n'avons pris en compte dans cette étude que les oiseaux. Les données de cadavres des autres classes de vertébrés feront l'objet d'études ultérieures. Le cadavre est examiné sur place afin de déterminer la classe, l'ordre ou groupe écologique, ou le genre et l'espèce quand cela est possible, notant comme indéterminés ceux qui ne sont pas identifiables.

La plupart des carcasses trouvées (voir Annexe C. [Appendix A]) furent des Passeriformes et des Strigiformes (que nous avons respectivement annoté OP et OS). Les autres espèces furent réparties en deux groupes égaux en effectif et basés sur leurs comportements, leur taille corporelle et les effectifs détectés. Un groupe réunit les rapaces diurnes et les corvidae (annotés OR) représentant les oiseaux nécrophages, et le groupe des « autres » regroupe les Anatidae, les Gallinae, le Martin-Pêcheur *Alcedo atthis* (annoté OA). Un dernier groupe (annoté OI) inclut les oiseaux d'espèces qui n'ont pu être déterminées. Pour comparaison, nous avons relevé les cadavres des autres classes de vertébrés (Mammifères, Reptiles et Amphibiens). L'âge du cadavre (frais ou vieux) est toujours noté.



Photographie 1 : Cadavres d'une Effraie des clochers et d'un passereau marqués sur la chaussée

3. La position du cadavre sur l'infrastructure

La position du cadavre sur la chaussée (Figure 1) est systématiquement relevée afin de pouvoir à terme évaluer le nombre de cadavres par kilomètre en intégrant la durabilité des cadavres sur chaque partie de l'infrastructure autoroutière. Cela permet également de vérifier où se trouvent le plus de cadavres et aussi de comparer l'efficacité des méthodes de comptage à pied et en véhicule.

4. La masse spécifique et l'âge des cadavres

La masse spécifique servira à évaluer la différence de persistance et de détection entre les différentes tailles de cadavres. Elle sera intégrée a posteriori dans les données collectées en se référant aux données bibliographiques et à la base de données du CRBPO du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), car les masses sur les cadavres présentent

une très grande variance intra-spécifique en fonction de l'état du cadavre (son âge, s'il est écrasé ou s'il a conservé son aspect originel) et de son état de déshydratation.

L'âge du cadavre est évalué sur place. Il est estimé frais quand le plumage est brillant et non souillé et quand les yeux sont encore en place (Photographie 2). Il est estimé vieux quand il a perdu ses globes oculaires et que le plumage a perdu sa brillance (Photographie 3). Un cadavre frais a 3 jours au maximum, il est considéré vieux à plus de 3 jours (Guinard Obs. Pers.). Les cadavres vieux sont a priori plus persistants que les frais car pour la plupart sont incrustés dans la chaussée et peu accessibles (Guinard Obs. Pers.).

Les cadavres vus lors d'une session saisonnière de comptage et vus à nouveau au(x) passage(s) suivant(s) sont classés à part et ne sont comptés que sur la session où ils ont été vus la première fois. Ces cadavres peu nombreux par rapport à l'effectif total des données collectées (cf. Résultats Chap. 5 :) permettent par contre d'évaluer les durabilités extrêmes des cadavres.



Photographie 2 : cadavre frais de Mésange charbonnière intact aux couleurs encore vives



Photographie 3 : Vieux cadavre de Passereau incrusté dans la chaussée

5. Mesure des biais de l'échantillonnage : l'activité de charognage

Le nombre initial exact de cadavres tués un jour donné n'est pas connu, un certain nombre de cadavres ayant pu disparaître entre le moment de la collision avec le trafic et le moment du comptage. La mesure du biais de l'échantillonnage est difficile à réaliser avec les seuls cadavres trouvés sur l'autoroute. En effet, les cadavres sur la chaussée ont un taux de persistance faible et leur disparition est très liée aux véhicules qui circulent dessus.

La berme et le TPC sont difficiles à observer car les cadavres y présentent une faible détectabilité du fait de la hauteur de la végétation pour la première, du fait de la faible accessibilité du second. La BAU est peu circulée, en particulier au ras de la berme ; les cadavres y ont donc une persistance qui est globalement liée à l'activité des charognards et y présentent une bonne détectabilité.

5.1. Des cadavres expérimentaux pour mesurer l'activité des nécrophages

Afin d'avoir un nombre de cadavres connu initialement, nous avons disposé, lors du premier passage de chaque session de comptage, des appâts, c'est-à-dire des cadavres expérimentaux sur la BAU près de la berme. Des poussins *Gallus domesticus* morts et âgés de 3 jours ont ainsi été disposés tous les 2 km sur chaque côté de l'autoroute au pied des bornes kilométriques, tous les PK pairs d'un côté de l'autoroute et tous les PK impairs de l'autre côté. Ceci permet l'obtention d'un échantillonnage bien régulier en évitant toute concentration qui risquerait d'avoir un effet attractif. Les poussins présentent l'avantage d'avoir une bonne attractivité sans être trop forte (Slater 2002). Ils sont de plus facilement disponibles dans des écloséries qui les fournissent gratuitement quand il s'agit de poussins de réforme ou congelés pour des contrôles sanitaires.

Le choix de les déposer régulièrement sur des points connus et aisément repérables présentait le risque de biaiser la détectabilité. Mais faire déposer après un tirage aléatoire des poussins par une équipe qui part avant le démarrage du comptage aurait présenté le biais de ne pas savoir si on a raté le cadavre pour des raisons de détectabilité ou parce qu'il a été enlevé par un charognard, la position exacte des cadavres n'étant connue qu'à l'issue du comptage (Guinard Obs Pers.).

5.2. Le marquage et le positionnement des cadavres sauvages

Le taux de disparition des cadavres dits sauvages (pour les distinguer des carcasses expérimentales précédemment décrites) et l'activité des charognards sont également mesurés sur les cadavres trouvés sur l'autoroute. Il suffit pour cela de marquer à la bombe de peinture l'emplacement des cadavres d'un trait discret, et de noter sa position en

s'appuyant sur les bornes kilométriques et les marques hectométriques sur la chaussée. Le positionnement est précis à 10-15 m près, une grande précision n'étant pas nécessaire du fait que le cadavre a généralement été projeté plus loin par le véhicule qui l'a percuté. Cette méthode permet ensuite de vérifier la présence des cadavres à chaque passage de la session de comptage et même aux sessions suivantes.

Chaque cadavre constaté absent fait alors l'objet d'une vérification minutieuse à pied au droit du marquage et sur dizaine de mètres alentour après arrêt du véhicule de façon à être certain de sa disparition.

6. Méthode d'analyse de l'échantillonnage des cadavres : modèles de survie – détection (programmes « UCare » et « Mark »)

6.1. Analyse de capture - recapture

Afin d'estimer les probabilités de persistance et de détection au travers des saisons et des années, les histoires de capture de carcasses d'oiseaux sauvages et de carcasses expérimentales (poussins) ont été étudiées. Un événement de détection correspond précisément dans cette étude à une observation d'un cadavre d'oiseau ou de poussin lors d'un passage de comptage sur une des sections autoroutières étudiées. Les probabilités de persistance et de détection au travers des saisons et des années, c'est-à-dire les histoires de capture, ont été analysées en utilisant le modèle Cormack-Jolly-Seber (CJS model). Ce modèle a initialement été développé afin de tester les estimations de probabilités de survie et recapture à partir de données de marquages et recaptures individuels au sein de populations ouvertes. (Lebreton et al. 1992). Le principe est de séparer les estimations de probabilités de survie (Φ) et de recapture (p). Dans notre étude, la population étudiée est la somme des oiseaux tués par le trafic trouvés lors des sessions de comptage sur les sections d'autoroutes. En ce cas, la probabilité de « survie » doit en fait être comprise comme une probabilité de persistance. Les cadavres, expérimentaux ou « sauvages », peuvent disparaître de la route car détruits par le trafic, expulsés dans la végétation de la berme ou bien, enfin, emportés par les charognards. Sachant que beaucoup de cadavres déplacés ou écrasés par le trafic furent retrouvés après un contrôle minutieux, nous postulons que la plupart des carcasses disparues et non retrouvées après examen

minutieux a été enlevée par des animaux nécrophages. Cette hypothèse est basée sur des observations personnelles de corneilles noires *Corvus corone corone* et de milans noirs *Milvus migrans* qui attrapaient des carcasses sur la chaussée, ainsi que sur la présence importante de cadavres de mammifères carnivores plus ou moins charognards également relevés lors des comptages. Nous avons donc uniquement estimé les facteurs influençant les probabilités de survie (Φ) et de détection (p) sur les cadavres sauvages sur une période entre deux passages, les cadavres expérimentaux servant uniquement à valider les résultats obtenus sur les seuls carcasses sauvages.

Un test d'ajustement sur un modèle temps-dépendant (où les probabilités de persistance et de détection varient entre chaque passage lors des sessions de comptage) a d'abord été réalisé au moyen du logiciel U-Care 2.2 (Choquet et al. 2005). Ce modèle est comme un modèle parapluie. Si l'ajustement du modèle est acceptable, nous considérons que les modèles avec le moindre nombre de co-variables s'ajustent le mieux avec les données (Choquet et al. 2005).

Tous les modèles d'ajustement sur nos données CMR ont été bâtis avec le programme Mark 5.1 (White et Burnham, 1999), et hiérarchisés en utilisant le Critère d'Information d'Akaike (AICc; Akaike, 1973, Hurvich et Tsai 1989). Quand plusieurs modèles sont comparables en terme de AICc ($\Delta AICc < 2$), nous calculons la moyenne des estimations des modèles des paramètres d'intérêts et l'importance des variables par inférence multi-modèles dans le pool des modèles candidats, et nous comparons nos modèles avec le poids d'AICc (w), en sélectionnant le modèle présentant le plus lourd poids d'AICc (Burnham et Anderson 2002).

Cependant, excepté pour les carcasses expérimentales, les modèles temps-dépendants ne furent pas testés du fait de l'insuffisance des données et du fait que beaucoup de paramètres n'étaient pas estimés, ou étaient aux bornes des valeurs.

Comme toutes les analyses de capture – recapture ont été réalisées avec les mêmes fichiers de données (exceptées les analyses sur les cadavres expérimentaux), tous les AICc des modèles peuvent être comparés directement pour conclure au meilleur modèle.

Les estimations des probabilités de persistance et de détection peuvent ensuite être utilisées pour estimer un nombre d'individus tués par le trafic de chaque autoroute. A la fin d'une campagne de comptages, le nombre total d'individus tués par y périodes

unitaires de « 6 heures » avant la campagne de comptages (N') peut être estimé par $N' = N / (p\Phi^y)$, où N est le nombre de carcasses comptées, p la probabilité de détection et Φ la probabilité de persistance sur une période unitaire de « 6 heures » entre deux passages lors d'une session de comptage. Ce nombre total ajusté N' peut en plus être ajusté avec le pourcentage indiquant le différentiel de cadavres lors des comptages en véhicule en comparaison des comptages échantillons à pied.

6.2. Estimation du nombre d'oiseaux nouvellement tués par le modèle POPAN (Program Mark)

Afin de valider par une autre méthode les estimations du nombre de cadavres tués sur une période définie, nous avons utilisé le modèle POPAN (Schwarz et Arnason 1996). A partir de la seule population de cadavres frais, ce modèle permet d'estimer, en supposant l'existence d'une super-population ouverte, la probabilité de persistance Φ , la probabilité de détection p mais aussi une probabilité d'entrée $p\text{-ent}$ et l'abondance N de cette super-population. La probabilité d'entrée $p\text{-ent}$ correspond à la probabilité λ qui est définie dans l'article de Schwarz et Arnason (1996) qui est la fraction totale nette de naissances qui entrent dans le système entre les temps t et $t+1$: $\lambda_t = B_t/N$, où N est le nombre total d'individus qui entrent dans le système et qui survivent jusqu'au prochain événement de capture. Ceci correspond dans notre cas d'une population d'animaux morts, à la fraction de nouveaux cadavres entrant dans le système entre les temps t et $t+1$, B_t étant les cadavres entrant entre les temps t et $t+1$, et N le nombre total de cadavres entrant et persistant jusqu'au prochain échantillonnage ($N = B_0 + B_{t+1} + \dots + B_{tk-1}$). POPAN permet d'estimer le nombre total N de cadavres sur une session de comptages ainsi que les paramètres Φ , p et $p\text{-ent}$.

L'estimation du nombre d'individus tués avec POPAN a été effectuée à partir des données concernant uniquement les cadavres frais. En effet, les vieux cadavres ayant été tués à des dates très variables impossibles à préciser, ils risquent de biaiser l'estimation du nombre d'oiseaux tués par le trafic sur une période de temps définie. Le modèle initial qui a été testé est $[\Phi(A, \text{autres groupes ensemble}, OP) p(.) p\text{-ent}(g)]$, où la probabilité de persistance est fonction des groupes taxonomiques avec un effet distinct des Passeriformes, où la probabilité de détection est constante et où la probabilité d'entrée est fonction du groupe taxonomique. Nous avons ensuite testé des modèles en simplifiant la structure de la

probabilité d'entrée. La procédure MCMC du Program Mark (analyse par la méthode statistique bayésienne, avec deux chaînes de Markov et 50 000 itérations) a été utilisée à l'issue de l'analyse pour obtenir des estimations fiables des paramètres du meilleur modèle retenu par AICc.

Les analyses statistiques (exceptées celles concernant les données de capture-marquage-recapture) ont été réalisées avec le logiciel statistique R (version 2.12.1., R Development Core Team 2004). Nous avons comparé entre les autoroutes le nombre de carcasses trouvées sur chacune d'elles en se servant du test de Kruskal – Wallis. Les tests de χ^2 ont été utilisés pour comparer l'efficacité des méthodes de comptage à pied et en voiture pour chaque partie de l'autoroute (TPC, voies de circulation, BAU et la berme).

Chap. 5 : Résultats

1. Espèces percutées et méthodes de recensement de cadavres

1.1. Espèces percutées

Parmi tous les groupes taxonomiques, le plus fréquemment impacté par le trafic est le groupe des Passereaux (OP, n = 321), suivi des Strigiformes (OS, n= 86). Les groupes Autres (OA, n = 58), Rapaces-Corvidae (OR, n = 33) et Indéterminés (OI, n = 14) étant moins tués par le trafic.

La saison où tous les groupes d'oiseaux sont majoritairement tués par le trafic autoroutier est l'automne. La deuxième saison la plus meurtrière pour les passereaux est le printemps alors chez les Strigiformes c'est en hiver. Les Passeriformes sont le moins tués par le trafic autoroutier en hiver et les Strigiformes le sont plutôt moins en été et au printemps (Figure 6, Tableau 3 et Annexe C. [Appendix D Fig. D]). Cet effet saison sera pris en compte plus loin dans l'étape de modélisation.

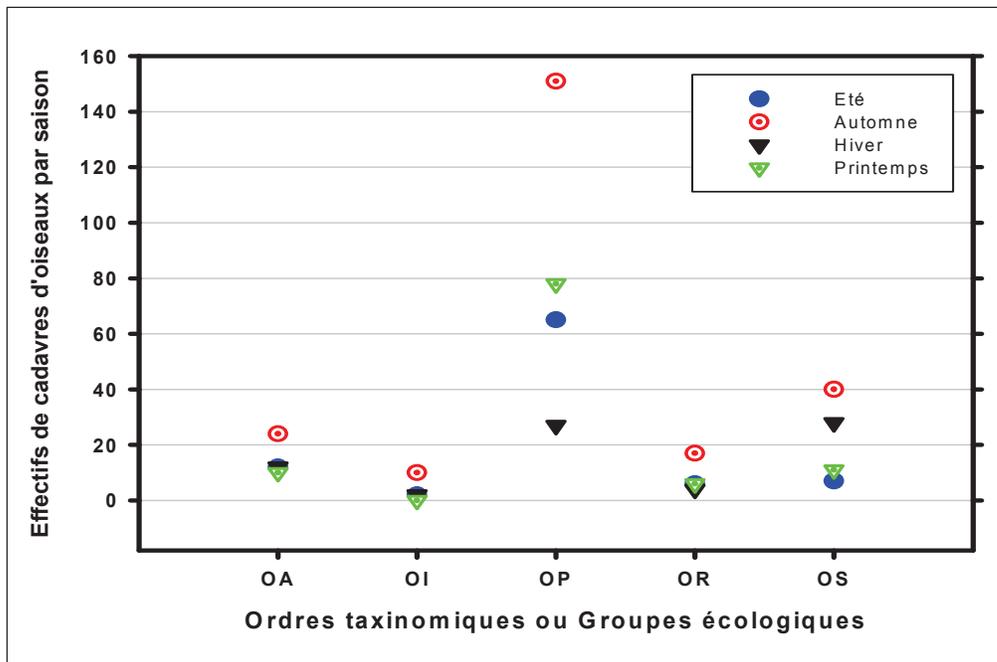


Figure 6 : Nombre de cadavres d'oiseaux de chaque groupe écologique ou ordre par saison relevés en voiture (somme de toutes les autoroutes)

L'espèce la plus recensée est l'Effraie des clochers *T. alba* avec un total de 63 oiseaux trouvés morts sur les quatre sections autoroutières. Concernant les Passereaux, les espèces les plus fréquemment recensées sont le Rougegorge (*Erithacus rubecula*, 52 carcasses), le Merle noir (*Turdus merula*, 46 carcasses) et le Moineau domestique (*Passer domesticus*, 34 carcasses).

Le faisan de Colchide (*Phasianus colchicus*, n = 25 carcasses) et la Fauvette à tête noire (*Sylvia atricapilla*, n = 19 carcasses) sont également en nombres non négligeables (Annexe C. [Appendix A]).

Tableau 3 : Nombre de cadavres brut relevé en voiture des différents ordres taxinomiques ou groupes écologiques en fonction de l'âge des cadavres (frais (F) ou vieux (V)) par autoroute, par année et par saison

Autoroute	Année	Saison*	Groupes taxinomiques												Total	
			Groupe Autres		Indéterminés		Passeriformes		Rapaces-Corvidae		Strigiformes					
			F	V	F	V	F	V	F	V	F	V				
A10	2006-2007	A	2	5	1	1	15	9	1	3	8					45
		H	6				3	4					4			17
		P	1	3			17	8	1	3	1	2				36
		A	3	3	1	3	20	10	1	2	7	4				54
	2008	H	2			1	3	1	1	1	8	3				19
		P	1	1			10	6	1	1	2	1				22
E						7	5	2	2	2	1				17	
A		1	3			16	11	2	3	3	1				40	
A64	2006-2007	A	1	2		4	25	11	1	3	10	3			60	
		H	1	1		1	3	3	1	2	2	6			20	
		P	1	1			17	4		1	3	1			28	
		E	5	2			16	19	1		1				44	
	2007	A	3				8	3			1				15	
		H	1				1	1			2	2			7	
2008	P	1	1			9	5							16		
	E	3	2		2	7	9	1						24		
	A					16	4		1	1	1			23		
	H		1			8				1				10		
2008	P					1	1			1				3		
	E						2		2	1	2			7		
	A		1			3				1				5		
Total		32	26	2	12	205	116	9	24	54	32	512				

*Saisons : H = Hiver ; P = Printemps ; E = Été ; A = Automne

Des disparités existent toutefois entre les différentes autoroutes. Ainsi, l'A837 semble présenter en proportion moins de cadavres de Strigiformes que les autres autoroutes. Les moineaux domestiques et rougegorges peuvent dépasser en nombre de cadavres les effraies des clochers (Appendix A de Annexe C. : A64).

Hormis le cas des Strigiformes sur l'A64, les proportions entre les différents ordres taxinomiques restent à peu près identiques d'une autoroute à l'autre (Tableau 4). Par contre, le nombre de cadavres par km et par période annuelle d'étude (soit 10 jours au total pour les quatre comptages saisonniers par an par autoroute) n'est pas significativement différent d'une autoroute à l'autre (test de Kruskal-Wallis, $H = 5,42$; $df = 3$, $p = 0,14$; Annexe C.).

Tableau 4 : Nombres de cadavres des différents ordres taxinomiques ou groupes écologiques par autoroute relevés en voiture

Ordre	Autoroute				Total
	A10	A64	A837	A89	
OA	31	14	11	2	58
OI	7	5	2	-	14
OP	145	98	63	15	321
OR	20	9	2	2	33
OS	47	26	7	6	86
Total	250	152	85	25	512
Nb par session de comptage	8	4	5	4	21
Nb moyen de cadavre.jour ⁻¹	12,5	15,2	6,8	2,5	9,8
Longueur de section (km)	55	40	32	42	169
Nb moyen de cadavre.km ⁻¹ .jour ⁻¹	0,227	0,38	0,213	0,06	0,058

La densité de cadavres de tous les vertébrés, y compris les oiseaux (N cadavres par km) des différentes autoroutes est de 0,44 cadavres par km sur l'A89, 1,29 cadavres par km sur l'A837, 1,45 pour l'A10 et 2,35 pour l'A64.

1.2. Comparaison de l'échantillonnage de cadavres en voiture et à pied

Les recensements de cadavres en voiture montrent, en cumulant les résultats de toutes les autoroutes, que tous les ordres et groupes écologiques d'oiseaux sont majoritairement retrouvés morts sur la BAU exception faite des Strigiformes qui sont plus souvent retrouvés sur le TPC (Figure 7).

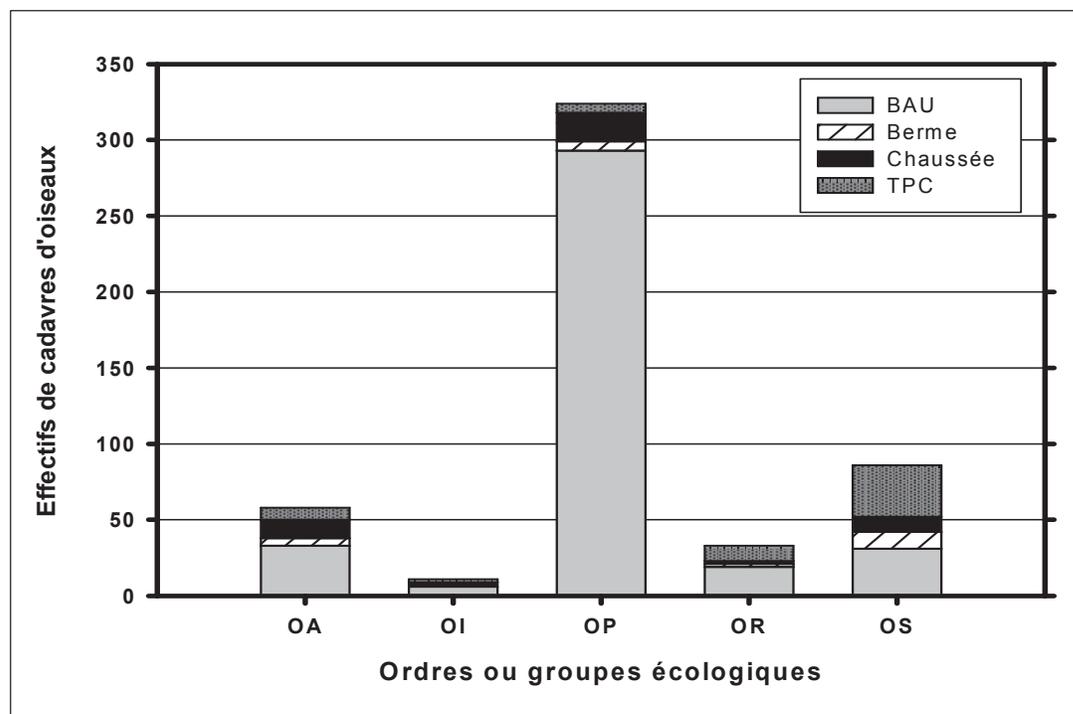


Figure 7 : Répartition des effectifs des différents groupes écologiques et ordres taxinomiques sur l'infrastructure (effectifs cumulés de toutes les autoroutes, recensement en voiture)

Il est cependant nécessaire de comparer les recensements de cadavres faits en voiture avec ceux réalisés à pied.

Ainsi, pour toutes les espèces et autoroutes, la majorité des cadavres a été trouvée sur la BAU lors des recensements à pied et en voiture (61,3% et 75,0% respectivement). Mais beaucoup plus de carcasses ont été découvertes sur les bermes ($\chi^2 = 52,261$; $p < 0,001$) et un peu moins sur la chaussée circulée ($\chi^2 = 3,882$; $p = 0,049$) lors des comptages à pied que lors des comptages en voiture. En revanche, il n'y a pas de différence apparente entre les deux méthodes de recensement quant au nombre de cadavres découverts sur la BAU et le TPC, respectivement ($\chi^2 = 1,583$; $p = 0,208$ et $\chi^2 = 0,289$; $p = 0,591$; Tableau 5). Il est à

noter tout de même que 33% des cadavres sont manqués, principalement sur la berme, quand les comptages sont effectués en voiture au lieu d'être faits à pied.

Tableau 5 : Nombre de carcasses d'oiseaux recensées à pied et en voiture en fonction de leur position sur la largeur de la chaussée de 2006 à 2008 sur chacune des quatre autoroutes étudiées (A10, A64, A837 et A89)

Recensement	Position	A10	A64	A837	A89	Total	Pourcentage (%)
A pied	TPC	7	1	2	1	11	3,4
	Chaussée	7	3	1	1	12	3,7
	BAU	80	78	29	14	201	61,3
	Berme	46	33	11	14	104	31,6
En voiture	TPC	9	5	2	1	17	7,7
	Chaussée	2	24	2	4	32	14,5
	BAU	79	44	29	13	165	75,0
	Berme	1	0	3	2	6	2,8

1.2.1. Les classes d'âges des cadavres

Les « vieux » cadavres (V) retrouvés sont significativement en proportion moindre ($\chi^2 = 19,92$; ddl = 1, $P < 0,0001$) chez tous les ordres ou groupes écologiques sauf chez les oiseaux indéterminés (OI) et les rapaces-corvidae (OR) chez lesquels les cadavres frais (F) sont plus nombreux (Tableau 6).

Tableau 6 : Nombre de cadavres frais (F) et vieux (V) dans chaque ordre ou groupe écologique toutes les autoroutes cumulées.

Ordres	Age des cadavres		Total
	F	V	
OA	32	26	58
OI	2	9	11
OP	210	114	324
OR	9	24	33
OS	54	32	86
Total	307	205	512

Les cadavres retrouvés d'une saison à l'autre représentent 4,5 à 5% de tous les cadavres retrouvés lors d'une session de comptage (sauf sur l'A10 où ils représentent 9% de l'effectif total des cadavres trouvés lors d'une session). Les vieux cadavres retrouvés d'une saison à une autre sont le plus souvent des effraies de clochers (36 carcasses), qui persistent en moyenne quatre mois, puis des pigeons ramiers (16 carcasses) et des merles noirs (15 carcasses). Tous les autres oiseaux ont une persistance maximale de trois mois, sauf les rougegorges familiers (9 carcasses) et les chouettes non déterminées (7 carcasses) qui ont respectivement une persistance de 4,5 mois et de 3,5 mois.

1.3. Adéquation de la méthodologie

Les histoires de capture de 512 carcasses d'oiseaux sauvages avec 1621 évènements de détection et des 936 carcasses expérimentales (poussins) avec 3782 évènements de détection ont été analysées. Le test 3SR teste l'hypothèse qu'il n'y a pas de différence dans la probabilité d'être ré-observé entre les nouveaux entrants dans la population étudiée à l'occasion t et ceux déjà présents dans la population étudiée à l'occasion t . Généralement en capture-recapture, lorsqu'il est significatif, ce test suggère l'existence d'individus transients. Le test 3SM teste l'hypothèse qu'il n'y a pas de différence du nombre d'occasions jusqu'à la prochaine ré-observation entre les nouveaux entrants dans la population étudiée à l'occasion t et ceux déjà présents dans la population étudiée à

l'occasion t . Ce test n'a pas reçu d'interprétation biologique. Dans le Tableau 7 ci-dessous, le test 3SR montre qu'il n'y a pas d'effet de transience, aucune différence notable n'est détectée entre la probabilité de persistance d'un nouveau cadavre détecté et celle d'un cadavre déjà enregistré. L'absence d'effet de transience suggère que l'effet de nouveauté n'intervient pas sur la persistance du cadavre et que l'animal charognard n'est pas plus attiré par un animal qui serait récemment percuté qu'un autre qui l'est depuis plus longtemps.

Le test 2CT teste l'hypothèse qu'il n'y a pas de différence de probabilité de détection des cadavres à l'occasion $t+1$ entre les cadavres détectés ou non à l'occasion t , étant donné que les cadavres sont présents aux occasions t et $t+1$. Généralement en capture-recapture ce test, lorsqu'il est significatif, peut être interprété biologiquement comme suggérant l'existence d'individus évitant ou recherchant la capture. Dans notre cas concernant des cadavres, il n'y a pas de raison de penser a priori que ce test soit significatif. Le test 2CL teste l'hypothèse qu'il n'y a pas de différence du nombre d'occasion jusqu'à la prochaine ré-observation entre les cadavres détectés ou non détectés à l'occasion t , étant donné que les cadavres sont présents aux occasions t et $t+2$. Ce test n'a pas reçu d'interprétation biologique. Dans le Tableau 7, le test 2CT montre qu'à l'occasion $t+1$ il n'y a pas de différence significative entre la probabilité de détection d'un nouveau cadavre détecté à l'occasion t par rapport à celle d'un cadavre non détecté à l'occasion t .

Nos données peuvent donc sans réserve être soumises à la modélisation CJS (cf. Tableau 7 ; test d'ajustement global $\chi^2 = 34,358$, $df = 51$, $\hat{c} = 0,674$, $p = 0,964$).

Tableau 7 : Résultats des tests d'ajustement du modèle CSJ pour les données étudiées

Tests d'ajustement	χ^2	Df	\hat{c}	P
Test3.SR	18,725	30	0,624	0,958
Test3.SM	8,756	13	0,674	0,791
Test2.CT	5,941	7	0,849	0,547
Test2.CL	0,936	1	0,936	0,333
Global Test	34,358	51	0,674	0,964

1.4. Probabilités de persistance et de détection

1.4.1. Les effets des facteurs intrinsèques sur la probabilité de persistance et de détection

Nous avons d'abord étudié les effets des facteurs intrinsèques « âge des cadavres » et « ordres taxinomiques » ou « groupes écologiques » sur la probabilité de capture, puis avons sélectionné les meilleurs modèles pour étudier ensuite les effets de ces facteurs intrinsèques sur la probabilité de persistance.

Les facteurs intrinsèques « âge des cadavres » et « ordres taxinomiques / groupes écologiques » n'ont pas d'effet significatif sur la probabilité de détection qui est évaluée ci-après entre deux passages lors d'une session de comptage (Tableau 8 et Tableau 9).

Par contre, les probabilités de persistance, mesurées ci-après entre deux passages lors d'une session de comptage, diffèrent selon l'âge du cadavre et selon les groupes taxinomiques ou groupes écologiques considérés (Tableau 8 et Tableau 9) confirmant ainsi la première et la deuxième hypothèse. Plus précisément, les Strigiformes ont une plus forte probabilité de persistance (cadavres frais : $0,983 \pm 0,007$; vieux cadavres : $0,999 \pm 0,003$; moy. \pm s.e.) que les Passeriformes (cadavres frais : $0,955 \pm 0,007$; vieux cadavres : $0,980 \pm 0,006$; Tableau 9). Il y a un effet « âge du cadavre » significatif sur la probabilité de persistance, les probabilités de persistance étant plus fortes pour les vieux cadavres que pour les cadavres frais. Par exemple, en supposant qu'un cadavre frais et qu'un vieux cadavre de Passeriformes soient restés 10 jours sur la chaussée, nous pouvons estimer que leur probabilité de persistance était de 0,543 et 0,688 respectivement, tandis que la probabilité de persistance d'un cadavre frais et d'un vieux cadavre de tout autre groupe confondu était de 0,861 et 0,980 respectivement. Nous considérons alors que les cadavres frais deviennent de vieux cadavres à partir du quatrième jour, et que leur probabilité de persistance ne varie plus ensuite.

Nous avons obtenu des résultats similaires en ajoutant aux cadavres d'oiseaux sauvages les données des carcasses expérimentales (poussins morts de deux jours) en tant qu'autre « groupe écologique » (considérés comme cadavres frais). Le meilleur modèle sélectionné indique que les Passeriformes et les cadavres expérimentaux ont un taux de persistance similaire. L'unique différence est que les cadavres expérimentaux ont été plus détectés

que les autres groupes / ordres ($0,973 \pm 0,006$ et $0,957 \pm 0,007$ respectivement, moy. \pm s.e.).

Tableau 8 : Modélisation des effets « âge des cadavres » et « ordres taxinomiques / groupes écologiques » sur les probabilités de détection (p) et de persistance (Φ) des carcasses d'oiseaux. g = tous les groupes séparément ; A = effet âge des carcasses, OP = groupe de Passereaux seuls, OS = groupe de Strigiformes seuls, $.$ = tous les paramètres constants.

Probabilité	Modèle	AICc	Δ AICc	w	np	Dev
Détection	$\Phi(A, g) p(A, g)$	822,54	11,9200	0,0019	12	129,20
	$\Phi(A, g) p(A, \text{autres groupes ensemble, OP})$	818,94	8,3237	0,0116	10	121,68
	$\Phi(A, g) p(A, \text{autres groupes ensemble, OS})$	817,59	6,9750	0,0227	9	122,37
	$\Phi(A, g) p(A, \text{tous les groupes ensemble})$	815,96	5,3461	0,0513	8	122,77
	$\Phi(A,) p(.)$	813,95	3,3363	0,1400	7	122,79
Persistance	$\Phi(A, \text{autres groupes ensemble, OP}) p(.)$	810,62	0	0,7426	5	122,49
	$\Phi(\text{autres groupes ensemble, OP}) p(.)$	818,51	7,8979	0,0143	3	135,42
	$\Phi(A, \text{autres groupes ensemble, OS}) p(.)$	819,43	8,8176	0,0090	5	132,31
	$\Phi(A, \text{tous les groupes ensemble}) p(.)$	820,08	9,4605	0,0066	3	136,98
	$\Phi(\text{autres groupes ensemble, OS}) p(.)$	828,12	17,5091	0,0001	3	145,03
	$\Phi(.) p(.)$	830,68	20,0606	0,0001	2	149,60

Critère d'information Akaike's (AICc), différences entre AICc (Δ AICc), poids d'Akaike (w), nombre de paramètres (np) et déviance (Dev).

Tableau 9 : Estimations (\pm s.e.) des probabilités de persistance (Φ) et de détection (p) des cadavres d’oiseaux du modèle sélectionné (cf. Tableau 8 $\Phi(A, \text{autres groupes ensemble, OP}) p(.)$)

Probabilité	Paramètres	Estimations (\pm s.e.)	Intervalle de confiance à 95%	
			Borne inférieure	Borne supérieure
Φ	Cadavres frais autres ordres	0,983 \pm 0,007	0,963	0,992
	Vieux cadavres autres ordres	0,999 \pm 0,003	0,919	0,999
	Cadavres Passereaux frais	0,955 \pm 0,007	0,939	0,968
	Vieux cadavres Passereaux	0,980 \pm 0,006	0,965	0,989
P	-	0,957 \pm 0,007	0,940	0,967

Ces résultats sont confirmés par un effet quadratique très significatif de la masse corporelle sur la probabilité de persistance avec des modèles où des probabilités de persistance sont environ 22 fois plus probables (correspondant à la somme des poids d’AICc avec un effet quadratique masse corporelle sur la probabilité de persistance divisée par la somme des poids d’AICc sans un tel effet) que les modèles sans un tel effet (Tableau 10) confirmant ainsi la troisième hypothèse. La probabilité de persistance est légèrement plus faible (environ 3%) pour les cadavres plus lourds et plus légers que les cadavres de taille intermédiaire. L’effet de la masse corporelle spécifique sur la probabilité de détection est par contre moins évident comme le montre la presque égalité des poids des deux premiers modèles (Tableau 10).

Il est à noter qu’aucun effet de la masse sur les probabilités de persistance et de détection n’a été détecté à l’intérieur du seul groupe des Passeriformes.

Ce modèle avec la « masse corporelle » est cependant moins significatif que le modèle où la probabilité de persistance est fonction de l’âge du cadavre et du groupe taxinomique [AICc = 819,75 (Tableau 10) et AICc = 810,62 (Tableau 8), respectivement].

Tableau 10 : Modélisation de l'effet de la masse corporelle spécifique standardisée (mass) sur les probabilités de persistance (ϕ) et de détection (p) des carcasses d'oiseaux, . = paramètre constant.

Modèle	AICc	Δ AICc	W	Np	Dev
$\phi(\text{mass}^2) p(.)$	819,75	0	0,6221	4	811,72
$\phi(\text{mass}^2) p(\text{mass})$	821,00	1,24	0,3344	5	810,95
$\phi(\text{mass}) p(.)$	826,12	6,36	0,0259	3	820,10
$\phi(\text{mass}) p(\text{mass})$	827,71	7,95	0,0117	4	819,68
$\phi(.) p(.)$	830,68	10,92	0,0264	2	826,67
$\phi(.) p(\text{mass})$	830,96	11,20	0,0023	3	824,94
$\phi(.) p(\text{mass}^2)$	832,49	12,73	0,0011	4	824,45

Critère d'information Akaike's (AICc), différences entre AICc (Δ AICc), poids d'Akaike (w), nombre de paramètres (np) et déviance (Dev).

1.4.2. Les effets des facteurs extrinsèques sur la probabilité de persistance et de détection

En ce qui concerne la probabilité de détection, on ne mesure pas d'effet significatif des facteurs extrinsèques années, saisons et autoroutes (Tableau 11).

En ce qui concerne la probabilité de persistance, le facteur saisonnier présente un effet très significatif, les modèles comprenant un effet saison étaient 4724 fois plus probables que les modèles sans effet saison (Tableau 11), ce qui confirme ainsi la quatrième hypothèse. Les effets année et autoroute s'avèrent toutefois avoir un effet non négligeable sur la probabilité de persistance (ratio de 0,31 et 1,31 respectivement).

Tableau 11 : Modélisation des effets année, saison et autoroute (mtw) sur les probabilités de persistance (ϕ) et de détection (p) des cadavres d'oiseaux. g = tous les groupes séparément ; . = paramètre constant.

Probabilité	Modèle	AICc	Δ AICc	w	np	Dev
Détection	$\phi(g) p(g)$	829,68	16,2557	0,0002	42	236,95
	$\phi(g) p(\text{saison})$	823,78	10,3543	0,0031	25	267,09
	$\phi(g) p(\text{an})$	824,70	11,2765	0,0019	24	270,10
	$\phi(g) p(\text{mtw})$	825,28	11,8571	0,0015	25	268,59
	$\phi(g) p(\text{an}*\text{saison})$	827,23	13,8081	0,0006	30	260,05
	$\phi(g) p(\text{mtw}*\text{an})$	828,53	15,1140	0,0003	29	263,47
	$\phi(g) p(\text{mtw}*\text{saison})$	830,54	17,1204	0,0001	37	248,53
	$\phi(g) p(.)$	820,74	7,3141	0,0140	22	270,30
Persistance	$\phi(\text{mtw}*\text{an}) p(.)$	836,29	22,8706	0	9	312,58
	$\phi(.) p(g)$	835,09	21,6708	0	22	284,66
	$\phi(\text{an}) p(.)$	831,91	18,4896	0,0001	4	318,32
	$\phi(\text{mtw}) p(.)$	832,03	18,6132	0,0001	5	316,42
	$\phi(.) p(.)$	830,68	17,2547	0	2	321,10
	$\phi(\text{saison}) p(.)$	815,29	1,8649	0,2141	5	299,67
	$\phi(\text{an}*\text{saison}) p(.)$	815,23	1,8079	0,2203	10	289,48
	$\phi(\text{mtw}*\text{saison}) p(.)$	813,42	0	0,5439	17	273,33

Critère d'information Akaike's (AICc), différences entre AICc (Δ AICc), poids d'Akaike (w), nombre de paramètres (np) et déviance (Dev).

La probabilité de persistance était plus forte en été, intermédiaire en automne et en hiver, et basse au printemps (Tableau 12, Figure 8 :) Par ailleurs, les probabilités de persistance tendent à être plus basses sur l'autoroute A89 que sur les autres autoroutes (Tableau 12, Figure 8 :).

Tableau 12 : Estimations (\pm s.e.) des probabilités de persistance (ϕ) et de détection (p) des cadavres d'oiseaux du modèle sélectionné (cf. Tableau 11 $\phi(\text{mtw} \cdot \text{season}) p(\cdot)$)

Probabilité	Paramètres		Estimations (\pm s.e.)	Intervalle de confiance à 95%	
	Autoroutes	Saisons		Borne inf.	Borne sup.
ϕ	A10	Automne	0,975 \pm 0,007	0,958	0,985
	A10	Hiver	1,000 \pm 0,000	0,999	1,000
	A10	Printemps	0,949 \pm 0,014	0,913	0,970
	A10	Eté	1,000 \pm 0,000	0,999	1,000
	A64	Automne	0,997 \pm 0,003	0,977	1,000
	A64	Hiver	0,976 \pm 0,018	0,900	0,994
	A64	Printemps	0,924 \pm 0,028	0,849	0,964
	A64	Eté	0,986 \pm 0,008	0,956	0,996
	A837	Automne	0,966 \pm 0,017	0,912	0,987
	A837	Hiver	0,974 \pm 0,026	0,836	0,996
	A837	Printemps	0,940 \pm 0,034	0,830	0,981
	A837	Eté	1,000 \pm 0,000	0,999	1,000
	A89	Hiver	0,806 \pm 0,093	0,564	0,930
	A89	Printemps	0,929 \pm 0,069	0,628	0,990
	A89	Eté	0,975 \pm 0,026	0,827	0,997
	A89	Automne	1,000 \pm 0,000	0,999	1,000
P	-	-	0,957 \pm 0,007	0,941	0,968

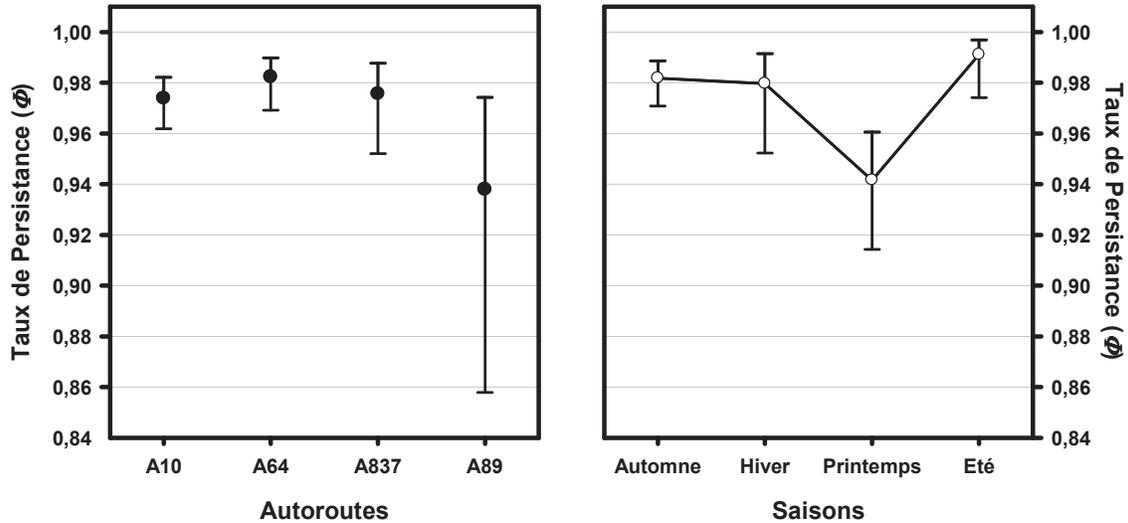


Figure 8 : Probabilité de persistance des cadavres d’oiseaux (Φ) par autoroute et par saison (les barres d’erreur indiquent \pm 95% d’intervalle de confiance)

Cependant, les modèles où le taux de persistance est fonction de l’autoroute et de la saison présentaient un plus fort AICc (813,42 ; Tableau 11) que les modèles où la probabilité de persistance est fonction de l’âge du cadavre et du groupe taxinomique (810,62 ; Tableau 8).

2. Estimation du nombre d’individus tués

2.1. Ajustement du nombre de cadavres

Le nombre brut de cadavres de Passeriformes et de Strigiformes recensés à partir des sessions de comptages varie principalement en fonction des autoroutes et des saisons. Les cadavres de Passeriformes sont au moins deux fois plus nombreux que ceux des Strigiformes (Appendix D, Fig. D dans la publication en Annexe C. Les Passeriformes et les Strigiformes ont été plus souvent tués par le trafic sur les autoroutes A64 et A10 (Appendix A dans la publication en Annexe C. Le nombre de cadavres de Passeriformes est le plus élevé en automne et le nombre de cadavres de Strigiformes est le plus important en hiver (Appendix D, Fig. D dans la publication en Annexe C.

Les probabilités de persistance et de détection peuvent être utilisées pour estimer le nombre réel de cadavres d’oiseaux sur les sections autoroutières. Par exemple, pour les 20

effraies de clochers retrouvées sur l'A64 sur 10 jours de comptage (2,5 jours) comprenant 6 vieux cadavres et 14 cadavres frais, en utilisant les probabilités issues du meilleur modèle avec effets âge et groupe taxinomique/écologique (Tableau 8), le nombre de vieux cadavres 2,5 jours avant la session de comptage était $(6 / 0,957) \times (0,999)^{-8} = 6,3$ [95% CI: 6,2 – 12,3], tandis que le nombre de cadavres frais était $(14 / 0,957) \times (0,983)^{-8} = 16,8$ [95% CI: 15,6 – 19,8] ; le nombre total de cadavres d'effraies des clochers est alors estimé à 23,1 [95% CI: 21,8 – 32,1]. De façon similaire, pour les 26 moineaux domestiques trouvés morts sur cette même autoroute, nous pouvons ainsi estimer qu'il y avait 29,2 cadavres [95% CI: 28,2 – 30,7] 2,5 jours avant la session de comptage. Comme il y a eu en 2007 quatre sessions de comptages (une par saison) avec 2,5 jours par session de comptage sur cette section de 40 km étudiée sur l'A64, il est possible d'estimer qu'il y avait 23,1 [95% CI: 21,8 – 32,1] / (10 x 40) = 0,0578 [95% CI: 0,0545 – 0,0803] cadavres.km⁻¹.jour⁻¹ d'effraies des clochers, et 0,073 [95% CI: 0,0705 – 0,0768] cadavres.km⁻¹.jour⁻¹ de moineaux domestiques. Nous pouvons extrapoler à 21,5 [95% CI: 19,9 – 29,3] cadavres.km⁻¹.an⁻¹ d'effraies des clochers et 26,6 [95% CI: 25,7 – 28,0] cadavres.km⁻¹.an⁻¹ de moineaux domestiques, sur une autoroute avec une moyenne de trafic journalier par an (TMJA) de 35 000 véhicules par jour.

De tels ajustements peuvent ainsi être réalisés chez les espèces les plus nombreuses en utilisant les probabilités de persistance et de détection issues du meilleur modèle [en l'occurrence $\Phi(A, \text{autres groupes ensemble}, OP) p(\cdot)$, Tableau 8] pour toutes les autoroutes et années (Annexe C. : dans la publication en Appendix A). Ces calculs mettent en évidence une sous-estimation du nombre réel de Strigiformes impactés atteignant environ 10% pour une période de 2,5 jours ce qui est loin d'être négligeable. Une telle sous-estimation du nombre réel de cadavres peut même atteindre 30% pour une période de comptage de 2,5 jours pour les Passeriformes.

Tableau 13 : Nombre moyen annuel de vieux, frais et tous cadavres (N) des espèces les plus fréquemment tuées, comptées sur 10 jours de sessions de comptage par an sur les autoroutes A10, A64, A837 et A89 (totalisant 169 km); N' nombre de cadavres trouvés sur un an ($N' = N / (p * \Phi^8)$) et N'' nombre de cadavres par km et par an ($N'' = (N' / 169 / 10) * 365$), N' et N'' étant ajustés avec les probabilités de persistance des cadavres (Φ) et de leur détection (p) issues du meilleur modèle sélectionné [cf. Tableau 8 : $\Phi(A, \text{autres groupes ensemble, OP}) p(\cdot)$]. N''' correspond à l'ajustement de N'' pour inclure ce qui est raté en voiture par rapport à un comptage à pied : $N''' = N'' \times 100 / 67$.

Genre espèce	Nombre de cadavres			Nombre de cadavres ajusté		Ajustement (+33%) / comptage à pied
	Frais	vieux	Σ cad (N)	N' cad	N'' cad.km ⁻¹ .an ⁻¹	N''' cad.km ⁻¹ .an ⁻¹
<i>Tyto alba</i>	31,4	12,8	44,2	51,12	11,04	14,72
<i>Strix aluco</i>	4,0	5,1	9,1	10,17	2,20	2,93
<i>Erithacus rubecula</i>	30,7	8,2	38,9	56,44	12,19	16,25
<i>Turdus merula</i>	13,9	16,8	30,7	41,63	8,99	11,99
<i>Passer domesticus</i>	19	11,8	30,8	43,19	9,33	12,44
<i>Sylvia atricapilla</i>	15,1	1,3	16,4	24,40	5,27	7,03
<i>Turdus philomelos</i>	7,5	2,3	9,8	14,15	3,06	4,08
<i>Parus major</i>	7,9	0,5	8,4	12,55	2,71	3,61
<i>Parus caeruleus</i>	7,7	0	7,7	11,63	2,51	3,35
<i>Troglodytes troglodytes</i>	4,8	2,1	6,9	9,83	2,12	2,83

Soit N'' le nombre de cadavres dénombrés en voiture après correction tenant compte de la détectabilité et de la persistance. Tenant compte du fait que le rendement de ces comptages en voiture est plus faible que celui des comptages à pied, et utilisant les chiffres des comptages en voiture et à pied sur les mêmes secteurs en parallèle, une deuxième correction peut être apportée à N'', aboutissant à la valeur N'''. Le calcul montre que N'' peut être augmenté de 33% (N''') du fait du nombre de cadavres manqués en voiture, principalement situés sur la berme. Cela porte par exemple l'effectif N''= 11,04 de l'effraie des clochers à N'''= 14,72 cadavres.km⁻¹.an⁻¹, et l'effectif du Rougegorge familier de N'' = 12,19 à N'''= 16,25 cadavres.km⁻¹.an⁻¹ (Tableau 13).

2.2. Estimation du nombre de nouveaux oiseaux tués par jour et par an par la procédure POPAN

Le meilleur modèle est celui qui, dans le cas des probabilités de persistance, sépare les passereaux des autres groupes, gardant la probabilité de détection constante et la probabilité d'entrée avec tous les groupes séparés. La probabilité d'entrée est donc variable en fonction des groupes taxinomiques (Tableau 14 et Tableau 15).

Tableau 14 : Modélisation des effets des « ordres taxinomiques / groupes écologiques » sur les probabilités de persistance (Φ) des carcasses d'oiseaux, de détection (p) et d'entrée $P-ENT$. g = tous les groupes séparément; t = sessions de comptage de cadavres ; OP = groupe de Passereaux seuls, OS = groupe de Strigiformes seuls ; $.$ = tous les paramètres constants ; avec pour modèle de base Φ (autres groupes ensemble, OP) $p(.)$ (cf. Partie II :Chap. 5 :1.4.1)

Probabilité	Modèle	AICc	Δ AICc	w	np	Dev
Entrée	Φ (autres groupes ensemble, OP) $p(.)P-ENT(.)$	609,713	116,874	0,0	3	-
	Φ (autres groupes ensemble, OP) $p(.)P-ENT$ (autres groupes ensemble, OS)	597,815	104,976	0,0	6	-
	Φ (autres groupes ensemble, OP) $p(.)P-ENT$ (autres groupes ensemble, OP)	530,002	37,164	0,0	5	-
	Φ(autres groupes ensemble, OP) $p(.)P-ENT(g)$	492,839	0,000	1,0	9	487,12

Critère d'information Akaike's (AICc), différences entre AICc (Δ AICc), poids d'Akaike (w), nombre de paramètres (np) et déviance (Dev).

Tableau 15 : Estimations (\pm s.e.) des probabilités de persistance Φ , de détection p et d'entrée $p\text{-ent}$ et les estimations des effectifs N d'oiseaux tués (analysés seulement à partir des cadavres frais) lors de la totalité des sessions de comptage du modèle sélectionné [cf. Tableau 14 : Φ (autres groupes ensemble, OP) $p(\cdot)$ $p\text{-ent}(g)$]

Probabilité	Paramètres	Estimation (\pm s.e.)	95% Intervalle de confiance	
			Min.	Max.
Φ	« Passeriformes seuls »	0,955 \pm 0,008	0,937	0,968
	« autres groupes ensemble »	0,983 \pm 0,007	0,966	0,994
P	-	0,957 \pm 0,011	0,934	0,978
$p\text{-ent}$	« Oiseaux autres seuls »	0,110 \pm 0,029	0,061	0,172
	« Oiseaux indéterminés seuls »	0,268 \pm 0,059	0,109	0,330
	« Passeriformes seuls »	0,161 \pm 0,012	0,137	0,185
	« Corvidae–rapaces diurnes seuls »	0,184 \pm 0,051	0,082	0,277
	« Strigiformes seuls »	0,207 \pm 0,023	0,161	0,250
N	« Oiseaux autres seuls »	20,324 \pm 0,327	20,016	21,195
	« Oiseaux indéterminés seuls »	0,208 \pm 0,210	0,012	0,772
	« Passeriformes seuls »	102,29 \pm 1,197	101,041	105,422
	« Corvidae – rapaces diurnes seuls »	4,256 \pm 0,256	4,014	4,955
	« Strigiformes seuls »	19,483 \pm 0,497	19,020	20,839

Il est possible ainsi d'extrapoler, à partir des valeurs d'effectifs estimés pour les sessions de comptages pour chacune des espèces, le nombre total d'individus tués annuellement sur le réseau autoroutier par le trafic.

Ainsi, sur 86 cadavres de Strigiformes trouvés, 63 étaient des effraies des clochers (Annexe C. Tableau A1) soit un pourcentage 73,3%. Sur $N = 19,48 \pm 0,50$ [19,02 – 21,84] Strigiformes tués, $N' = 14,28 \pm 0,37$ [13,93 – 15,28] effraies des clochers sont ainsi tuées sur 2,5 jours (durée d'une session de comptage), soit $5,71 \pm 0,15$ [5,57 – 6,11] effraies des clochers tuées par jour. Cet effectif est estimé sur la longueur cumulée des quatre autoroutes multipliée par le nombre de sessions soit au total 928 km échantillonnés,

tenant compte ainsi de l'effort d'échantillonnage. Sur une année entière, $2\,082,58 \pm 54,75$ [$2\,034,26 - 2\,230,15$] effraies de clochers seraient ainsi tuées sur ce même kilométrage. Cela fait donc $2\,082,58 \pm 54,75$ [$2\,034,26 - 2\,230,15$] / $928 = 2,24 \pm 0,06$ [$2,19 - 2,40$] effraies de clochers tuées par an et par kilomètre de sections des autoroutes étudiées. On peut estimer ainsi que pour les 11 100 km du réseau d'autoroutes françaises, environ $24\,910 \pm 612,67$ [$24\,332,24 - 26\,675,29$] effraies des clochers sont tuées par an. Il est toutefois nécessaire de corriger ce résultat par la sous-estimation inhérente au comptage des cadavres en voiture en comparaison du comptage à pied qui est de 33 % (voir plus haut dans cette Partie) pour obtenir l'effectif suivant : $37\,179 \pm 914$ [$36\,317 - 39\,814$].

De la même façon, il est possible d'estimer la mortalité des rougegorges familiers par an sur le réseau français : il y a eu 52 rougegorges sur 321 Passeriformes tués (Annexe C. tableau A1) soit 16,2% des cadavres de Passeriformes. Sur $N = 102,29 \pm 1,20$ [$101,04 - 105,42$] Passeriformes tués, $N' = 16,57 \pm 0,19$ [$16,37 - 17,08$] rougegorges familiers sont ainsi tués sur 2,5 jours, soit $2\,418,61 \pm 27,74$ [$2\,389,69 - 2\,493,68$] rougegorges familiers tués par an sur les sections d'étude. Cela donne $2,61 \pm 0,03$ [$2,58 - 2,69$] rougegorges familiers tués par an et par km et donc environ $28\,929,45 \pm 331,24$ [$28\,583,59 - 29\,827,42$] rougegorges familiers tués par an sur le réseau autoroutier français. Une correction de 33% pour être proche des résultats des comptages réalisés à pied donne l'effectif suivant : $43\,178 \pm 494$ [$42\,662 - 44\,518$].

Les estimations des autres espèces les plus fréquemment tuées sont résumées dans le Tableau 16 suivant.

Tableau 16 : Effectifs des espèces les plus fréquemment tuées de Strigiformes et de Passeriformes par an, par km et sur la totalité des 11 100 km du réseau autoroutier français, estimés avec la procédure POPAN à partir des cadavres frais trouvés entre 2006 et 2008 sur la totalité des saisons et des autoroutes (A10, A64, A837 et A89, totalisant un échantillonnage de 928 km sur toutes les sessions de comptage).

E Brut Ordre : effectif de cadavres frais de tous les Strigiformes (Strigif.) ou de Passeriformes (Passer.) tués sur toutes les sessions de comptages et toutes les autoroutes entre 2006 et 2008 (Annexe C. Tableau A1)

E Brut sp : effectif de cadavres frais de chacune des espèces de Strigiformes ou de Passeriformes tués sur toutes les sessions de comptages et toutes les autoroutes entre 2006 et 2008 (Annexe C. Tableau A1)

N Ordre : abondance de cadavres de Strigiformes (Strigif.) ou de Passeriformes (Passer.) tués estimés par la procédure POPAN (Tableau 15)

N' sp : abondance de cadavres d'espèces de Strigiformes (Strigif.) ou de Passeriformes (Passer.) tués estimés par la procédure POPAN, avec $N' sp = N Ordre * \% sp$ et $\% sp = N Brut sp / N Brut Ordre$

$N'.j^{-1}$; $N.an^{-1}$; $N.an^{-1}.km^{-1}$: abondance de cadavres nouvellement tués estimée respectivement sur une journée, sur une année, par an et par kilomètre, avec $N.j = N sp/2,5$

$N'/FRA.an^{-1}$: abondance de cadavres nouvellement tués estimée sur les 11 100 km du réseau autoroutier français par an

N' est calculé à partir du meilleur modèle sélectionné [cf. Tableau 14 : $\Phi(\text{autres groupes ensemble, OP})$ $p(.) p\text{-ent}(g)$].

Ordre	E Brut Ordre	Genre sp.	E Brut sp	% sp	N Ordre	N' sp	$N'.j^{-1}$	N'/an^{-1}	$N'.km^{-1}.an^{-1}$	$N'/FRA.an^{-1}$
Strigif.	86	<i>T. alba</i>	63	73,26	19,47	14,26	5,71	2082,58	2,244	24910,16
Strigif.	86	<i>S. aluco</i>	14	16,28	19,47	3,17	1,27	462,80	0,499	5535,59
Passer.	321	<i>E. rubecula</i>	52	16,20	102,26	16,57	6,63	2418,61	2,606	28929,45
Passer.	321	<i>T. merula</i>	46	14,33	102,26	14,65	5,86	2139,54	2,306	25591,43
Passer.	321	<i>P. domesticus</i>	34	10,59	102,26	10,83	4,33	1581,40	1,704	18915,41
Passer.	321	<i>S. atricapilla</i>	19	5,92	102,26	6,05	2,42	883,72	0,952	10570,37
Passer.	321	<i>T. philomelos</i>	14	4,36	102,26	4,46	1,78	651,16	0,702	7788,70
Passer.	321	<i>P. major</i>	14	4,36	102,26	4,46	1,78	651,16	0,702	7788,70
Passer.	321	<i>P. caeruleus</i>	10	3,12	102,26	3,19	1,27	465,12	0,501	5563,35
Passer.	321	<i>T. troglodytes</i>	10	3,12	102,26	3,19	1,27	465,12	0,501	5563,35

Tableau 17 : Abondances journalière et annuelle (Abj et AbA respectivement) de cadavres d'effraies des clochers calculées à partir des données brutes sur les quatre autoroutes et toutes les sessions de comptage en voiture.

Abj = [Nb effraies /session] / (JS x CS x KMC) : abondance de cadavres d'effraie par km et par jour

AbA = Abj x 365 (jours par an) : abondance de cadavres d'effraie par km et par an

Session	Autoroute	JS = Nb jours /session	CS = Nb comptages / session	KMC = Nb km / comptage	Nb Effraies / session	Abj = Nb Effraies. km ⁻¹ .jour ⁻¹	AbA = Nb Effraies.km ⁻¹ .an ⁻¹
1	A10	2,5	5	55	6	0,009	3,185
2	A10	2,5	5	55	3	0,004	1,593
3	A10	2,5	5	55	3	0,004	1,593
4	A10	2,5	5	55	8	0,012	4,247
5	A10	2,5	5	55	1	0,001	0,531
6	A10	2,5	5	55	8	0,012	4,247
7	A10	2,5	5	55	3	0,004	1,593
8	A10	2,5	5	55	4	0,006	2,124
1	A837	2,5	5	32	0	0,000	0,000
2	A837	2,5	5	32	0	0,000	0,000
3	A837	2,5	5	32	3	0,008	2,738
4	A837	2,5	5	32	0	0,000	0,000
5	A837	2,5	5	32	1	0,003	0,913
1	A64	2,5	5	40	11	0,022	8,030
2	A64	2,5	5	40	1	0,002	0,730
3	A64	2,5	5	40	6	0,012	4,380
4	A64	2,5	5	40	2	0,004	1,460
1	A89	2,5	5	42	1	0,002	0,695
2	A89	2,5	5	42	1	0,002	0,695
3	A89	2,5	5	42	0	0,000	0,000
4	A89	2,5	5	42	1	0,002	0,695
					Moyenne		1,878
					Erreur standard		0,438
					Intervalle de confiance à 95%		1,020 – 2,737

Si nous comparons l'abondance de cadavres d'effraies des clochers issues de la modélisation avec POPAN ($2,24 \pm 0,06$ individus.km⁻¹.an⁻¹, intervalle de confiance à 95% = [2,19 – 2,40], Tableau 16) avec celles estimées à partir des données brutes pour cette même espèce (voir calculs détaillés dans le Tableau 17 ci-dessus) nous pouvons constater

que l'abondance brute moyenne ($1,88 \pm 0,44$ [$1,02 - 2,74$] individus.km⁻¹.an⁻¹, Tableau 17 et Annexe D.) est sous-estimée de 15,5 % par rapport l'abondance estimée par POPAN.

Une comparaison de l'abondance de cadavres de rougegorges familiers estimée avec POPAN ($2,61 \pm 0,03$ [$2,58 - 2,69$] km⁻¹.an⁻¹, Tableau 16) avec celle calculée à partir des données brutes ($1,67 \pm 0,56$ [$0,57 - 2,77$] km⁻¹.an⁻¹ ; Annexe D.), montre que sans la prise en compte des taux d'entrée, de persistance et de détectabilité comme cela est fait dans POPAN, l'abondance de cadavres à partir des données brutes est sous-estimée de 35,9 % par rapport à l'estimation POPAN, et ce sans tenir compte de la sous-estimation de l'effectif des cadavres de 33% liée à la méthodologie de comptage en voiture.

2.3. Variations de l'activité des nécrophages par évaluation des probabilités de persistance et de détection des cadavres expérimentaux

L'évaluation des probabilités de persistance et de détection des cadavres expérimentaux montre qu'il existe un effet très significatif de l'interaction année*session*comptage sur le taux de persistance des cadavres expérimentaux (cf. Appendix C de la publication en Annexe C.).

L'effet session indique que le taux de persistance varie entre les différents comptages d'une même session de 2,5 jours. Le taux de persistance est ainsi plus élevé durant les périodes inter-comptages nocturnes que durant les périodes inter-comptages diurnes. En revanche, ce taux varie de façon marginale en fonction des années, celui-ci étant plus fort en 2007 qu'en 2008 (Figure 9).

Le taux de persistance des carcasses expérimentales varie fortement en fonction des saisons. Il est nettement plus bas au printemps, comme ce fut le cas pour les cadavres d'oiseaux (cf. plus haut). Le taux de persistance en hiver est nettement plus faible que les taux estivaux et automnaux de valeurs très proches, mais reste bien supérieur au taux de persistance printanier (Figure 9).

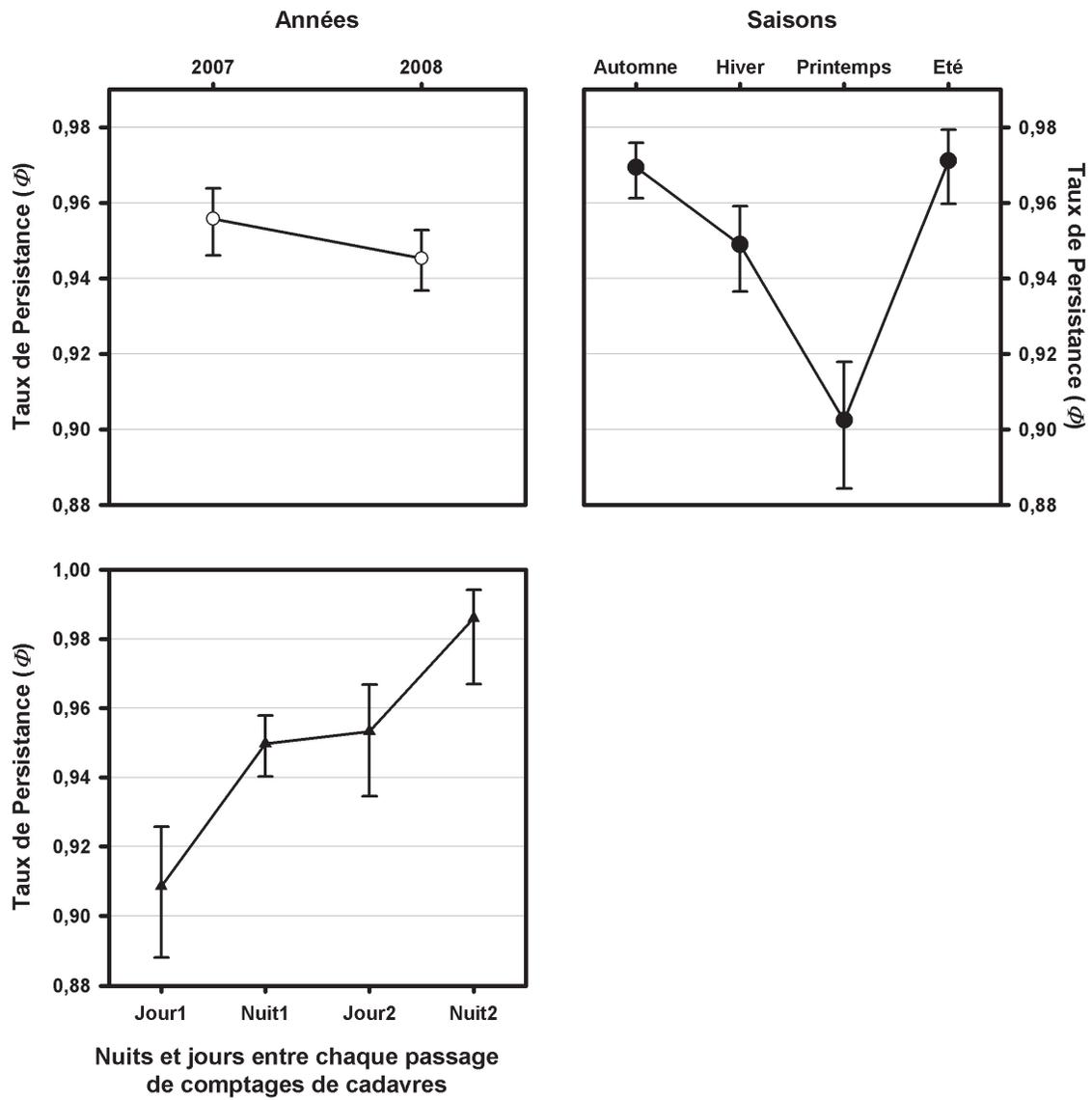


Figure 9 : Probabilité de persistance des cadavres expérimentaux (Φ) par année, par saison et par entre les comptages d'une même session (les barres d'erreur indiquent \pm 95% d'intervalle de confiance)

Chap. 6 : Discussion

1. Méthodologie de comptage de cadavres

Les sessions de comptage à pied se révèlent plus efficaces dans notre étude (328 cadavres d'oiseaux enregistrés, Tableau 5) que celles réalisées en voiture (220 cadavres d'oiseaux soit 33% de moins que l'effectif de cadavres relevé à pied). Certains auteurs (Slater 2002, Erritzøe 2002, Erritzøe et al, 2003) avaient déjà signalé que les comptages à pied de cadavres sur le bord des routes et autoroutes étaient significativement plus précis que les comptages en voiture. Nos résultats confirment cette constatation pour les bermes, mais pas sur la chaussée pour laquelle les comptages en véhicule sont même plus efficaces que les comptages à pied. D'autre part, le nombre de cadavres relevés à pied sur le TPC et la BAU reste similaire au nombre de cadavres relevés en voiture. Cette différence d'efficacité sur la chaussée et plus marginalement pour le TPC est probablement due au fait que le chauffeur participe au comptage et qu'il a une meilleure vue sur la chaussée circulée et le TPC que le passager (qui n'a pour tâche que de compter), et encore plus que le recenseur à pied qui ne peut se déplacer que sur la berme pour des raisons évidentes de sécurité. Deux personnes relevant les cadavres en véhicule, pour peu qu'elles soient entraînées, sont à peu près aussi efficaces qu'une seule personne faisant les relevés de cadavres à pied (214 et 224 cadavres d'oiseaux relevés respectivement, Tableau 5), si les bermes ne sont pas prises en compte. Si par contre ces dernières sont seules prises en compte, le comptage à pied est très significativement plus efficace que le comptage en voiture (104 et 6 cadavres respectivement).

Le TPC présente un faible nombre de cadavres pour les Passereaux en comparaison des Strigiformes voire même des Rapaces-Corvidae (OR) (Figure 7). La détectabilité des Passereaux au niveau du TPC est a priori plus faible du fait de leur taille. Cela introduit un biais dans les comptages, qu'ils soient à pied ou en véhicule, difficile à résoudre car il est très dangereux de compter les cadavres sur le TPC sur une autoroute sous circulation. Toutefois, plusieurs passages par session de comptages en véhicule sur une courte période ont permis de fiabiliser le comptage pour le mettre quasiment au niveau du comptage à pied.

Le comptage à pied sur la berme présente par ailleurs l'inconvénient d'être consommateur en temps. Il ne permet pas d'échantillonner beaucoup plus que 10 km de longueur de section par jour (20 km en sommant les deux côtés de l'autoroute), quand un comptage en véhicule permet de prospecter presque 60 km de section (soit 120 km au total) en une demi-journée. De plus, la hauteur de la végétation sur les bermes au printemps et en été abaisse la détectabilité des cadavres pour les observateurs, du fait qu'elles ne sont généralement pas fauchées par les concessionnaires durant la saison de reproduction dans un but de préservation de la biodiversité. A la lumière de nos résultats, nous suggérons ainsi de réaliser des sessions de comptage de cadavres en véhicule sur des sections d'autoroute de longueur supérieure à 20 km, et de les compléter par des sessions de comptages à pied sur de courtes sections afin d'estimer la quantité de carcasses non détectées sur les bermes. La quantité importante de cadavres manqués (33%) quand le comptage est fait au moyen d'un véhicule, ces cadavres étant principalement ceux positionnés sur la berme, implique en effet une évaluation obligatoire de ce biais dans les comptages.

2. Les espèces impactées par le trafic

Comme cela a été observé lors de précédentes études en Europe (Bourquin 1983, Massemin et Zorn 1998, Massemin et al. 1998, Fajardo 2001, Ramsden 2003, Girard 2011, 2012) et dans les relevés du CRBPO (Tableau 1), l'Effraie des clochers est l'espèce la plus fréquemment relevée percutée par le trafic autoroutier dans notre étude (nombre ajusté N'=51 cadavres ; Tableau 13).

Plusieurs espèces de Passereaux ont été également fréquemment tués, tel que le Rougegorge familier (N'=56 cadavres), le Merle noir (N'=42 cadavres) et le Moineau domestique (N'=43 cadavres ; Tableau 13). Ces résultats concordent avec ceux des études antérieures qui affirmaient le fait que les Passereaux étaient l'ordre le plus tué par le trafic routier (Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Hell et al. 2005, Orłowski 2008, Slater 2002, Girard (2011, 2012)).

Les Passereaux sont ainsi bien plus nombreux globalement que les Strigiformes comme cela a été auparavant observé (Hodson 1960, Hodson et Snow 1965, Erritzøe et al. 2003).

Cette variation quant au nombre de Strigiformes et plus particulièrement d'Effraie des clochers provient de sa densité qui peut varier fortement d'une région à l'autre (Bourquin 1983, Massemin et Zorn 1998, Hell et al. 2004).

3. Probabilités de persistance et de détection des cadavres d'oiseaux

3.1. Les facteurs intrinsèques

Il existe une différence significative entre la probabilité de persistance des cadavres de Strigiformes et celles des Passeriformes, celle des Strigiformes étant plus élevée que celle des Passeriformes. Ceci est cohérent avec l'autre résultat qui indique un effet quadratique de la masse corporelle spécifique standardisée sur la probabilité de persistance des cadavres. Cet effet quadratique pourrait être due au fait que les animaux nécrophages ne peuvent que déplacer les cadavres les plus lourds hors de la chaussée faute de pouvoir les consommer rapidement ou les emporter si le poids du cadavre approche celui du charognard. Les plus petits cadavres peuvent, en plus d'être emmenés rapidement ou consommés directement sur la chaussée, être poussés plus loin par le souffle généré par le trafic, et rester alors cachés par la végétation de la berme en limite de la chaussée. Les Passereaux sont ainsi sous-estimés en comparaison des autres ordres durant les sessions de comptage du fait de leur plus faible taux de persistance. Ces résultats sont en cohérence avec ceux obtenus par Korhonen et Nurminen (1987), qui ont montré que les petits oiseaux disparaissaient après $1,2 \pm 0,4$ jour tandis que les plus gros oiseaux disparaissaient après $2,1 \pm 0,7$ jours (Korhonen et Nurminen 1987). Mais nos résultats montrent toutefois de plus fortes persistances, certainement du fait que Korhonen et Nurminen ont conduit leurs études durant le printemps et l'été seulement, au moment où les taux de persistance sont les plus faibles (d'après nos résultats). De la même façon, Ponce et ses collaborateurs (Ponce et al. 2010) ont montré, dans une étude sur les cadavres d'oiseaux sous les lignes électriques à haute tension en Espagne, que 85,7% des petits cadavres, 78,8% des cadavres de taille moyenne et 73,6% des gros cadavres d'oiseaux disparaissaient en deux jours sur la même période de 10 mois. Santos et ses collaborateurs (2011) ont également constaté que les petits oiseaux disparaissaient plus vite que les gros. Ce différentiel de probabilité de disparition en fonction de la taille du cadavre a par ailleurs été observé sur d'autres études sur autoroutes (Erritzøe 2002;

Erritzøe et al. 2003, Mira [com. pers.]), mais également lors d'études sur les cadavres après des marées noires (Flint et al. 1999, Ford and Zafonte 2009). Les Passereaux peuvent également être sous-estimés du fait d'une plus faible probabilité de détection (Erritzøe 2002; Erritzøe et al. 2003), ce que nous n'avons pas observé lors de notre étude certainement du fait que le personnel présent lors du recensement était bien entraîné.

L'autre facteur intrinsèque influençant la probabilité de persistance des cadavres d'oiseaux est l'âge de ces derniers. Le facteur âge des cadavres a un effet équivalent sur la probabilité de persistance quel que soit le groupe écologique ou le taxon. Les vieux cadavres sont ainsi plus persistants que les jeunes. Cela peut être dû au fait que les animaux nécrophages ont plus de difficulté à détecter et consommer les vieux cadavres, ceux-ci étant déformés, moins reconnaissables, les couleurs étant moins vives et surtout, la plupart de ces vieux cadavres étant incrustée dans la chaussée et donc peu accessible. Les vieux cadavres sont d'autant moins appétants pour les charognards qu'il n'en reste le plus souvent que les plumes sur la peau et le squelette (Photographie 3). Cet effet âge des cadavres sur leur persistance a également été observé au long des saisons par Flint et ses collaborateurs (2010).

Il est à noter que le nombre de cadavres frais est globalement plus élevé que le nombre de cadavres âgés, semblant ainsi indiquer qu'une majorité des cadavres disparaissait assez rapidement. Certains cadavres persistent jusqu'à quatre mois, principalement des gros cadavres majoritairement représentés par des effraies des clochers. Mais un nombre non négligeable de Passeriformes a persisté également plusieurs mois. La persistance du cadavre est fonction de sa position sur la chaussée (Guinard, obs. pers.), la plupart des cadavres qui persiste longtemps est soit située à la limite entre la berme et la BAU ou sur le TPC, car ils sont épargnés par le passage des véhicules et par les fauches régulières durant le printemps et l'été. La proportion de ces cadavres très persistants varie en fonction des autoroutes car l'effort fait par les patrouilleurs à ramasser les cadavres visibles est « culturellement » récent chez ASF. Les ramassages sont donc plus fréquents sur les autoroutes récentes (A837 et A89) sur lesquelles le personnel a été plus récemment recruté, que sur les vieilles autoroutes telles que l'A10 où on trouve plus de très vieux cadavres (ASF, Lebrun, com. pers.).

3.2. Les facteurs extrinsèques

Contrairement à la probabilité de détection qui est constante, la probabilité de persistance des cadavres d'oiseaux varie en fonction des saisons ; elle est faible au printemps comparé aux autres saisons. L'influence de la saison sur la probabilité de persistance n'avait pas été mise en évidence jusqu'ici sur des autoroutes, mais elle avait été observée dans des études sur l'impact des éoliennes, et dans des études de surveillance sanitaire (Young et al. 2003, Fiedler 2004, Prosser et al. 2008, Flint et al. 2010). Cependant, aucune variation saisonnière de la probabilité de persistance n'a été observée sous les lignes hautes tensions en Espagne (Ponce et al. 2010), suggérant ainsi que l'activité de charognage puisse varier en fonction de la latitude ainsi qu'en fonction de l'environnement local.

En effet, la plupart des études sur l'impact des éoliennes et les études sanitaires a été réalisée dans des climats plus septentrionaux (Young et al. 2003, Fiedler 2004, Prosser et al. 2008, Flint et al. 2010) que l'étude de Ponce et al. (2010) sous les lignes électriques, menée sous un climat de type méditerranéen. Les animaux nécrophages semblent moins soumis aux rigueurs de l'hiver et au manque de nourriture inhérente à cette saison en zone méditerranéenne.

Si on ne tenait pas compte des variations saisonnières dans les probabilités de persistance / détection, ne prendre en compte que les résultats bruts de mortalité issus des sessions de comptage conduites tout au long de l'année amènerait une sous-estimation du nombre d'animaux tués par le trafic et donc l'impact potentiel du trafic sur la dynamique populationnelle. Dans notre étude, la probabilité de persistance étant la plus petite au printemps, les estimations brutes de mortalité au printemps, prises en compte sans l'ajustement par le taux de persistance, s'en trouveraient être à proportion une plus forte sous-estimation que pour les autres saisons.

La faible probabilité de persistance printanière des cadavres d'oiseaux est globalement liée à l'activité des animaux nécrophages, qui est importante à cette saison. L'activité de charognage diurne est principalement due à la Pie bavarde *Pica pica*, à la Corneille noire *Corvus corone corone*, à la Buse variable *Buteo buteo* et au Milan noir *Milvus migrans* (Guinard, obs. pers.), espèces déjà signalées dans d'autres études (Mason et MacDonald 1995, Slater 2002, Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003). Durant la nuit, les animaux

nécrophages sont principalement des mammifères qui ont eux même été observés morts, tués par le trafic autoroutier sur la zone d'étude (Guinard, données non publiées) : la Fouine (*Martes foina*, n = 12 carcasses), la Martre des pins (*Martes martes*, n = 4), le Putois (*Mustela putorius*, n = 19), la Belette (*Mustela nivalis*, n = 9), le Renard roux (*Vulpes vulpes*, n = 9), le Chat haret (*Felis catus*, n = 4), la Genette (*Genetta genetta*, n = 2), le Blaireau, (*Meles meles*, n = 2). Ces espèces qui ont également été observées sont majoritairement nocturnes (Howes 1977, Slater 2002, Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Wilson et Mittermeier 2009).

Le pic printanier d'activité de charognage correspond à la période durant laquelle autant les mammifères que les oiseaux élèvent leurs jeunes (Prosser et al. 2008). La plus basse activité de charognage durant l'année correspond à la fin de la saison estivale et à l'automne ; elle augmente progressivement durant l'hiver. C'est à cette dernière saison que les mammifères sont certainement les moins actifs (Wilson et al. 2009), mais le manque de nourriture doit certainement pousser les oiseaux nécrophages opportunistes ou spécialistes à étendre leur effort de prospection sur les autoroutes en cette saison. Comme cela a précédemment été démontré en Pologne (Selva et al. 2003, 2005, Selva et Fortuna 2007), l'apport de ressource trophique que constituent les charognes est plus prédictible en hiver sur les autoroutes. Cela représente une source de nourriture cruciale pour les charognards à cette saison (Selva et al. 2003, 2005, Selva et Fortuna 2007), même si la quantité de carcasses est plus faible en hiver qu'en automne.

Les charognards utilisent moins les cadavres sur les autoroutes en automne, qui est pourtant la période où il y en a le plus [probablement dû au fait qu'il s'agit d'une période migratoire durant laquelle les oiseaux et en particulier les jeunes oiseaux inexpérimentés sont particulièrement vulnérables et du fait des populations aviaires plus grandes avec les jeunes (Hernandez 1988, Clevenger et al. 2003, Hell et al. 2005)]. Il semblerait donc que les animaux nécrophages utilisent les autoroutes comme zones de nourrissage quand ils n'ont plus de nourriture ailleurs. L'exploitation des cadavres sur les autoroutes n'est en effet pas exempte de risques contrairement à d'autres zones de nourrissage disponibles ; seul un besoin impérieux doit les pousser à s'y nourrir, comme en période de nourrissage des jeunes ou de disette hivernale.

L'effectif des cadavres de chaque ordre ou groupe écologique présente un pic en automne [nov.-déc. ;Annexe C. (Appendix D, Fig D1 de l'article en Annexe C.)]. La plupart des

études menées en Allemagne, Danemark, Suède ou Slovaquie, place plutôt le pic de collision en août-septembre en particulier pour les Passeriformes (Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Hell et al. 2004), voire même plus tôt au printemps en Angleterre (Finnis 1960, Hodson et Snow 1965) ou dans le centre-ouest de la France (Girard 2011, 2012). Mais dans ce dernier cas, le pic de collisions pour le Rougegorge familier est aux mêmes dates que les nôtres. Notre étude montre que chez les Passereaux, le second pic est au printemps suivi de peu par la saison estivale. Chez les Strigiformes, le second pic est en hiver, à peine moins élevé que le premier pic automnal, comme observé par Massemin et al. (1998) et par Girard (2011, 2012) dans le même secteur géographique que le nôtre. Le pic automnal chez les Strigiformes (Appendix D, Fig D1 de l'article en Annexe C.) correspond à la phase d'envol des immatures, et le second pic hivernal correspond à la mortalité adulte qui s'approchent des routes pour chasser du fait du manque de proies durant cette saison (Massemin et al. 1998).

La différence dans la densité de cadavres entre les quatre sections autoroutières provient également de la différence de trafic routier (Hodson 1960, Lodé 2000, Erritzøe 2002 et Erritzøe et al. 2003). Ce point est confirmé par le fait que le nombre de carcasses d'oiseaux par an et par km est élevé pour l'A10 et A64, qui ont chacune un Trafic Moyen Journalier Annuel (TMJA) de 35 000 véh.jour⁻¹, par rapport à l'A837 et l'A89 qui n'ont que 8 000 véh.jour⁻¹.

Les facteurs susceptibles d'avoir des effets sur les probabilités de persistance et de détection furent testés dans des analyses différentes : facteurs intrinsèques vs. facteurs extrinsèques. De ce fait, les résultats issus de l'analyse de l'influence des facteurs intrinsèques par exemple pourraient également être influencés par les facteurs extrinsèques sans que cela soit pour autant révélé dans le meilleur modèle et vice versa. En résumé, des facteurs intrinsèques et extrinsèques pourraient ensemble influencer les probabilités de persistance et de détection selon des modalités (effet additif, en interaction, ou autres ?) qui sont, du fait de ces analyses séparant ces deux types de facteurs, difficiles à déterminer. Cependant, malgré le nombre relativement faible de données disponibles, nous pouvons supposer que, en nous basant sur la figure mettant en relation le nombre de cadavres de Passeriformes et de Strigiformes avec les années,

saisons et autoroutes (cf. Appendix D Fig. D : extrait de la publication en Annexe C.), les deux types d'effets ne sont pas fortement confondus.

Enfin, il faut noter que les estimations de probabilités de détection ont été obtenues à partir de cadavres qui ont été positionnés et marqués après leur découverte. Ces cadavres ont été ainsi plus aisés à détecter par les observateurs lors des passages ultérieurs dans une même session de comptage. Il en résulte que les probabilités de détection sont certainement légèrement surestimées, et donc que le nombre réel de cadavres est encore sous-estimé. Les futures études devraient ainsi estimer la probabilité de détection sans positionner ni marquer les cadavres afin d'obtenir des résultats moins biaisés.

4. Estimation des effectifs bruts de cadavres d'oiseaux

Les oiseaux ont été plus tués sur l'A10 et l'A64, probablement à cause de l'intensité du trafic qui est plus fort sur ces autoroutes que sur l'A837 et l'A89 (35 000 véh.jour⁻¹ TMJA contre 8 000 véh.jour⁻¹ TMJA respectivement), confirmant ainsi les résultats observés lors d'études antérieures (Erritzøe et al. 2003). Les taux de mortalité bruts dus au trafic observés dans notre étude (Tableau 12 et Tableau 13, cf. Appendix D Fig. D : extrait de la publication en Annexe C.) sont équivalents à ceux observés lors d'autres études : 10,8 carcasses de moineaux domestiques km⁻¹.an⁻¹ (Hell et al. 2005), 0,08 oiseaux km⁻¹.jour⁻¹ soit 29,2 oiseaux km⁻¹.an⁻¹ (toutes espèces confondues, Girard (2011, 2012)). Les ajustements successifs du nombre brut N de cadavres d'oiseaux (N = 6,77 cadavres de moineaux domestiques km⁻¹.an⁻¹) par les probabilités de détection et de persistance, et la prise en compte de la proportion de cadavres observés en plus lors de comptages à pied (N = 14,18 cadavres de moineaux domestiques km⁻¹.an⁻¹), font apparaître une sous-estimation initiale du nombre de cadavres de près de 48%. Cette sous-estimation est énorme et doit être prise en compte dans des modélisations de dynamiques de population.

Les résultats des ajustements des effectifs de cadavres, calculés à partir de la probabilité d'entrée par kilomètre par jour ou par an, sont équivalents au nombre de nouveaux cadavres observé par Orłowski (2008). La méthodologie dans cette étude consistait en deux à trois passages par semaine en repoussant de la chaussée les cadavres déjà comptés ; le nombre d'oiseaux trouvés tués correspond donc aux nouveaux cadavres tués

chaque jour. Ainsi notre étude évalue à 2,871 le nombre de moineaux domestique (*P. domesticus*) tués par kilomètre et par an, ce qui est proche des 4 oiseaux par kilomètre et par an observés par Orłowski (2008). Les estimations du nombre de cadavres d'oiseaux sur les autoroutes françaises de notre étude (500 000 oiseaux sur 11 000 km d'autoroutes) sont cohérentes avec les 80 millions d'oiseaux annuellement tués sur l'ensemble du réseau routier et autoroutier américain (6 500 000 km, Erickson et al. 2005) en tenant compte du moindre trafic et de la plus faible mortalité sur routes comparée à celle sur les autoroutes, la vitesse des véhicules étant un facteur influençant fortement le nombre de collisions d'oiseaux..

Hormis dans l'étude d'Orłowski (2008), il est parfois difficile de faire la différence dans les méthodes et les résultats entre le nombre de cadavres trouvés par an et le nombre d'oiseaux tués par jour ou par an. Ce problème de comparabilité des résultats avait été relevé par Erritzøe (2002). La différence entre le nombre de cadavres estimé par an, en tenant compte des probabilités de persistance et de détection pour chaque espèce, et le nombre d'oiseaux tués sur un an calculé avec POPAN illustre l'importance de bien distinguer ces deux paramètres.

Nos résultats sur le nombre d'oiseaux tués avec la méthode utilisant la procédure POPAN, du Program Mark, incluant cette fois l'effort de recherche (nombre de km parcourus en cumulés par session de comptage), semblent cohérents. Ainsi sur les 60 000 couples d'effraies des clochers estimés en France avec en moyenne 4,1 poussins à l'envol par couple soit environ 246 000 poussins à l'envol par an en France (Cramp et al. 1985), près de 25 000 effraies des clochers sont tuées, en majorité des jeunes à l'envol (Massemin et Zorn 1998, Ramsden 2003) soit près de 10% de la totalité des jeunes à l'envol chaque année sur les autoroutes en France ce qui est une estimation a priori acceptable. Cette méthode semble donc pertinente - au regard des sous-estimations observées pour les calculs d'abondance de cadavres à partir des seules données brutes en comparaison des abondances estimées avec POPAN (près de 15 % de sous-estimation pour l'Effraie des clochers et près de 36 % pour le Rougegorge familier) - même si toutefois les évaluations du nombre d'oiseaux tués par unité de temps sont à prendre avec précaution chez certaines espèces plus que d'autres. En effet, le nombre estimé dans notre étude d'effraies des clochers tuées sur le réseau autoroutier français par exemple, pourrait être légèrement sur-évalué en comparaison des autres espèces. Près de la moitié des cadavres

des effraies des clochers était observée lors de nos recensements sur le TPC (Figure 7). Or il était impossible d'y vérifier la véritable fraîcheur du cadavre pour des raisons de sécurité. Ces oiseaux gardant longtemps leur plumage en état, le nombre de cadavres frais d'effraies des clochers aura été ainsi certainement sur-estimé. Par ailleurs, il peut exister une sous-estimation pour l'ensemble des espèces des N cadavres trouvés dans la méthode POPAN. Une part importante de cadavres d'oiseaux, celle présente sur la berme, est en effet ratée lors des comptages en voiture (sous-estimation de l'ordre de 30 %, voir Partie II :Chap. 5 :1.2) et n'est pas incluse dans les données qui ont servi à l'analyse sus-dite, il est donc nécessaire de faire cette correction a posteriori. De plus, les modèles incluant l'analyse de la probabilité d'entrée ne sont pas tout à fait fiables. En effet, le marquage de la position de chaque cadavre après découverte a pour effet d'augmenter la probabilité de détection lors des passages suivants, biaisant les modèles. Pour mesurer sans biais le paramètre d'entrée, il faudrait réaliser à l'avenir des protocoles spécifiques sans marquage de la position du cadavre afin d'avoir une probabilité de détection homogène tout au long des passages.

Il est à préciser aussi qu'il faut, pour qu'une telle estimation de la mortalité sur l'ensemble du réseau autoroutier français à partir d'une collecte de cadavres soit valide, que les espèces étudiées aient une aire de répartition qui couvre tout le territoire national. Dans le cas contraire, il faudra retrancher la part du réseau autoroutier français qui est hors de l'aire de répartition de l'espèce visée.

5. Cadavres expérimentaux

Les poussins morts, âgés de deux jours, utilisés lors de cette étude comme cadavres expérimentaux pour mesurer l'activité des animaux nécrophages sur les autoroutes, sont connus pour être des appâts relativement attractifs (Slater 2002), ce qui pourrait amener à surestimer l'activité de charognage. Cependant, les probabilités de persistance des cadavres expérimentaux et des passereaux « sauvages » ne sont pas significativement différentes, indiquant ainsi que les poussins morts semblent être des modèles adéquats pour mesurer l'activité des animaux nécrophages.

Les cadavres expérimentaux étaient par contre plus revus par les expérimentateurs que les cadavres d'oiseaux ; cela est probablement dû au fait que les premiers étaient déposés très régulièrement au pied des bornes kilométriques, et donc très facilement détectables lors des comptages.

Les différences interannuelles dans la probabilité de persistance des cadavres expérimentaux (cf. Appendix C : extrait de la publication en Annexe C.), et donc dans l'activité de charognage, n'ont été observées sur les autoroutes dans aucune autre étude. Dans la littérature, les variations interannuelles dans la densité des oiseaux ont principalement été expliquées par les conditions climatiques locales qui influent sur la disponibilité des proies et par voie de conséquence sur le succès reproducteur (Bourquin 1983). D'autre part, la disponibilité des cadavres est connue pour influencer la densité des animaux nécrophages et leur activité (Knight et al. 1995, Roen et Yahner 2005, Rösner et Selva et al. 2005, Margalida et al. 2007), et ce plus particulièrement sur les routes et autoroutes (Bautista et al. 2004, Lambertucci et al. 2009). Le nombre de cadavres variant chaque année (Joveniaux 2005), la densité des Corvidae et des Falconiformes et donc le taux de persistance des cadavres peuvent varier en conséquence. Ainsi, une année avec une faible disponibilité des cadavres du fait d'une mauvaise saison de reproduction, pourrait accroître la compétition entre charognards, de laquelle découlerait une plus faible probabilité de persistance des cadavres. Des études complémentaires de longue durée sur les variations interannuelles sont cependant nécessaires pour préciser ce point.

Les taux de persistance des cadavres pendant les périodes inter-comptages diurnes sont significativement plus faibles que pendant les périodes nocturnes. Comme cela fut indiqué plus haut, la plupart des charognards diurnes est des oiseaux (Guinard obs. pers., Slater 2002, Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003) et leur efficacité à trouver des cadavres est meilleure que celle des mammifères terrestres comme cela a été noté dans une autre étude (Antworth et al. 2005). Les oiseaux sont plus efficaces à trouver des cadavres car ils volent et peuvent donc détecter des charognes plus loin et plus rapidement que les mammifères qui du sol peuvent n'utiliser la nuit que leur odorat (Rösner et Selva 2005).

Le fait que la probabilité de persistance des cadavres expérimentaux ne présente pas de différence significative entre autoroutes est plus complexe à expliquer. La plus forte disponibilité des cadavres sur l'A64 et l'A10 comparée à celles de l'A837 et de l'A89 devrait

impliquer une plus faible probabilité de persistance sur l'A64 et l'A10. En effet, comme décrit plus haut, il a été montré que le nombre de carcasses influe sur l'activité des charognards (Knight et al. 1995, Roen et Yahner 2005, Rösner et Selva 2005, Margalida et al. 2007). Cependant, la forte densité de trafic moyen journalier annuel (TMJA) de l'A64 et de l'A10 en comparaison de celle de l'A837 et de l'A89 (35 000 contre 8 000 véh.jour⁻¹ TMJA respectivement, données du CETE SO) peut modérer l'attractivité supérieure de la forte densité de cadavres pour les animaux nécrophages. Une forte densité de trafic implique une moindre disponibilité des cadavres pour les charognards, car elle entraîne un plus fort risque pour ceux-ci de se faire tuer par les véhicules (Hodson 1962, Knight et al. 1995, Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Lambertucci et al. 2009). Mais le fait de ne pas avoir détecté d'effet significatif des autoroutes sur la probabilité de persistance des cadavres d'oiseaux suggère que, si un tel effet existe, il est marginal et peu clair, masqué par un grand nombre de facteurs intrinsèques et extrinsèques (tels que le profil transversal de l'autoroute, la typologie du paysage ou la densité des espèces d'oiseaux à l'extérieur des emprises autoroutières, ...).

La probabilité de détection des cadavres expérimentaux par l'observateur est significativement différente de celle des cadavres d'oiseaux « sauvages ». Les cadavres expérimentaux étaient régulièrement disposés, au pied des bornes kilométriques, donc plus détectables que les « sauvages » (voir chapitre précédent). Il n'en demeure pas moins que les carcasses expérimentales ne sont pas plus faciles à détecter visuellement par les charognards que les cadavres d'oiseaux recensés. Ceci est confirmé par le fait que la probabilité de persistance des poussins n'est pas différente de celle des Passeriformes : les charognards n'ont pas significativement capturé plus de passereaux que de poussins (cf. Appendix C : extrait de la publication en Annexe C.).

On pourrait objecter que le fait d'avoir placé des cadavres expérimentaux à intervalles réguliers a pu « saturer » la communauté locale de charognards au point qu'elle était moins susceptible d'emporter une carcasse, affectant artificiellement la probabilité de persistance des cadavres. Cependant, la densité moyenne des cadavres (tous vertébrés confondus) était de 0,44 cadavres par km sur l'A89, 1,29 cadavres par km sur l'A837, 1,45 pour l'A10 et 2,35 pour l'A64 (cf. Partie II :Chap. 5 :1.1). A l'exception de l'A89, les densités de cadavres d'animaux étaient plus élevées que celle des cadavres expérimentaux (1 poussin par km) et l'hypothèse d'une « saturation » par ces derniers est peu probable.

6. Conclusion de la deuxième partie de la thèse

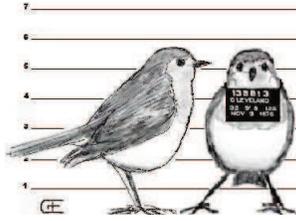
Beaucoup de facteurs doivent être pris en compte lors des recensements de cadavres. Tenir compte des probabilités de persistance et de détection des cadavres, devra permettre d'obtenir des estimations de mortalité des populations animales beaucoup plus précises. Les fortes variations saisonnières de l'activité de charognage dans les latitudes tempérées doivent ainsi être prises en compte à chaque recensement de ce type, les animaux nécrophages ayant un fort impact sur les estimations de mortalité sur autoroutes et en particulier sur celles des Passeriformes. Ainsi, une sous-estimation de 10% voire 30% ou même de 50% de la mortalité due au trafic autoroutier d'une espèce animale en danger d'extinction, qui pourrait résulter d'une faible probabilité de détection et/ou de persistance de ses cadavres, pourrait avoir des conséquences significatives sur la modélisation de la dynamique de la population et sur les stratégies de conservation à mettre en place. Pour ce faire, les sessions de comptages de cadavres sur autoroutes devraient être réalisées a minima toutes les saisons, idéalement mensuellement, en réalisant des sessions d'un minimum de trois comptages successifs pour mesurer les probabilités de persistance et de détection. Si cela est possible, des sessions de comptages hebdomadaires [minimum exigible par Santos et ses collaborateurs (2011)], ou à tout le moins mensuelles, avec des observateurs entraînés pour diminuer les biais dans la mesure de la probabilité de détection, devraient être conduites sur plusieurs autoroutes durant plusieurs années successives afin de mieux comprendre les variations inter-annuelles dans les probabilités de persistance des cadavres. A la lumière de notre étude, nous suggérons de réaliser des sessions de comptage en voiture sur des sections autoroutières de plus de 15-20 km chacune, et de réaliser des comptages à pied sur de plus courtes sections.

Pour étudier les effets des bermes (et de leur structure de végétation), du profil de l'autoroute (déblai, remblai, profil mixte et au niveau du terrain naturel) et de la composition du paysage dans lequel s'insère l'infrastructure de transport, et dans le but de proposer des mesures d'atténuation des impacts liés au trafic, il est nécessaire d'échantillonner de longues sections autoroutières. Etant donnée la meilleure exhaustivité des sessions de comptage réalisées à pied par rapport à celles faites en voiture, et du fait que les comptages à pied ne peuvent raisonnablement pas être réalisés sur des sections

autoroutières de plus de 20 km de long, nous recommandons de procéder à un double échantillonnage, des sessions de comptages à pied sur de courtes sections échantillons étant utilisées ensuite pour corriger les estimations obtenues lors des sessions de comptages réalisées en voiture sur de plus longues sections. Lors des sessions de comptages, les cadavres ne devraient par ailleurs être ni positionnés ni marqués (ou alors très discrètement) pour obtenir une évaluation moins biaisée de la probabilité de persistance, de détection, d'entrée, et donc du nombre de cadavres.

Il est d'autre part indispensable d'évaluer la densité et la composition des peuplements des charognards tout comme celles des oiseaux en bordure de l'infrastructure linéaire de transport concomitamment aux recensements de cadavres, ce qui sera fait dans la deuxième partie de cette thèse. Il est également nécessaire de tenir compte du trafic de véhicules quand plusieurs autoroutes sont comparées. De plus, comme les petits cadavres disparaissent plus vite, il est important de connaître les effectifs respectifs des gros et des petits cadavres, sans oublier la proportion de cadavres vieux et frais (du fait de l'effet âge sur la probabilité de persistance des cadavres) afin de les ajuster ensuite grâce à leurs taux de persistance respectifs. Confronter ces estimations avec les caractéristiques des habitats comme le profil transversal de l'autoroute, le trafic et la typologie de structure de la végétation des bernes, et avec la densité des populations d'oiseaux et leurs caractéristiques éco-éthologiques peut permettre d'expliquer la distribution spatiale des cadavres d'oiseaux sur une autoroute et ainsi proposer de meilleures mesures d'atténuation des impacts du trafic autoroutier sur l'avifaune.

Enfin, l'usage de carcasses expérimentales telles que des poussins morts âgés de deux jours peut être une technique complémentaire tout à fait valable pour mesurer l'activité de charognage.



PARTIE III : LE PEUPEMENT D'OISEAUX EN BORDURE D'AUTOROUTE

Chap. 7 : Problématique

Les oiseaux sont diversement impactés par les autoroutes, l'importance de l'impact variant en fonction de nombreux facteurs. La mortalité des oiseaux liée au trafic autoroutier est notamment fonction des espèces présentes près de l'infrastructure de transport. De nombreuses études ont montré que l'effectif de chaque espèce d'oiseaux est fonction de l'occupation du sol (Atauri et de Lucio 2001) et notamment de la végétation qui y croît (Blondel et al. 1973). Cet effectif est également fonction de la présence de rivières, de lignes électriques, d'infrastructures routières, et les coupures brutales qu'elles peuvent chacune générer dans certains paysages, en particulier dans les paysages fermés de type forestiers (Göransson et al. 1978, Small et Hunter 1989, Erritzøe et al. 2003). Les infrastructures linéaires de transport routières, du fait de leurs divers effets répulsifs et attractifs, peuvent ainsi modifier la composition des peuplements caractéristiques des divers types d'occupation du sol qu'elles traversent (Forman et Alexander 1998). Une autoroute traverse différents territoires avec des densités et des compositions spécifiques des peuplements d'oiseaux différentes dans chaque cas. Il est donc en prime abord nécessaire d'évaluer la composition et la densité spécifiques du peuplement aviaire en bordure des autoroutes étudiées.

La mortalité des oiseaux due au trafic autoroutier est également plus ou moins influencée par d'autres facteurs éco-éthologiques et biologiques spécifiques et que nous allons détailler dans le présent chapitre.

1. La densité des oiseaux en bordure de route

Il existe un lien direct entre la densité des différentes espèces d'oiseaux aux abords des autoroutes et les fréquences spécifiques des collisions avec le trafic, comme ceci a été montré par Møller et al. (2011). L'hypothèse nulle est que les oiseaux, quelle que soit

l'espèce, sont percutés par hasard, et que seule les densités des différentes espèces peut expliquer les nombres spécifiques des collisions avec le trafic.

2. La distance de fuite

Cependant les densités seules ne peuvent pas suffire à expliquer les mortalités spécifiques des oiseaux avec le trafic (Møller et al. 2011). D'autres facteurs intrinsèques aux espèces rencontrées (facteurs biologiques, ou traits de vie) peuvent influencer sur les probabilités spécifiques de se faire percuter par le trafic. Parmi eux, la capacité de fuite est reconnue comme un facteur important (Blumstein 2006, Møller et al. 2010, 2011). Celle-ci est liée à la capacité visuelle d'une espèce et à son comportement de vigilance (Tisdale et Fernández-Juricic 2009, Whittingham et al. 2004). Elle peut être mesurée par la distance de fuite par rapport à un prédateur (Blumstein 2006, Møller et al. 2010, 2011). Cette variable présente l'avantage d'être facilement mesurable et utilisable dans les calculs relatifs aux facteurs intrinsèques.

3. La capacité cognitive

La distance de fuite d'une espèce d'oiseau est aussi influencée par sa capacité cognitive (Blumstein 2006). Les Corvidae, réputés pour leur forte capacité cognitive (Emery et Clayton 2004), ont une grande distance de fuite face à un danger. La capacité cognitive et la taille du cerveau comptent dans la capacité à anticiper et à visualiser un danger dans un milieu nouveau à risque (Nicolakakis et al. 2003, Blumstein 2006). Ainsi certains auteurs pensent que les oiseaux migrateurs ont un plus petit cerveau et migrent notamment du fait d'une moindre flexibilité du comportement (Winkler et al. 2004, Hedenström 2008). La région de l'hippocampe, reliée à la capacité de navigation et à la mémoire spatiale, serait plus volumineuse avec l'âge chez les migrateurs que chez les résidents (Healy et al. 1996). Les oiseaux avec un gros cerveau à proportion de leur taille ont ainsi une survie meilleure dans la nature (Sol et al. 2005a, 2007) même si cela ne semble pas influencer leur taux d'extinction (Nicolakakis et al. 2003, Blumstein 2006). Les oiseaux qui ont réussi des invasions dans un continent nouveau sont ceux qui ont le plus gros cerveau et ceux qui ont

une plus grande flexibilité dans les comportements, notamment un plus grand effort d'exploration et une moindre néophobie (Sol et al. 2002, 2005a). C'est aussi le cas des oiseaux des zones tempérées paléarctiques qui ne migrent pas (Sol et al. 2005b), et qui globalement sont les mieux adaptés aux environnements changeants (Schultz et al. 2005). La capacité cognitive est donc un élément important à prendre en compte. Elle peut être évaluée par la capacité d'apprentissage à des environnements et situations nouvelles. Mais elle peut toutefois aller de pair avec de plus grandes prises de risque, et par conséquent diminuer la distance de fuite.

La distance de fuite est par ailleurs fortement influencée par la sociabilité de l'espèce. Les espèces grégaires ont une meilleure chance de survie face à un prédateur, l'alerte pouvant être donnée rapidement et l'effet de masse réduit la probabilité individuelle de détection (Bednekoff et Lima 1998, Lima 1998, Lima *et al.* 1999, Beauchamp 2008). D'autres auteurs (Møller et al. 2011) ont de plus démontré que les oiseaux le plus souvent parasités (généralement les espèces solitaires) se font plus percuter par le trafic. Ces paramètres ne seront toutefois pas pris en compte dans nos analyses car peu de nos espèces sont sociables durant la saison de reproduction, et il ne nous a pas été possible d'obtenir le taux de parasitisme des oiseaux trouvés morts sur les sections autoroutières explorées.

4. Le régime alimentaire

La capacité d'échapper à un danger comme celui de l'approche rapide d'un véhicule peut être également influencée par le régime alimentaire de l'oiseau. Les oiseaux qui se nourrissent sur des espèces mobiles comme les insectes volants ont une meilleure vision et une plus grande réactivité ainsi qu'une meilleure capacité voilière (Blumstein 2006, Møller *et al.* 2011).

5. La capacité voilière

La capacité voilière est liée à la forme des ailes (Savile 1957, Mila *et al.* 2008, Pennycuik 2008). Les oiseaux résidents ont les ailes plus rondes et leurs fémurs relativement plus courts que ceux des oiseaux migrateurs, favorisant ainsi la manœuvrabilité et le décollage

plus rapide (Swaddle et Lockwood 1998, 2003, Lockwood *et al.* 1998, Barbosa et Møller 1999, Balmford *et al.* 2000, Pérez-Tris *et al.* 2000, Pérez-Tris et Telleria 2001, Leisler et Winkler 2003, Fiedler 2005, Mila *et al.* 2008). Or la capacité de décollage rapide du sol et la manœuvrabilité en vol diminuent les risques de prédation (Bijlsma 1990, Metcalfe et Ure 1995, Kullberg *et al.* 1996). Les espèces d'oiseaux résidents préfèrent ainsi les capacités anti-prédateurs comparées aux espèces migratrices qui privilégient la capacité voilière longue distance (Tellería *et al.* 2001, Mila *et al.* 2008). Un des meilleurs indices permettant de quantifier la forme des ailes est celui mis au point par Swaddle et Lockwood (1998). Il se base sur la mesure de la longueur totale des huit plus grandes rémiges primaires et sur la différence de longueur totale (de la pointe à la limite de la peau où est fiché le rachis) de la rémige primaire la plus longue avec les longueurs totales des autres rémiges primaires. Ces mesures sont ensuite analysées par ACP en taille contrainte (ou SCCA : Size-Constrained Components Analysis). D'autres indices alaires plus simples mesurent l'arrondi d'une aile d'oiseau, comme l'indice de « pointness » de Busse (Busse 1967). Ce dernier est plus aisé à calculer car il utilise les différences de longueur entre les rémiges primaires contigües, ce qui est beaucoup plus facile à mesurer que la longueur totale des rémiges utilisée dans l'indice alaire de Swaddle et Lockwood (1998). De plus, les différences de longueur entre les rémiges primaires sont disponibles dans la littérature (Cramp 1988 - 1994), au contraire des longueurs totales des rémiges primaires.

6. Les hypothèses testées

Les hypothèses testées dans le présent chapitre sont donc les suivantes : (i) La probabilité pour une espèce d'oiseau de se faire tuer par le trafic autoroutier dépend de sa densité dans la zone environnant l'infrastructure de transport. Contrairement aux autres traits spécifiques, la densité est un paramètre de niveau populationnel. Pour une analyse statistique au niveau individuel, l'évaluation des effets des différents facteurs biologiques décrits ci-après devra être réalisée sur la mortalité spécifique pondérée par la densité spécifique ; (ii) la deuxième hypothèse est que les individus des espèces d'oiseaux qui ont une grande distance de fuite ont une plus faible probabilité de se faire percuter par les véhicules que ceux qui ont une faible distance de fuite ; (iii) la troisième hypothèse est que les oiseaux avec de bonnes capacités cognitives et capacités d'apprentissages sont moins

susceptibles de se faire tuer par le trafic autoroutier ; (iv) la quatrième hypothèse est que le régime alimentaire influe sur la probabilité pour un oiseau d'être percuté par le trafic autoroutier ; (v) la cinquième hypothèse est que le caractère migrateur ou sédentaire d'une espèce peut influencer sur la probabilité de se faire tuer par le trafic ; (vi) la sixième et dernière hypothèse est que les espèces d'oiseaux à ailes rondes, du fait de leur meilleure manœuvrabilité et de leur puissance au décollage, ont une plus faible probabilité de se faire tuer par le trafic que les oiseaux avec des ailes pointues.

L'objet de ce chapitre est de déterminer le(s)quel(s) de ces facteurs biologiques intervient le plus dans la probabilité pour l'oiseau de se faire percuter par un véhicule sur une autoroute.

Chap. 8 : Aire d'étude et méthodologie des paramètres biologiques des espèces avicoles en bordure d'autoroutes

1. Comptage des oiseaux morts sur la chaussée et aire d'étude

Le comptage des oiseaux trouvés morts sur la chaussée a été réalisé une fois par saison en 2008 et 2009 par la méthodologie décrite dans la Partie II : au chapitre méthodologie. La seule différence fut toutefois que les sections échantillonnées ont été allongées en 2009. Ainsi la section d'étude de l'A10 a été allongée de 56,8 km (du PK 470 au PK 413,2, la section de l'A10 totalisant alors 111,8 km au lieu des 55 km en 2008). La section d'étude de l'A837 a été rallongée en 2009 de 2,4 km (du PK 3 au PK 0,6, totalisant 35,4 km au lieu de 33 km en 2008). La section d'étude sur l'A89 a été allongée de 29,6 km vers l'ouest (PK115 au PK 85,4 soit une longueur totale de 71,3 km au lieu de 41,7 km en 2008). La longueur cumulée des trois sections autoroutières a donc été de 218,5 km en 2009 au lieu de 129,7 km en 2008 (Tableau 2).

2. Les paramètres biologiques

2.1. Méthodologies d'estimation des abondances des différentes espèces d'oiseaux en bordure des autoroutes

Les groupes avifaunistiques les plus tués par le trafic (décrits plus haut dans la Partie II) sont par ordre décroissant les Passeriformes, les Strigiformes et le groupe Rapaces diurnes – Corvidae. La densité de ces taxons / groupes écologiques fut évaluée près des sections étudiées des autoroutes A10, A837 et A89 par des méthodes particulières à chacun de ces groupes, du fait de leurs différences d'écologie, de densité, et de comportement (Bibby et al. 2000).

2.1.1. Les Passeriformes

Les densités des Passeriformes ont été mesurées par une méthode dérivée des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA : Blondel et al. 1970), plus précisément de celle utilisée lors des programme STOC du MNHN (Jiguet et al. 2011).

La méthode consiste à réaliser des écoutes sur des points regroupés dans une zone la plus homogène possible. Chaque zone dite d'écoute comporte six points d'écoute (Figure 10 :). Ces derniers sont disposés sur deux lignes parallèles, trois points étant disposés sur une ligne située à une distance entre 100 et 500 m de l'autoroute (points d'écoute P - Proche), et les trois autres points plus ou moins alignés entre 500 à 1000 m de l'autoroute (points d'écoute L – Loin, Figure 10). Cette disposition des points d'écoute sur deux lignes avait pour but de vérifier s'il existait un effet distance à l'autoroute dont un effet bruit du trafic.

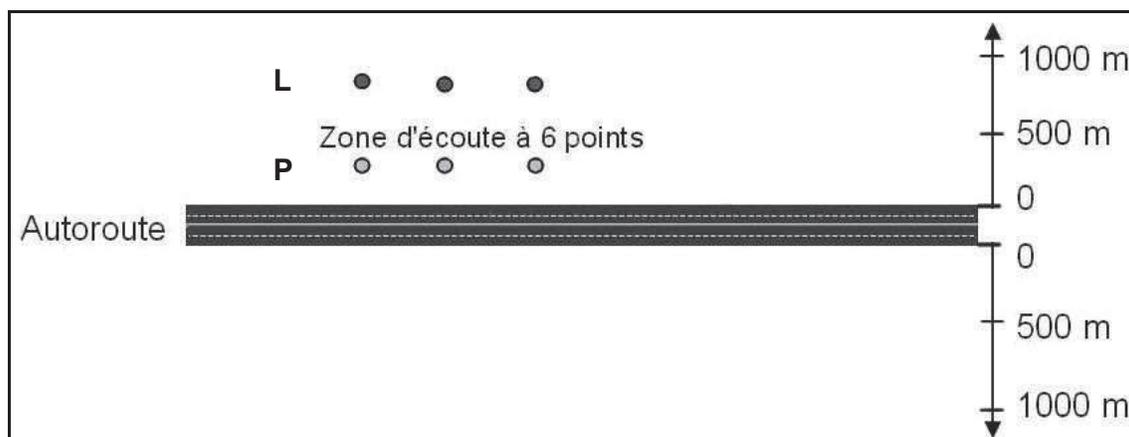


Figure 10 : Schéma de principe du positionnement des 6 points d'écoute dans chaque zone d'écoute

Les zones d'écoute étaient positionnées de façon hiérarchique et aléatoire, les points étant toutefois placés dans des types de paysage les plus homogènes possibles et les plus représentatifs des paysages traversés par l'infrastructure autoroutière. Une condition fut que les zones soient accessibles par véhicule. Les zones d'écoutes n'étaient pas les mêmes d'une année à l'autre et étaient assez régulièrement réparties à un intervalle d'environ 10 km sur chaque autoroute.

Le peuplement avicole a été échantillonné avec 4 à 6 zones d'écoutes à proximité chacune des trois sections autoroutières. L'A10 a été échantillonnée avec 4 zones d'écoute en 2008 et 6 zones d'écoute en 2009. Les deux autres autoroutes ont été échantillonnées de 4 zones d'écoutes chacune en 2008 et 2009 ; Annexe A. et Annexe B. Le nombre total de zones d'écoute était de 26 sur les deux années, correspondant à un total de 156 points d'écoute. Chacun des points d'écoute a été relevé deux fois dans l'année, une fois en avril mai et la fois suivante fin mai début juin. Les écoutes commençaient à l'aube (au levé du soleil) et se terminaient à 10H30 du matin au plus tard.

Sur chaque point, l'écoute dure 5 minutes, intervalle décomposé en 2+2+1 minutes. Durant les deux premières minutes sont relevés tous les oiseaux vus et entendus ; durant les trois dernières minutes sont seulement notés les oiseaux non contactés lors des deux premières minutes.

Pour évaluer la densité absolue spécifique, à chaque oiseau entendu ou vu est mesurée, quand cela est possible, la distance qui le sépare de l'expérimentateur, et ceci au moyen d'un télémètre laser en 2009. Une autre méthode utilisée en parallèle en 2008 et 2009 a été de noter la présence d'un oiseau dans un rayon de 0 à 25 m de l'observateur, et dans un anneau de 25 à 100 m de l'observateur. Cette méthode permet de calculer une abondance relative suffisante pour une comparaison entre les sites d'écoutes pour les espèces les plus communes (Bas et al. 2009).

Lors de la plupart des inventaires, à chaque point d'écoute, une mesure du bruit (dB(A)) environnant a été réalisée au moyen d'un sonomètre sur les 5 minutes d'écoute (sonomètre ACLAN SDH80).

2.1.2. Les Strigiformes

Les Strigiformes ont été écoutés en hiver généralement au mois de janvier et février 2008 et 2009 sur les mêmes zones et points que pour les passereaux. Les écoutes ont été faites du crépuscule à 01H00 du matin.

Le temps par point d'écoute est de 15 minutes, non découpées en sous-périodes de temps compte tenu du faible nombre de Strigiformes entendus.

L'évaluation des distances était faite au jugé vu l'impossibilité d'utiliser d'un télémètre laser et de la localiser précisément l'oiseau chanteur.

Cependant, les données récoltées ont été insuffisantes pour être exploitées. Il eût été nécessaire de faire un effort d'échantillonnage beaucoup plus important, qui ne fut pas à notre portée.

2.1.3. Les Falconiformes et Corvidae

Nous avons réalisé en 2008 deux comptages de rapaces diurnes et corvidae par la méthode de transect sur route ou plus précisément des IKA, pour en évaluer l'abondance sur le bord des autoroutes (Thiollay 1976, Craig 1978). Nous nous étions également inspirés de la méthode adaptée par Meunier et ses collaborateurs (2000), en faisant deux passages sur les sections par jour sur les 3 jours des comptages de cadavres. Un passager à l'arrière du véhicule comptait les rapaces et corvidae posés sur la berme ou en vol au-dessus de l'autoroute.

Ces comptages étaient réalisés concomitamment à des comptages de cadavres, mais le trop faible nombre de relevés nous a empêché de les analyser. Comme pour les Strigiformes, il eût fallu un effort de prospection beaucoup plus important en réalisant des sessions de comptages spécifiquement dédiés aux rapaces et corvidae, ce qui n'était pas possible.

2.1.4. Distance à l'autoroute et effet du bruit sur les passérimorphes

A partir des deux séries de points situés respectivement près (c'est-à-dire à 100-500 m) et loin (à 600-1 000 m) de l'autoroute (cf. § 1.1.1), nous avons estimé l'effet distance des points à l'autoroute, qui est corrélé entre autre au bruit généré par l'autoroute, sur l'abondance des espèces de Passeriformes les plus fréquemment détectées ($n \geq 30$). Ceci a

été fait en évaluant les effets des variables suivantes sur le nombre d'oiseaux répartis dans la classe de distance oiseau-observateur « 0-25m » et sur celui observé pour la classe de distance « 25-100 m », qui est un proxy de la probabilité de détection (Bas et al. 2009) :

- « L_P » (points d'écoute près ou loin de l'autoroute),
- « CLC simplifiée » (occupation du sol Corine Land Cover simplifiée [voir description de CLC simplifiée dans la Partie IV :Chap. 12 :2.1, Tableau 23])
- « vu/entendu » (différenciation entre les espèces surtout « vues » [espèces majoritairement observées de visu] et les espèces surtout « entendues » [espèces plus souvent repérées par leurs chants]).

2.1.4.1. Densités relatives

Pour estimer les densités spécifiques relatives, nous divisons pour chaque espèce observée le nombre d'individus détectés entre 0 et 25 m de l'observateur par le nombre total d'individus observés entre 0 et 100 m de l'observateur. Le résultat est multiplié par le nombre total d'oiseaux de cette espèce contactée entre 0 et 100 m des observations STOC afin d'obtenir l'abondance relative spécifique correspondante.

Nous avons préalablement vérifié si le rapport du nombre d'oiseaux vus-entendus entre 0 et 25 m de l'observateur sur le nombre total d'oiseaux vus-entendus entre 0 et 100 m de l'observateur, est corrélé à la même mesure obtenue à partir des données du programme national STOC-EPS (Jiguet et al. 2011).

2.1.4.2. Densités absolues

Nous avons estimé les densités absolues spécifiques sur les zones d'écoute au moyen du logiciel DISTANCE (version 6.0 ; Thomas et al. 2002) qui incorpore des fonctions de détection en fonction de la distance pour estimer les densités (Buckland et al. 2001). On peut combiner diverses fonctions clefs de détection (half normal, hazard-rate, and uniform) et termes d'ajustement (cosinus, simple polynomiale et hermite polynomiale) pour modéliser les probabilités de détection de chaque espèce (ayant un effectif minimal de 30 individus détectés), et choisir le meilleur modèle en utilisant le Critère d'Information d'Akaike (AIC; Akaike, 1973, Anderson et al. 1994) et le test chi-deux d'ajustement (Choquet et al. 2002). Du fait que nos points ont été échantillonnés deux fois par an, l'effort de prospection a été ajusté en conséquence. Tous les contacts au-delà des 200 m

de distance vis-à-vis de l'observateur ont été exclus. Pour améliorer l'ajustement des modèles, nous avons tronqué les observations de la façon suivante :

Nous avons d'abord figuré les observations de toutes les espèces les plus observées lors des séances d'écoute par des boîtes à moustaches (0). Pour réaliser une troncature sur ces données statistiques, nous calculons ensuite une valeur limite pour chaque espèce z_{spi} :

avec $z_{sp} = 1,75 \times (\text{valeur du percentile } 75\%)$

- Si $z_{spi} > (\text{valeur du maximum s.d.})$, alors la troncature est à la valeur du percentile 75%,

- Si $z_{spi} < (\text{valeur du maximum s.d.})$, alors la troncature est à la valeur de z_{sp}

2.2. La distance de fuite et la capacité cognitive

Les données spécifiques de distances de fuite des Passeriformes ont été extraites des travaux de Møller (2008a,b) et avec ses collaborateurs (2011).

La capacité cognitive d'une espèce est liée à sa capacité d'apprentissage (Emery et Clayton 2004). Par exemple, si une espèce ayant été capturée une première fois au filet a tendance à éviter le filet quand il se présente d'autres fois, c'est qu'elle est capable d'analyser et de garder en mémoire des repères associés au danger. Nous avons supposé que la capacité d'apprentissage de l'évitement d'un danger déjà rencontré par l'animal est a priori liée à sa capacité cognitive. Elle peut être indirectement mesurée à partir du taux de capture de l'espèce lors des programmes de baguage, plus précisément par le rapport entre le nombre de re-captures au filet (ou contrôles) sur le nombre de premières captures au filet. Ce rapport est ainsi inversement proportionnel au taux d'apprentissage. Les données de captures-contrôles de baguage utilisées pour son calcul étaient celles du CRBPO – MNHN.

2.3. Le régime alimentaire

Le régime alimentaire intervient aussi sur la probabilité pour un oiseau de se faire tuer par le trafic autoroutier. Nous avons distingué trois grands groupes : les insectivores (I), les omnivores (O), et les végétariens (V). Sont classés insectivores les oiseaux qui se nourrissent majoritairement d'insectes et d'autres arthropodes, omnivores ceux qui ont une large palette de ressources trophiques (divers végétaux et animaux), et végétariens

ceux qui se nourrissent majoritairement de végétaux (bourgeons, graines), même si ces derniers se nourrissent d'insectes durant la saison de reproduction.

2.4. Migrateur ou sédentaire

La capacité à migrer est un trait biologique qui peut être lié à beaucoup d'autres facteurs biologiques comme la forme de l'aile, les capacités cognitives et aussi sur la probabilité de se faire percuter par un véhicule, ne serait-ce que parce que les migrateurs sont présents moins longtemps dans l'année. Les espèces classées comme migratrices (M) dans cette étude le sont strictement sur le territoire étudié. Les espèces sédentaires le sont globalement sur le territoire étudié, même si certaines sous-populations plus nordiques de ces mêmes espèces peuvent se mélanger aux sédentaires dans l'aire d'étude pour y hiverner.

2.5. La morphologie des ailes

La morphologie des ailes et en particulier leur forme arrondie ou pointue a été mesurée par l'indice I_p « pointness » de Busse (1967) :

$$I_p = \frac{(\sum P_d + \sum P_p) 100}{P_{\max} W (n - 1)}$$

- Où :
- P_d projection de la rémige primaire distale sur la rémige primaire la plus longue
 - P_p projection de la rémige primaire proximale sur la rémige primaire la plus longue
 - P_{\max} projection maximale sur la rémige primaire la plus longue
 - W longueur de l'aile
 - n nombre de rémiges primaires prises en compte
 - Σ somme des projections des n rémiges sur la rémige primaire la plus longue

Cet indice présente l'avantage d'être simple d'utilisation, car la projection des primaires est plus aisée à mesurer lors des baguages, et elle permet d'avoir plus de précision que la mesure de longueur totale de la rémige primaire. La projection des rémiges primaires est

par ailleurs disponible dans la littérature. Celles des espèces ci-étudiées ont été tirées des « Handbook of the Birds of the Western Palearctic » (Cramp 1988-1994).

La formule « pointness » de Busse a été calculée d'une part pour 7 (Ib6), et d'autre part pour 9 rémiges primaires (Ib8), dans un but comparatif.

2.6. Les analyses statistiques

2.6.1. La densité spécifique des Passeriformes en bordure d'autoroute et le problème du bruit

Les mesures de la densité des Passeriformes en bordure d'autoroute sont susceptibles d'être affectées par le bruit du trafic, qui émerge par rapport au bruit de fond de la zone étudiée. Il s'agit donc d'évaluer l'effet de la nuisance acoustique correspondante sur les espèces d'une part, sur l'observateur d'autre part, pour répondre aux questions suivantes : (i) le bruit du trafic a-t-il un effet répulsif sur certaines espèces en bordure immédiate des autoroutes? (ii) le bruit a-t-il pour effet des différences de détectabilité en fonction de la distance du point d'écoute à l'autoroute ?

Sur chaque site, nous avons d'abord comparé les différences de niveau de bruit [en dB(A) en 2009], d'effectifs des oiseaux (2008-2009 avec deux passages par an), et des nombres d'espèces d'oiseaux (2008-2009 avec deux passages par an) entre les points éloignés de l'autoroute (L) et les points rapprochés de l'autoroute (P). Pour cela, nous avons utilisé des tests de Wilcoxon et des tests de Student, après avoir vérifié que les échantillons suivent la loi normale au moyen de tests de Shapiro. Nous avons considéré que le niveau de bruit en 2008 devait être équivalent à celui de 2009, car il est lié au trafic qui a très peu évolué entre ces deux années.

Nous avons ensuite utilisé un modèle linéaire généralisé pour évaluer l'effet de ce bruit sur la détectabilité des oiseaux entre les points proches des sections autoroutières et ceux qui en sont éloignés. Nous avons pris une réponse binaire entre présence et absence pour le nombre d'oiseaux observés à la classe distance entre 0-25m d'une part, à la classe de distance entre 25-100m d'autre part [(glm(formula = cbind(D0_25, D25_100) ~ X, family = "binomial")]. Nous avons analysé les effets des facteurs suivants sur les effectifs appariés de ces deux classes distances à l'autoroute :

- proximité-éloignement (L_P) à l'autoroute,
- typologies d'occupation du sol Corine Land Cover sur le site d'échantillonnage,
- l'effectif de chaque espèce de Passeriformes vue ou entendue lors des sessions de relevés de densité.

Tous les modèles ont été hiérarchisés en utilisant le Critère d'Information d'Akaike (AICc; Akaike, 1973, Hurvich and Tsai 1989). Ces tests ont été réalisés avec le logiciel R (version 2.13.2, R Development Core Team 2004).

2.6.2. Analyses de l'influence des facteurs biologiques sur les effectifs spécifiques des cadavres de Passeriformes sur les autoroutes.

L'objectif de cette analyse est de mesurer l'effet des facteurs biologiques sur le nombre de cadavres à un niveau individuel et non pas à un niveau populationnel. L'effectif d'individus d'une espèce tués par le trafic autoroutier est donc ici préalablement divisé par la densité (absolue ou relative) de cette espèce.

L'analyse statistique de l'influence des facteurs biologiques a été réalisée sur les effectifs spécifiques de cadavres de 2009, pondérés par les densités spécifiques absolues ou relatives. Les effectifs pondérés ont ensuite été transformés pour suivre la loi normale de la façon suivante :

$$\ln_{\text{tué/viv}} = \ln [(N_{spi} \text{ tués} / \text{Densité}_{spi}) + (N_{spmin} \text{ tués} / \text{Densité}_{spmin})]$$

où N_{spn} est le nombre d'individus de l'espèce n tués, Densité_{spn} est la densité d'individus de l'espèce n ; N_{spmin} est le nombre d'individus tués de l'espèce min la moins tuée et Densité_{spmin} est la densité d'individus de l'espèce min la moins tuée et \ln représente le logarithme népérien. Cette addition a pour but d'éviter d'avoir des termes égaux à zéro avant transformation en logarithme népérien.

Nous avons ensuite bâti un modèle linéaire généralisé qui a permis d'évaluer l'effet de ces facteurs biologiques sur l'indice $\ln_{\text{tué/viv}}$ (en densité relative ou absolue) spécifique des Passeriformes les plus fréquemment observés près des autoroutes, après avoir vérifié la normalité de l'échantillon, et si un quelconque facteur biologique est corrélé avec un ou plusieurs autres facteurs biologiques. Nous avons également vérifié si $\ln_{\text{tué/viv}}$ suit la loi normale par un test de Lilliefors.

Les GLM et les tests de Wilcoxon, de Lilliefors et de Shapiro (tests de normalité) ont été réalisés avec le logiciel R (version 2.13.2, R Development Core Team 2004), les matrices de corrélations ayant été calculées avec Statistica (version 7.1.30, StatSoft Inc).

Chap. 9 : Résultats

Il a été relevé 3247 enregistrements (dont 3669 individus) sur les 156 points d'écoute sur les deux années de relevés (Tableau 18).

Tableau 18 : Nombre d'enregistrements et d'individus relevés en 2008 et 2009 sur les 156 points d'écoute proches (P) ou loins (L) des autoroutes A10, A837 et A89

	Enregistrements			Individus		
	Total	L	P	Total	L	P
2008	1548	793	754	1762	854	908
2009	1701	920	781	1907	1035	872
Total	3249	1713	1535	3669	1889	1780

1. La densité spécifique des Passeriformes

1.1. Evaluation de l'effet distance à l'autoroute

Nous avons dans ce chapitre analysé l'effet du bruit selon la distance à l'autoroute dans la détection d'un effectif d'oiseaux par site ou d'un nombre d'espèces.

L'analyse a d'abord porté sur la différence d'intensité de bruit (dB(A)) entre les points d'écoute L (éloignés de l'autoroute, distance moyenne \pm s.d. : 776,4 \pm 219,0 m) et les points d'écoute P (proches de l'autoroute, distance moyenne \pm s.d. : 269,07 \pm 176,87 m) (Figure 11).

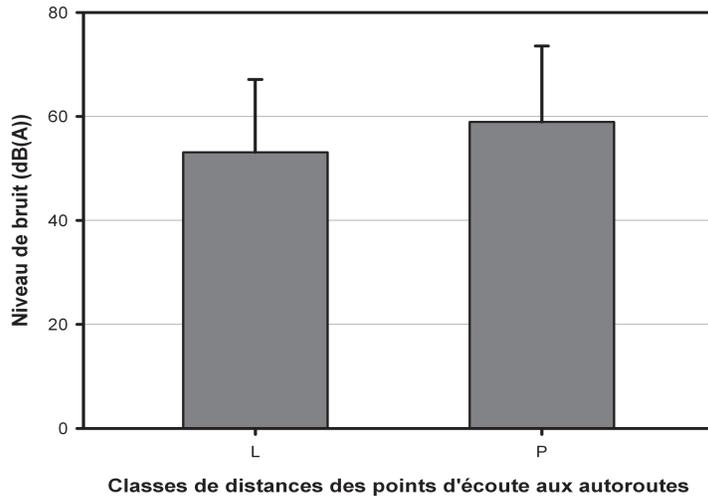


Figure 11 : Niveau de bruit (dB(A), moyenne \pm sd) en 2009 au droit des points d'écoute en fonction de leur distance à l'autoroute (L = Loin et P = Près)

Le bruit est significativement plus fort à proximité de l'autoroute (test de Wilcoxon : $W = 103$; $p = 0,003$). On peut considérer que l'échantillon suit la loi normale pour les points les plus éloignés (test de Shapiro - L : $W = 0,921$, $p = 0,092$) mais moins bien sur les points les plus proches (P : $W = 0,885$, $p = 0,018$).

Nous avons ensuite testé si l'effectif des oiseaux sur les points d'écoute proches de l'autoroute diffère de l'effectif sur les points d'écoute éloignés (Figure 12). Nous avons cumulé les données de 2008 et 2009, considérant que le niveau de bruit est à peu près stable d'une année sur l'autre, le trafic n'ayant quasiment pas augmenté entre 2008 et 2009 (CETE SO – ASF).

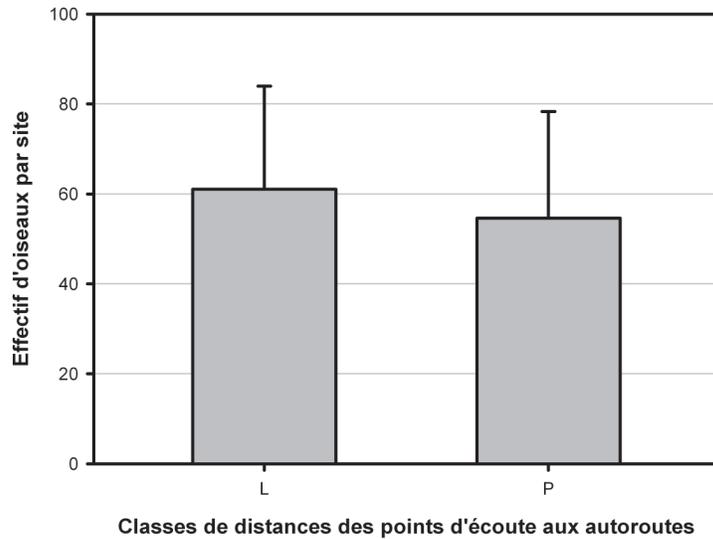


Figure 12 : Effectif d'oiseaux contactés par site (moyenne \pm sd) en 2008 et 2009 (2 passages annuels) en fonction de la distance des points d'écoute aux autoroutes (L = Loin et P = Près)

Les effectifs des oiseaux contactés sur des points d'écoute éloignés ou situés à proximité d'une autoroute ne diffèrent pas significativement (test t : $t = 1,089$; $df = 60$; $p = 0,281$), l'échantillon suivant la loi normale (test de Shapiro - L : $W = 0,944$; $p = 0,104$; P : $W = 0,960$; $p = 0,299$).

Nous avons ensuite testé si le nombre d'espèces d'oiseaux (59 espèces au total en 2008 et 67 espèces en 2009) diffère entre les points d'écoute près ou loin d'une autoroute (Figure 13).

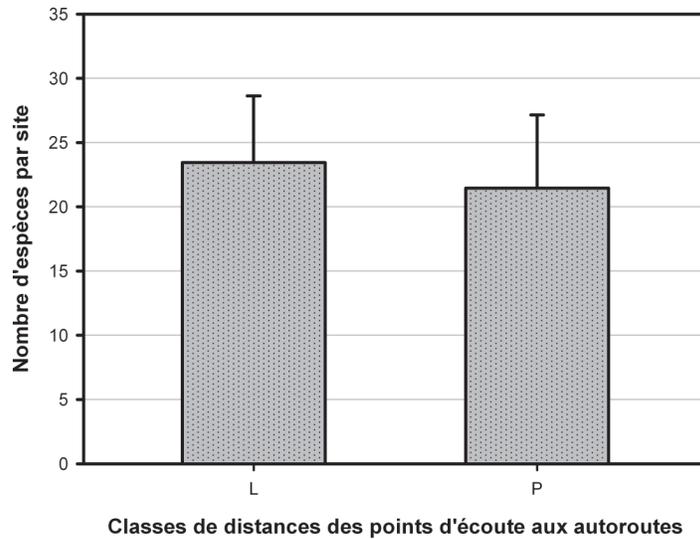


Figure 13 : Nombre d'espèces d'oiseaux contactés par site (moyenne \pm sd) en 2008 et 2009 (2 passages annuels) en fonction de la distance des points d'écoute aux autoroutes (L = Loin et P = Près)

Les nombres d'espèces contactées sur des points d'écoute éloignés ou situés à proximité d'une autoroute ne diffèrent pas significativement (test t : $t = 1,446$; $dl = 59,47$; $p = 0,154$), l'échantillon suivant par ailleurs la loi normale (test de Shapiro - L : $W = 0,958$; $p = 0,257$; P : $W = 0,937$; $p = 0,070$).

Nous avons enfin analysé si la détectabilité des oiseaux diffère, sur les classes de distance 0-25 m et 25-100m respectivement, entre les points d'écoute à proximité ou éloignés d'une autoroute (Tableau 19).

Tableau 19 : Modèles linéaires généralisés, avec les variables: L_P (Loin_Près); Code CLC simplifiés de niveau 2 (CLC_simpl); et nature du contact (vus ou entendus).

Facteurs	Valeur estimée	Erreur standard	P	AIC	ΔAIC	DI	Dev
Constant	1,970	0,059	<2e ⁻¹⁶	2006,4	98,1	2102	2004,4
L_P	0,201	0,119	0,088	2005,5	97,2	2101	2001,5
CLC_simpl	-1,299	0,890	0,144	2002,1	93,8	2096	1988,1
vu_entendu	1,220	0,120	<2e ⁻¹⁶	1908,3	0	2101	1904,3
vu_entendu + L_P	0,109	0,121	0,367	1909,5	1,2	2099	1902,3
vu_entendu + CLC_simpl	-1,138	0,905	0,209	1910,5	2,2	2094	1892,5

Critère d'information Akaike's (AICc), différences entre AICc (ΔAICc), degré de liberté (dl) et déviance (Dev).

Ni le facteur Loin-Près des autoroutes, ni les CLC_simpl (Codes d'occupations du sol Corine Land Cover simplifiés) n'influent sur le nombre d'oiseaux contactés (classe de distance 0-25 m comparée à la classe de distance 25-100 m). Le modèle le plus parcimonieux est donc celui prenant en compte seul, le paramètre vu_entendu (Tableau 19).

La distance à l'autoroute n'intervenant pas dans la détectabilité des oiseaux lors des recensements, tous les points d'écoute peuvent donc être analysés dans une même population statistique.

Ce modèle est valide (test de validité de l'ajustement : $Dev / dl = 1904,3 / 2101 = 0,906 \approx 1$).

1.2. Les densités relatives et détectabilités des Passeriformes

La détectabilité, qu'elle soit calculée avec les données STOC ou celles issues de nos observations, correspond au nombre d'oiseaux vus ou entendu entre 0 et 25 m de l'observateur divisé par le nombre total d'oiseaux vus ou entendu entre 0 et 100 m du même l'observateur. Nous avons défini la densité relative comme le produit de la détectabilité STOC par le nombre total d'oiseaux vus ou entendus entre 0 et 100 m dans notre étude. Cet indice de détectabilité est significativement corrélé à la variable

« distances moyennes de détection sur le terrain » (Régression linéaire : $R^2 = 0,283$; $dl = 22$; $F = 8,662$, $Pr(>|t|) = 0,0075$; Figure 14).

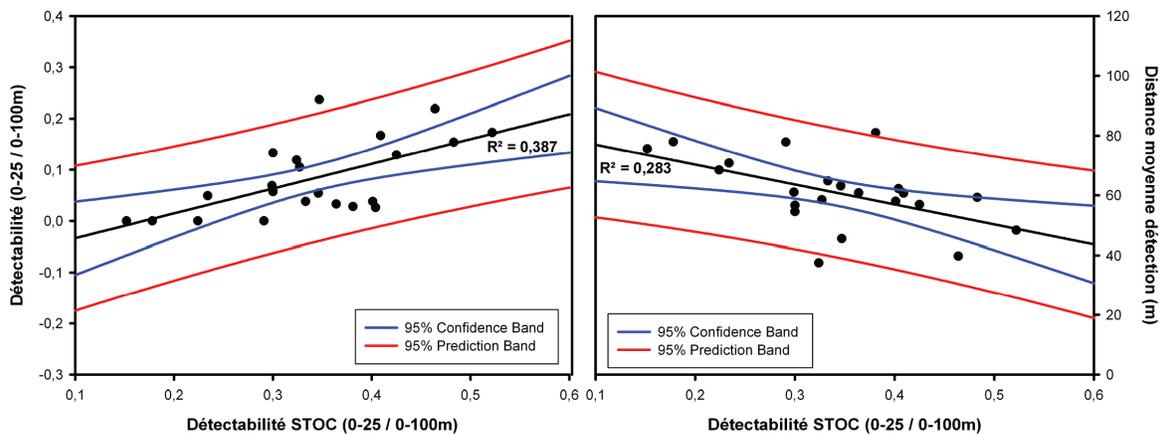


Figure 14 : Régressions de la détectabilité STOC avec la détectabilité de notre étude (0-25m / 0-100m) (graphe de gauche) et avec la distance moyenne de détection pour chaque espèce (graphe de droite)

Nous avons également testé le taux de régression linéaire entre l'indice de détectabilité évalué près des autoroutes et l'indice de détectabilité issu des données STOC (Figure 14). Cet indice de détectabilité est significativement corrélé à l'indice de détectabilité évalué sur le terrain (Régression linéaire : $R^2 = 0,387$; $dl = 20$; $F = 12,62$; $Pr(>|t|) = 0,002$), à la condition *sine qua non* d'enlever HIRRUS et STUVUL (Hirondelle rustique *Hirundo rustica* et Etourneau sansonnet *Sturnus vulgaris* respectivement) dont les densités semblent hors norme (Tableau 20, Figure 14).

Tableau 20 : Densité relative par espèce calculée à partir des détectabilités spécifiques issues des données STOC (MNHN CRBPO) multipliée par la détectabilité observée sur les autoroutes ci-étudiées.

ESPECES	Détectabilité des données STOC				Détectabilité observée sur A10, A837, A89					DétectSTOC x 0_100 observé**
	0-25	25-100	0-100	Délect- abilité*	0_25	25_100	0_100	Délect- abilité*	Moy.dist- défect	
ALAARV	2194	10101	12295	0,178	0	18	18	0,000	78,0	3,212
CARCAR	3465	4009	7474	0,464	14	50	64	0,219	39,8	29,671
CARCHL	3155	5960	9115	0,346	3	53	56	0,054	63,1	19,383
CERBRA	1112	2093	3205	0,347	9	29	38	0,237	45,5	13,184
EMBCCR	734	1786	2520	0,291	0	21	21	0,000	77,9	6,117
ERIRUB	5842	8629	14471	0,404	2	74	76	0,026	62,2	30,682
FRICOE	9282	21752	31034	0,299	12	163	175	0,069	61,0	52,341
HIPPOL	67	140	207	0,324	5	37	42	0,119	37,5	13,594
<i>HIRRUS***</i>	<i>2107</i>	<i>2690</i>	<i>4797</i>	<i>0,439</i>	<i>45</i>	<i>29</i>	<i>74</i>		<i>42,3</i>	<i>32,503</i>
LUSMEG	2241	7345	9586	0,234	4	78	82	0,049	70,8	19,170
MILCAL	592	2047	2639	0,224	0	24	24	0,000	68,5	5,384
PARCAE	5508	5051	10559	0,522	13	62	75	0,173	48,3	39,123
PARMAJ	6690	9679	16369	0,409	18	90	108	0,167	60,7	44,140
PASDOM	17792	19009	36801	0,483	20	110	130	0,154	59,3	62,850
PHOOCH	1553	2525	4078	0,381	1	35	36	0,028	81,0	13,710
PHYCOL	5342	12440	17782	0,300	6	100	106	0,057	56,6	31,844
PRUMOD	1954	2649	4603	0,425	4	27	31	0,129	56,9	13,160
SERSER	1689	2520	4209	0,401	1	25	26	0,038	58,0	10,433
<i>STUVUL***</i>	<i>4697</i>	<i>12017</i>	<i>16714</i>	<i>0,281</i>	<i>40</i>	<i>60</i>	<i>100</i>		<i>51,0</i>	<i>28,102</i>
SYLATR	8551	17619	26170	0,327	17	145	162	0,105	58,5	52,933
SYLCOM	1977	3461	5438	0,364	1	29	30	0,033	60,8	10,907
TROTRO	6320	12634	18954	0,333	4	101	105	0,038	64,8	35,011
TURMER	9135	21309	30444	0,300	14	91	105	0,133	54,5	31,506
TURPHI	994	5559	6553	0,152	0	39	39	0,000	75,6	5,916

* détectabilité = valeur de 0-25m / valeur de 0 – 100m

** DétectSTOC x 0_100 observé = densité relative correspondant à la détectabilité issue des données STOC multipliée par le nombre d'oiseaux observés entre 0 et 100 m de l'observateur sur le terrain.

*** espèces non incluses dans les analyses car leur densité relative est aberrante

2. Influence des traits biologiques sur les effectifs spécifiques des cadavres de Passeriformes

En Annexe E. et en Annexe F. sont présentées les données brutes et transformées (en log népérien) de mortalité des espèces les plus détectées lors des enregistrements avec les différents facteurs biologiques. Nous utilisons dans cette partie les données des années 2008-2009 (printemps et été), pour lesquelles nous avons pu mesurer les densités relatives. Les traits biologiques pris en compte sont ceux décrits dans le *Chap. 8* :. Pour normaliser l'échantillon, nous avons transformé la valeur du « Tue_Viv » (i.e. : rapport des oiseaux tués au printemps et en été sur leur densité relative observée au printemps et en été 2008 et 2009) en logarithme népérien « lnD » (Tableau 21).

Nous avons pu disposer des espèces dont la densité relative STOC était supérieure à 5 ; (Tableau 21).

Les espèces qui ont le taux de mortalité spécifique le plus élevé (rapport du nombre de tués sur la densité d'oiseaux vivants = Tue_Viv) sont (Tableau 21) : la Grive musicienne (TURPHI, *Turdus philomelos* : 2,705), le Merle noir (TURMER, *Turdus merula* : 2,412) et le Rougegorge familier (ERIRUB, *Erithacus rubecula* : 1,532).

Tableau 21 : Effectifs spécifiques de cadavres de Passeriformes pondérés par les densités STOC spécifiques (printemps étés 2008 – 2009), et traits biologiques de chacune des espèces considérées

Genre espèce	codeSTOC	Ntue	Tue_Viv	InD*	DensitéSTOC-	codesSTOC	MigrSed	Regim_alim	Dist_Decoll	lb6	Tx_capture
Carduelis carduelis	CARCAR	3	0,101	-1,876	29,671	CARCAR	S	V	7,66	0,64	0,69
Carduelis chloris	CARCHL	0	0	-2,953	19,383	CARCHL	S	V	7,1	0,54	0,63
Certhia brachydactyla	CERBRA	0	0	-2,953	13,184	CERBRA	S	I	7,61	0,83	0,69
Emberiza cirius	EMBCCR	2	0,327	-0,97	6,117	EMBCCR	S	V	NA	0,62	0,63
Erithacus rubecula	ERIRUB	47	1,532	0,46	30,682	ERIRUB	S	O	5,43	0,73	0,65
Fringilla coelebs	FRICOE	5	0,096	-1,913	52,341	FRICOE	S	V	8,92	0,51	0,54
Hippolais polyglotta	HIPPOL	4	0,294	-1,06	13,594	HIPPOL	M	I	8	0,73	0,71
Luscinia megarhynchos	LUSMEG	1	0,052	-2,26	19,17	LUSMEG	M	I	16	0,69	0,75
Miliaria calandra	MILCAL	0	0	-2,953	5,384	MILCAL	S	O	12,59	0,52	0,59
Parus coeruleus	PARCAE	10	0,256	-1,178	39,123	PARCAE	S	O	6,12	0,75	0,62
Parus Major	PARMAJ	8	0,181	-1,455	44,14	PARMAJ	S	O	5,59	0,64	0,49
Passer domesticus	PASDOM	11	0,175	-1,482	62,85	PASDOM	S	V	3,39	0,66	0,67
Phoenicurus ochruros	PHOOCH	0	0	-2,953	13,71	PHOOCH	S	I	6,78	0,57	0,53
Phylloscopus collybita	PHYCOL	4	0,126	-1,727	31,844	PHYCOL	M	I	6,71	0,84	0,77
Prunella modularis	PRUMOD	3	0,228	-1,272	13,16	PRUMOD	S	I	5,51	0,63	0,65
Serinus serinus	SERSER	0	0	-2,953	10,433	SERSER	M	V	NA	0,68	0,72
Sturnus vulgaris	STUVUL	6	0,214	-1,325	28,102	STUVUL	S	V	14,66	0,42	0,47
Sylvia atricapilla	SYLATR	10	0,189	-1,423	52,933	SYLATR	S	O	6,03	0,76	0,71
Sylvia communis	SYLCOM	0	0	-2,953	10,907	SYLCOM	M	O	7,95	0,69	0,76
Troglodytes troglodytes	TROTRO	7	0,2	-1,378	35,011	TROTRO	S	I	5,81	1,02	0,9
Turdus merula	TURMER	76	2,412	0,902	31,506	TURMER	S	O	7,76	0,63	0,6
Turdus philomelos	TURPHI	16	2,705	1,014	5,916	TURPHI	S	O	11,4	0,45	0,48

Ntue = Nombre d'oiseaux tués aux printemps étés 2008-2009 ; Tue_Viv = Nombre d'oiseaux observés vivants, aux printemps étés 2008-2009 ; InD = ln(Tue_Viv) ; MigrSed = Migrateur/Sédentaire ; Regim_alim = régime alimentaire ; Dist_Decoll = la distance de fuite face à un danger (m) ; lb6 = l'indice alaire de « pointness » de Busse sur 9 rémiges primaires ; lb8 = idem, sur 7 rémiges primaires ; Tx_capture = taux de contrôle spécifique d'oiseaux bagués (données CRBPO).

Avant modélisation nous avons vérifié qu'il n'y a pas de corrélation entre les différents facteurs biologiques. Nous avons également vérifié que lnD suit la loi normale, ce qui est le cas (test de Lilliefors - $D = 0,170$; $p = 0,097$).

Nous avons ensuite réalisé un modèle linéaire généralisé avec « lnD » comme variable à expliquer, du modèle constant au modèle à un facteur puis au modèle à deux facteurs explicatifs (Tableau 22).

Tableau 22 : Modèles linéaires généralisés, constant, à un facteur et à deux facteurs biologiques spécifiques additifs pouvant influencer le nombre d'individus morts sur les autoroutes de chacune des espèces durant la saison de reproduction en 2008-2009.

Modèles	Valeur estimée	Erreur standard	P	AIC	Δ AIC	dl	Dev
Indice Busse lb8	-0,576	1,957	0,772	75,234	6,048	20	29,969
Indice Busse lb6	-2,758	2,450	0,274	73,977	4,791	20	28,305
Migr_Sed S**	0,796	0,598	0,198	73,462	4,276	20	27,650
Regim_alim O*	0,995	0,595	0,111	73,378	4,192	19	25,151
Constant	-1,576	0,255	4,01e ⁻⁶	73,329	4,143	21	30,098
Tx Capture STOC	1,198	0,816	0,158	73,077	3,891	20	27,170
Dist_Decoll	-0,033	0,088	0,708	69,186	0	18	27,582
Dist_Decoll + Regim_alim O*	0,990	0,621	0,131	69,593	0,407	16	23,046
Dist_Decoll + Tx Capture STOC	0,984	0,900	0,289	69,825	0,639	17	25,768
Dist_Decoll + Indice Busse lb6	-2,751	2,659	0,315	69,965	0,779	17	25,948
Dist_Decoll + Migr_Sed S**	0,547	0,725	0,460	70,526	1,34	17	26,687
Dist_Decoll + Indice Busse lb8	-1,036	2,300	0,658	70,949	1,763	17	27,257

Critère d'information Akaike's (AIC), différences entre AIC (Δ AIC), degré de liberté (dl) et déviance (Dev).

* O : Omnivore

** S : Sédentaire

Le modèle le plus parcimonieux est celui avec la distance de décollage spécifique comme seule variable explicative (Tableau 22). Il s'agirait donc du seul trait biologique intervenant sur la mortalité autoroutière spécifique. Ainsi, plus la distance de fuite est

grande et moins la mortalité spécifique due au trafic est forte. Ce modèle est ajusté aux données malgré une légère surdispersion (test d'ajustement : $Dev / dl = 27,582 / 18 = 1,532 \approx 1$).

2.1. La densité absolue

Du fait que la mesure de la densité absolue n'a pu être réalisée qu'en 2009, ce qui ne nous a pas permis d'avoir un nombre suffisant d'espèces pour lesquelles plus de 30 individus ont pu être détectés, cela nous a obligé à ne garder pour analyse que les densités relatives décrites dans le chapitre précédent. Le calcul des densités absolues réalisé avec Distance se trouve en Annexe G. A noter que la densité relative type méthode STOC et la densité absolue calculée avec Distance ne sont pas corrélées (Régression linéaire : $R^2 = 0,068$; $dl = 12$; $F = 0,169$; $Pr(>|t|) = 0,689$). Un modèle linéaire généralisé a été réalisé (après vérification de la distribution des variables de distances d'observation [Annexe G. Figure G] ainsi que des corrélations entre tous les facteurs [0Tableau G1]) partant sur le même principe que pour la densité relative, avec pour valeur explicative « Nmort / Densité absolue » sur la seule année 2009. Le modèle constant est retenu dans ce cas (0Tableau G2), ne laissant ainsi apparaître aucun trait biologique déterminant dans la mortalité des Passeriformes due au trafic autoroutier.

Chap. 10 : Discussion

1. L'impact du bruit du trafic autoroutier sur l'avifaune

Le bruit lié au trafic autoroutier est connu pour générer des impacts importants sur des populations d'oiseaux qui vivent en bordure de ces infrastructures (Veen 1973, Van der Zande et al. 1980, Reijnen et Foppen 1991, Kaseloo 2006, Benito-Lopez et al. 2010). Il a été montré que l'impact du bruit pouvait être détecté jusqu'à 1600-1800 m de l'autoroute en générant jusqu'à cette distance une chute de densité de certaines espèces (Illner 1992, Reijnen et Foppen 1994, 1995a). Ce phénomène n'a pourtant pas été détecté lors de nos observations, le nombre d'espèces ou l'effectif des oiseaux

contactés sur les points d'écoute ne présentant pas de différence significative entre les points d'écoute proches et ceux éloignés des autoroutes étudiées. L'autoroute étudiée par Reijnen et Foppen (1995a) présente un trafic de 42 000 à 50 000 véh.jour⁻¹ plus élevé que celui de l'A10 et l'A64 dont le trafic culmine à 35 000 véh.jour⁻¹ et même beaucoup plus élevé que celui de l'A837 et l'A89, qui ne dépasse pas 8 000 véh.jour⁻¹. Selon ces auteurs, plus le trafic est intense et plus l'impact le sera également. Mais un autre paramètre peut influencer cet effet du bruit sur les peuplements avicoles : la distance à l'autoroute des points d'échantillonnage. Les points proches de l'autoroute sont en moyenne à 269 ± 177 m de l'autoroute, ce qui est la distance limite au-delà de laquelle Reijnen et Foppen (1994) n'ont plus détecté d'effet négatif sur la densité du Pouillot fitis *Phylloscopus trochilus*. Meunier et ses collaborateurs (1999) ont détecté des différences de densité d'oiseaux dans les 200 à 300 m à proximité de l'autoroute. Ce facteur bruit peut par ailleurs avoir un impact différent selon les espèces, et peut ne pas gêner certaines espèces (Palomino et Carrascal 2007a).

L'intensité du bruit décroît plus ou moins rapidement en fonction de l'élévation de la chaussée autoroutière par rapport au terrain naturel (TN), le bruit du trafic d'une autoroute en remblai portant plus loin que celui d'une autoroute au niveau du terrain naturel (TN), et a fortiori que celui d'une autoroute en déblai. L'intensité du bruit décroît cependant très rapidement avec la distance, mais l'élévation de la chaussée influe également sur le niveau de bruit. Un outil greffon de MapInfo (fonctionnant avec Excel) a été développé par le SETRA avec un guide méthodologique (SETRA 2007) ; il fournit une courbe de l'intensité du bruit en fonction de la distance à l'autoroute mais aussi en fonction d'autres facteurs. Cet outil, qui servait à l'origine à l'évaluation du bruit lors d'études de projets routiers, permet d'évaluer les effets des valeurs de trafic, de l'élévation de la chaussée par rapport au TN, de la présence de dispositifs acoustiques et autres, sur les niveaux sonores en fonction de la distance perpendiculaire à l'axe de la route, et ceci en continu sur la nuit (niveau sonore nocturne Ln = série 1) et sur la journée (niveau sonore diurne Lden = série 2) (Figure 15, SETRA 2007).

Hormis dans les forts déblais où le niveau sonore diurne Lden par exemple tombe à 48 dB(A) à 250 m de l'autoroute, le niveau sonore Lden pour les deux autres cas (TN et remblai) à 250 m de l'autoroute est de 63 dB(A) (Figure 15).

L'impact du bruit ne serait donc apparemment significatif pour tout un cortège d'espèces de Passeriformes qu'en-deçà de cette limite des 250 m probablement du fait de la forte décroissance de l'intensité du bruit à faible distance de l'autoroute, confirmant ainsi certaines études précédentes (Reijnen et Foppen 1994). Mais il aurait un effet sélectif, en attirant certaines espèces (Palomino et Carrascal 2007a) et en repoussant d'autres (Reijnen et Foppen 1995). À noter toutefois que pour cette dernière référence, la zone d'étude concernait des milieux agricoles ouverts. Or seul 20% du territoire traversé par les trois autoroutes que nous avons étudié était des terres arables cultivées de type ouvert (CLC211). La végétation et en particulier les arbres et arbustes jouant un rôle important dans l'atténuation du bruit en bordure de route (Reijnen et al. 1995b), l'effet du bruit est donc plus atténué dans notre zone d'étude que dans celle de Reijnen et Foppen (1995).

Une limite dans nos résultats provient du fait que toutes les zones d'écoute étaient accessibles en véhicule. Même si les routes ou chemins d'accès avaient peu voire pas de trafic, ce dernier était peut-être suffisant pour atténuer les différences d'intensité de bruit et de détectabilité des Passereaux entre les points éloignés de l'autoroute et ceux qui en sont proches.

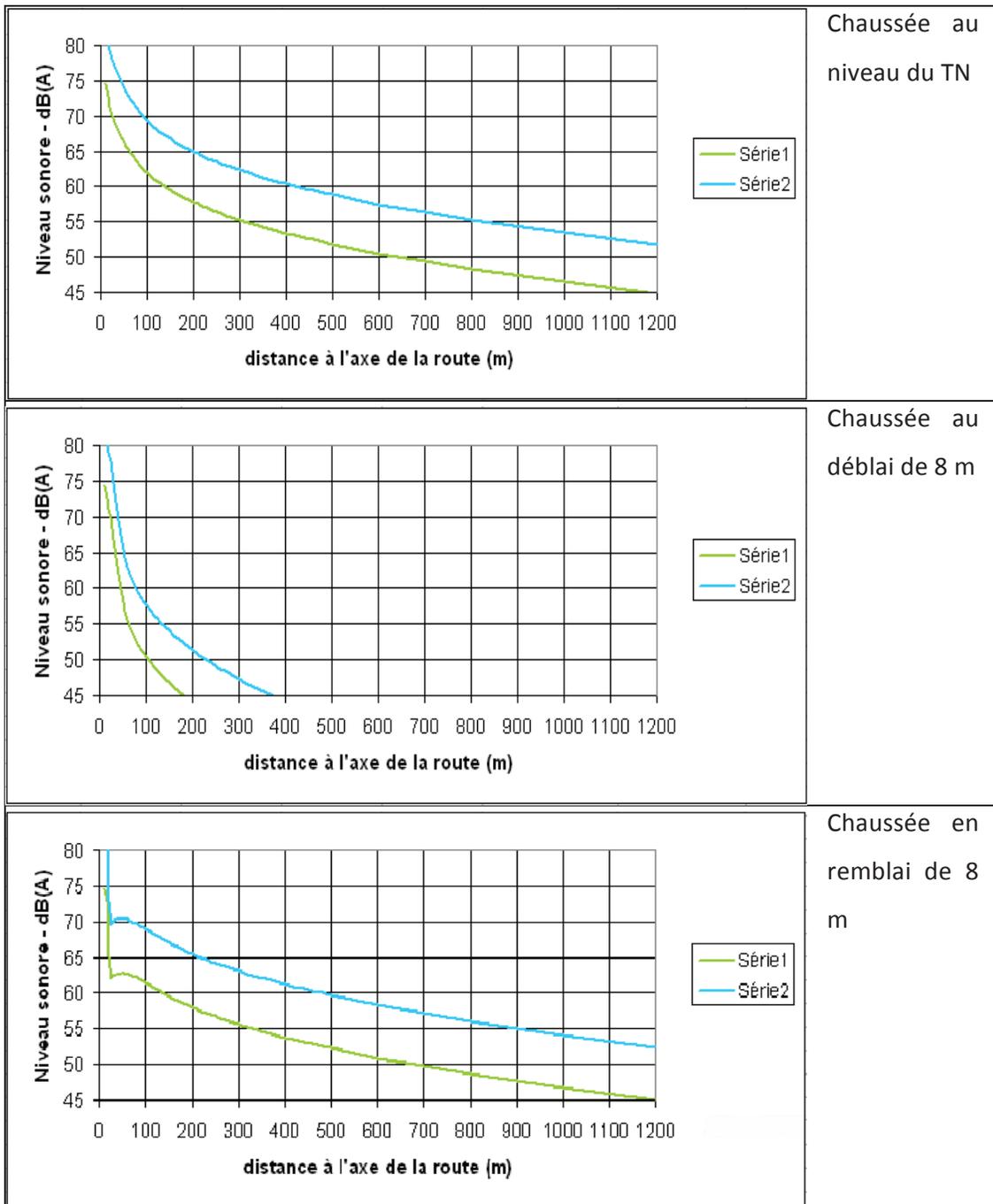


Figure 15 : Niveaux sonores [dB(A), série 1 = Ln (niveaux sonores nocturnes) et série 2 = Lden (niveaux sonores diurnes)] d'un point d'écoute en fonction de sa distance à l'axe de l'autoroute et de la hauteur de la chaussée autoroutière par rapport au terrain naturel et du trafic (30 000 véh.jour⁻¹) calculé grâce à l'outil de calcul de bruit du SETRA (2007).

2. Les facteurs biologiques expliquant les mortalités routières spécifiques des Passeriformes

L'analyse de l'impact du trafic autoroutier sur chaque population a été réalisée sur l'indice mortalité / densité relative spécifiques. Cette façon de procéder permet d'évaluer l'effet du trafic sur une espèce de Passeriforme au niveau individuel, et de mesurer l'impact du trafic sur sa survie en s'affranchissant de sa densité. Les populations riveraines de Merle noir *T. merula* et à un moindre degré celles du Rougegorge familier *E. rubecula* sont très impactées par la mortalité due au trafic, mais celles des grives musiciennes *T. philomelos* le sont encore plus. Concernant les merles noirs et rougegorges familiers, cela confirme les conclusions de la plupart des études antérieures mais le constat du fort impact du trafic sur les grives musiciennes se rapproche plus des observations britanniques, à ceci près que ces dernières n'indiquent que le nombre brut d'oiseaux morts (Finnis 1960, Hodson 1960, Erritzøe et al. 2003).

Les Turdidae paient ainsi un plus lourd tribut que les autres familles de Passeriformes. Ces oiseaux plutôt forestiers à l'origine sont en phase de conquête de nouveaux territoires. Ils vivent désormais en densité importante dans les zones urbaines, commerciales ou industrielles (Cramp 1988, Evans et al. 2010). En faisant ainsi preuve de flexibilité dans leurs comportements (Sol et al. 2002), ces oiseaux de type plutôt conquérant prennent plus de risques que les autres Passeriformes et s'exposent donc plus au danger. Le fait de s'exposer plus au danger serait négativement corrélé à la distance de fuite en particulier en zone urbaine (Møller 2010) et par extension dans les milieux modifiés par l'Homme comme les bordures d'autoroutes. Il pourrait en résulter une mortalité accrue due au trafic autoroutier, les chocs étant d'autant plus difficilement évitables par l'oiseau du fait de la vitesse des véhicules sur autoroutes et que la distance de fuite est courte.

Nos résultats confirment l'hypothèse que le seul facteur biologique pertinent expliquant la mortalité des Passeriformes est la distance de fuite et plus précisément la distance de décollage face à un danger. Ceci confirme les observations de Møller et ses collaborateurs (2011). Nos résultats ne sont toutefois valables qu'en période de reproduction, durant laquelle nous avons évalué la densité des oiseaux par points d'écoute. Il faudrait mesurer la densité des Passeriformes en saisons automnale et

hivernale afin de vérifier si la distance de fuite est encore le facteur biologique prépondérant dans la mortalité aviaire avec le trafic autoroutier.

Cette hypothèse devra par ailleurs être testée avec les densités absolues (calculées avec le logiciel Distance par exemple) avec des données sur plusieurs années, une seule année ne suffisant apparemment pas, ce afin de vérifier s'il existe des différences entre les résultats obtenus en utilisant les densités relatives et ceux en utilisant les densités absolues. Les densités relatives sont quant à elles calculées avec un indice de détectabilité utilisé dans le programme STOC (Jiguet et al. 2011), c'est-à-dire le rapport entre le nombre d'individus d'une espèce donnée observé à une distance de 0 à 25 m de l'observateur et le nombre d'individus de cette espèce observés entre 0 et 100 m. Or cette détectabilité ne décroît généralement pas de façon linéaire avec la distance mais peut rapidement atteindre un plateau avant la distance limite de détection du fait que l'espèce est très discrète (Buckland et al. 2001, Thomas et al. 2004). Cette densité relative peut suffire à identifier sur plusieurs années les réponses générales de certaines espèces communes et les mécanismes écologiques sous-tendant ces réponses, mais seulement si les conditions de détectabilité varient peu et si l'échantillon est grand, (Bas et al. 2008, Jiguet et al. 2011). Cette densité relative pourrait s'avérer être en limite d'utilisation de par son imprécision dans le cas d'une identification de facteurs biologiques à l'échelle de l'individu et d'une espèce. Nous avons comparé les densités relatives de type STOC et les densités absolues calculées avec le logiciel Distance, qui permet de mieux tenir compte des variations non linéaires de la détectabilité d'une espèce. Cette comparaison conclut à une différence significative entre les densités relatives et absolues. Le déficit de données d'écoute des Passeriformes dont la mesure de distance a été réalisée au moyen d'un télémètre laser afin d'obtenir des densités absolues (ces données n'ont été recueillies qu'en 2009, alors que les mesures de distance pour la densité relative se basant sur l'évaluation du nombre d'oiseaux vus/entendus entre 0-25 m et 25-100 m ont pu être faites en 2008 et 2009), nous a incité à choisir la méthode visant à obtenir la densité relative. Cette dernière a permis de travailler avec le plus de données possible, mais au prix d'un biais plus important, Dans de futures études de ce type, il sera souhaitable de réaliser les mesures de distance des oiseaux uniquement au télémètre laser pour l'obtention de densités

absolues spécifiques, et ce sur plusieurs années afin de cumuler suffisamment de données pour les modélisations et de valider la méthode présentement utilisée.



Source : © Jean Isenmann

PARTIE IV : LES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX **POUVANT INFLUENCER LA MORTALITE** **DES PASSERIFORMES ET DES** **STRIGIFORMES SUR LES AUTOROUTES**

Chap. 11 : Problématique

Comme cela a été décrit plus haut dans la Partie I :Chap. 1 :2.3, il existe quatre principaux facteurs environnementaux qui peuvent avoir une influence sur la mortalité des oiseaux due au trafic autoroutier : le profil transversal de la chaussée autoroutière, la typologie de la végétation poussant sur les bernes, le type d'occupation du sol que traverse l'autoroute, et l'intensité du trafic autoroutier.

1. Le profil transversal de la chaussée

L'influence du profil transversal de la chaussée sur la mortalité par collision des oiseaux a été décrite dans relativement peu d'études (Bruun-Schmidt 1994, Erritzøe et al. 2003, Massemin et Zorn 1998, Lodé 2000, Pons 2000). Selon certains auteurs (Bruun-Schmidt 1994, Pons 2000, Clevenger et al. 2003), les collisions avec des oiseaux ont majoritairement lieu au niveau du terrain naturel (TN) et au droit de chaussée sur remblais bas, tandis que Lodé (2000) les situe plus particulièrement sur les remblais. Massemin et Zorn (1998) précisent que les effraies de clochers se font plus particulièrement percuter sur les portions de routes en remblai. Hormis pour Massemin et Zorn (1998), qui précisent les caractéristiques de profils routiers concernant les seules effraies des clochers, il n'existe pas d'étude explorant l'influence du profil transversal sur la mortalité routière des différents groupes de Passeriformes.

2. La structure de végétation de la berme

La structure de végétation de la berme influence la densité des oiseaux qui l'habitent (Fortin et Arnold 1997, Meunier et al. 1999). Les bermes accueilleront d'autant plus d'oiseaux que dans la mesure où celles-ci sont plus attractives que les parcelles agricoles extérieures à l'autoroute et exploitées de façon intensive (Bourquin 1983, Meunier et al. 1999). Au contraire, il y a moitié moins d'oiseaux dans les bermes traversant les forêts que dans ces dernières (Ferris 1979). Les bermes peuvent receler une quantité importante de ressources trophiques, d'abris, de postes d'observation (perchoirs) ou de sites de nidification (Paruk 1990, Meunier et al. 2000, Erritzøe et al. 2003). Ainsi des bermes plantées de haies abritent-elles une grande variété de plantes et d'araignées (Le Viol et al. 2008) ou de micromammifères comme les campagnols (de Redon et al. 2010), qui sont autant de proies potentielles pour les Passeriformes et pour les rapaces diurnes ou nocturnes. Cette plus grande abondance de ressources trophiques peut attirer aussi bien les Strigiformes (Massemin et Zorn 1998) que d'autres groupes taxinomiques d'oiseaux (Bourquin 1983, Meunier et al. 1999, 2000, Erritzøe et al. 2003).

Plusieurs études signalent une influence de la typologie de végétation de la berme sur la mortalité des oiseaux due au trafic. La végétation de la berme influe en effet sur l'abondance et la composition spécifique des peuplements d'oiseaux, donc sur la mortalité due au trafic. Ainsi Orłowski (2005, 2008) note une relation directe entre la présence de haies arborées en bordure de routes et le taux de collision des oiseaux avec le trafic. Au contraire, Ramp et ses collaborateurs (2006) constatent en Australie que plus la végétation de la berme est haute, moins le risque de collision avec un oiseau est élevé. Hernandez (1988) puis Fajardo et ses collaborateurs (1998) ont établi en Espagne une relation entre la mortalité de la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) et la présence de buissons d'une hauteur inférieure à 1m en bordure de route.

La végétation du TPC influence également la mortalité aviaire liée au trafic aux États-Unis (Forman et Alexander 1998). Mais les TPC en Amérique du nord sont bien plus larges que ceux que nous trouvons généralement en Europe.

3. L'occupation du sol en bordure d'autoroute

L'occupation du sol est connue depuis longtemps comme étant un facteur pouvant influencer la répartition spatiale des collisions d'animaux sur une route ou une autoroute. Hodson ayant émis cette hypothèse dès 1960, d'autres études l'ont par la suite confirmée (Forman et Alexander 1998, Erritzøe et al. 2003). Il existe une influence négative des routes en termes de composition des peuplements d'oiseaux avoisinants. Cette influence varie en fonction du type de paysage et de la densité des routes et des zones urbanisées dans la matrice paysagère (Palomino et Carrascal 2007). Au droit des zones forestières traversées par une autoroute, la densité de certains passereaux forestiers (Helldin et Seiler 2003), et notamment celle du Pouillots fitis *Phylloscopus trochilus* (Reijnen et Foppen 1994), décroît. Il en est de même pour les oiseaux de plaine agricole ouverte qui sont en moindre densité à proximité de routes à fort trafic (Helldin et Seiler 2003, Palomino et Carrascal 2007). Par contraste, Small et Hunter (1989) n'ont pas observé une différence si net dans la densité des oiseaux forestiers à l'intérieur et à l'extérieur des forêts au droit des lisières abruptes des lignes électriques ou des rivières, soulignant tout de même le fait que le trafic de véhicules automobiles est un facteur aggravant dans la répulsion des oiseaux forestiers devant une ouverture comme celle générée par l'autoroute dans un milieu forestier. Ce point a été partiellement confirmé par Helldin et Seiler (2003) dans les forêts de conifères de Suède, la baisse de densité à proximité des routes ne concernant que les espèces de Passeriformes les plus spécialisées aux milieux forestiers. Clevenger et ses collaborateurs (2003) ont observé que le nombre de collisions des oiseaux avec le trafic était inférieur en zone boisée, notamment au droit de zones où l'autoroute est en remblai, semblant indiquer un lien direct entre le type d'habitat traversé et le nombre d'oiseaux tués. Orłowski (2008) a quant à lui observé une plus faible mortalité routière des oiseaux dans les zones ouvertes de plaine agricole, alors que cette mortalité est plus forte dans les zones bâties et les zones bocagères, ces dernières étant plus favorables aux oiseaux (Hinsley et Bellamy 2000). La présence de l'eau, en particulier dans un contexte méditerranéen, semble être un autre paramètre influençant la mortalité des oiseaux et des vertébrés; la présence de vergers et de vignes ou jardins semble également être un facteur aggravant dans la mortalité des passereaux liée au trafic (Carvalho et Mira 2010). Concernant l'Effraie des clochers *T. alba*, Massemin et Zorn (1998) ont par contre observé qu'elles

étaient plus tuées dans les zones de plaines ouvertes que dans les zones forestières. Les Strigiformes paraissent être plutôt percutés au droit des délaissés routiers (les délaissés routiers sont zones de service utilisées durant la construction de l'autoroute plus ou moins laissées à l'abandon à la fin du chantier par l'exploitant qui parfois y reconstitue et y maintient des zones plus ou moins naturelles de type prairiales ou boisées) qui semblent les attirer (Carvalho et Mira 2010). Ces zones de plus haute qualité d'accueil pour les oiseaux forment des taches dans la matrice paysagère qui obligent à de plus longs et plus fréquents déplacements, ce qui augmente la probabilité, dans des paysages fragmentés par des routes et autoroutes, de se faire percuter par le trafic (Forman et Alexander 1998, Carvalho et Mira 2010).

L'influence de la typologie de l'occupation du sol traversée par une route sur la mortalité aviaire liée au trafic est donc différente en fonction des groupes taxinomiques. Cette influence de l'occupation du sol attenante à l'autoroute semble toutefois intervenir de façon moins prépondérante que le profil de la route ou la typologie de végétation de la berme (Bourquin 1983).

4. Le trafic autoroutier

L'intensité du trafic routier est un des premiers facteurs reconnu comme influençant la mortalité routière des oiseaux, les études antérieures abondant à ce propos (Hodson 1960, Korhonen et Nurminen 1987, Bruun-Schmidt 1994, Lodé 2000, Erritzøe 2002 et Erritzøe *et al.* 2003). Plus le trafic est élevé et plus la mortalité est forte (Bruun-Schmidt 1994), une étude ayant relevé le fait que la mortalité allait jusqu'à accroître de façon exponentielle avec le trafic autoroutier (Lodé 2000). Les poids lourds roulent plus lentement que les voitures mais ont une surface d'impact beaucoup plus importante que ces dernières. Il est donc possible que l'impact des poids lourds sur l'avifaune soit en proportion plus important que celui des voitures, même s'ils ne représentent qu'entre 10 et 20% du trafic total sur les sections autoroutières étudiées.

5. Les hypothèses et questions posées

Les hypothèses que l'on désire éprouver dans le présent chapitre sont donc les suivantes : (i) la probabilité pour un Passeriforme et un Strigiforme de se faire tuer est fonction du profil de l'autoroute, le profil au niveau du terrain naturel étant le plus dangereux pour les Passeriformes, et celui en remblai étant le plus dangereux pour les Strigiformes ; (ii) la probabilité pour un oiseau de se faire tuer dépend de la typologie de végétation de la berme, des bermes arborées ayant tendance à augmenter la probabilité de collision des oiseaux avec le trafic pour les Strigiformes comme pour les Passeriformes ; (iii) la probabilité pour un oiseau de se faire tuer par le trafic autoroutier est fonction de l'occupation du sol traversée par l'infrastructure autoroutière, les Passeriformes se font plus percuter en zone bocagère, les Strigiformes plus en zones ouvertes ; (iv) la mortalité des oiseaux sur les autoroutes est d'autant plus forte que le trafic est intense, avec un impact proportionnellement plus important des poids lourds ; (v) enfin les interactions entre les quatre facteurs environnementaux mentionnés ci-dessus ont une influence sur la mortalité aviaire sur autoroute, cette mortalité variant en fonction de l'ordre taxinomique considéré.

Chap. 12 : Aire d'étude et méthode de mesure des paramètres environnementaux affectant les collisions des espèces avicoles en bordure d'autoroutes

1. Comptage des oiseaux morts sur la chaussée et aire d'étude

Aire d'étude et méthodologie de comptage des cadavres d'oiseaux sont les mêmes que celles présentées dans la Partie III précédente, qui concernait les effets des facteurs biologiques sur la mortalité spécifique des Passeriformes due au trafic autoroutier.

Les trois autoroutes étudiées ont été découpées en sections unitaires de 100 m de long (voir plus loin § 4.2 et Figure 16) sur lesquelles se basent les analyses des facteurs environnementaux en lien avec les autoroutes décrits ci-après.

2. Les facteurs environnementaux

2.1. L'occupation du sol extérieur à l'autoroute :

La cartographie de l'occupation du sol choisie pour l'étude est celle de l'IFEN, c'est-à-dire le "Corine Land Cover" (CLC). Cette cartographie est homogène sur tout le territoire français et européen, mais elle présente le défaut d'être assez peu précise avec une surface unitaire de 25 ha.

Chaque section autoroutière unitaire de 100 m se voit attribuer le code CLC de l'occupation du sol qu'elle traverse, il n'y a donc qu'un seul code CLC par section de 100 m. Elle permet une représentation du paysage extérieur à l'emprise autoroutière. Les occupations du sol CLC ont été prises en compte au premier et au deuxième niveau (Tableau 23) :

Tableau 23 : Codes Corine Land Cover (CLC) de premier et de second niveaux et leurs définitions respectives

Codes CLC et définitions 1^{er} niveau	Codes CLC 2^e niveau	Définitions 2^e niveau
1 - Zones artificielles	11	Zone urbaine
	12	Infrastructures de transport, ZI, ZAC
	13	Chantiers, décharges, mines
2 - Territoires agricoles	21	Terres arables
	22	Cultures permanentes
	23	Prairies
	24	Zones agricoles hétérogènes
3 - Forêts et milieux semi-naturels	31	Forêts
	32	Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée
5 - Surfaces en eau	51	Eaux continentales

2.2. La structure de végétation de la berme :

La végétation de la berme a été quantifiée en évaluant la superficie relative des quatre strates principales de végétation sur une surface unitaire. Ces strates de végétations sont les suivantes :

H - la strate herbacée (de 0 à 1,5-2 m).

S - la strate arbustive (de 2 à 4-5 m), incluant certaines plantes basses (0,5-1 m) ayant une structure ligneuse (genêts, ajoncs...).

T - la strate arborescente (plus de 5 m).

A - la strate artificielle (bretelles d'accélération ou de sorties, routes, usines, maisons, viaduc...).

L'évaluation du couvert végétal a été réalisée avec un découpage en surfaces unitaires successives de 20 x 100m de long (correspondant aux sections unitaires de 100m), surfaces unitaires que nous dénommerons quadrats (voir Figure 16). Le couvert végétal est évalué par unité de surface correspondant au quart de la surface totale du quadrat

(Ramp et al. 2006). Ainsi associons-nous à chacune de ces strates un code de recouvrement dans chaque quadrat, tel que :

- Absence de la strate = 0
- Recouvrement de la strate proche de 25%=1
- Recouvrement de la strate proche de 50%= 2
- Recouvrement de la strate proche de 75%= 3
- Recouvrement de la strate proche de 100%= 4

Le total de recouvrement cumulé doit être exactement égal à 100% (code 4) (sauf cas exceptionnel où la route traverse une rivière : nous notons alors 1 ; Tableau 24).

Afin de combiner la structure de végétation des quadrats des deux bermes en vis-à-vis, les combinaisons numériques de chacun de ces deux quadrats indiquées dans le Tableau 24 sont ensuite additionnées, la structure de la végétation étant alors définie par ce nouveau code définissant la typologie des quadrats des bermes en vis-à-vis des deux côtés de l'autoroute en une seule entité de berme (cf. exemples dans le Tableau 24).

Nota : Nous n'avons par contre pas pu tenir compte de la végétation des terre-pleins centraux (TPC). Toutes les autoroutes étudiées présentaient un TPC minéral, sauf l'autoroute A10 dont le TPC est quasiment entièrement planté d'arbustes. Pour une même section autoroutière, il n'a donc pas été possible de comparer des parties avec un TPC végétalisé et celles avec un TPC minéral.

Tableau 24 : Exemples de combinaisons numériques possibles des typologies de structure de végétation sur les quadrats et les codifications à différents niveaux sur les 2185 quadrats des trois autoroutes

Herbacée	Arbustive	Arborée	Artificielle	Typologie de la berme (combinaison)	Berme en vis-à-vis	Somme 2 bermes	Code niveau 2	Code niveau 1
0	0	0	0	Rivière 1	1	1	1	1
0	0	0	4	4	4000	4004	HA	A
0	0	1	3	13	3100	3113	A	A
0	0	2	2	22	3010	3032	HT	T
0	0	3	1	31	3001	3032	HT	T
0	0	4	0	40	2200	2240	T	T
0	1	0	3	103	2110	2213	A	A
0	1	1	2	112	2101	2213	A	A
0	1	2	1	121	2020	2141	T	T
0	1	3	0	130	2011	2141	T	T
0	2	0	2	202	2002	2204	A	A
0	2	1	1	211	1300	1511	S	S
0	2	2	0	220	1210	1430	S	S
0	3	0	1	301	1201	1502	S	S
0	3	1	0	310	1120	1430	S	S
0	4	0	0	400	1111	1511	S	S
1	0	0	3	1003	1102	2105	A	A
1	0	1	2	1012	1030	2042	T	T
1	0	2	1	1021	1021	2042	T	T
1	0	3	0	1030	1012	2042	T	T
1	1	0	2	1102	1003	2105	A	A
1	1	1	1	1111	400	1511	S	S
1	1	2	0	1120	310	1430	S	S
1	2	0	1	1201	301	1502	S	S
1	2	1	0	1210	220	1430	S	S
1	3	0	0	1300	211	1511	S	S
2	0	0	2	2002	202	2204	A	A
2	0	1	1	2011	130	2141	T	T
2	0	2	0	2020	121	2141	T	T
2	1	0	1	2101	112	2213	A	A
2	1	1	0	2110	103	2213	A	A
2	2	0	0	2200	40	2240	T	T
3	0	0	1	3001	31	3032	HT	T
3	0	1	0	3010	22	3032	HT	T
3	1	0	0	3100	13	3113	HA	A
3	1	0	0	3100	4000	7100	H	H
2	0	2	0	2020	1030	3050	HT	T
2	0	2	0	2020	202	2222	M	M
...
4	0	0	0	4000	4	4004	HA	A

A – couvert à majorité artificiel, H - couvert à majorité herbacé, S - couvert à majorité arbustif, T - couvert à majorité arboré, et M couvert Mixte (présentant les quatre typologies de couvert végétal)

La combinaison est d'abord réalisée à partir d'un quadrat. Cette combinaison numérique d'un quadrat est additionnée à celle du quadrat en vis-à-vis de l'autre côté de l'autoroute. Puis des codifications de niveau 2 (simplifiée) et de niveau 1 (très simplifiée) sont réalisées à partir des combinaisons numériques sommant les quadrats en vis-à-vis sur les deux berms (Tableau 24). Ainsi par exemple, un (double-) quadrat unité qui servira de base aux analyses ultérieures, est considéré à dominance herbacée (codifié H) car cette strate couvre au moins 50% du total de la surface des deux zones rectangulaires en vis-à-vis. Si les quatre types de strates couvrent une proportion égale du quadrat, la structure de végétation de ce dernier est considérée comme mixte (combinaison 2222 codifiée M). Sur l'ensemble des itinéraires, le nombre de quadrats est de 2185 et la dominance entre strates est la suivante :

Herbacé > Arbustif > Arboré > Artificiel.

Afin de ne pas faire disparaître les classes les plus rares, en simplifiant le code au niveau 1 en cas de co-dominance, nous choisissons de privilégier le code avec la strate de végétation la plus rare. Ainsi le code 8 signifie un quadrat uniquement de type artificiel A, le code 80 un quadrat uniquement arboré T, 800 un quadrat uniquement arbustif S, 8000 un quadrat uniquement herbacé H, et 2222 est une berme mixte M. Le code 1232 signifie un quadrat majoritairement arboré T.

A, H, S, T et M représentent la codification de premier niveau de la structure de végétation de la berme. Les combinaisons possibles en codification plus complexes à un deuxième niveau peuvent inclure deux types de strates de végétation à égalité. HA (comme le code 3113) représente par exemple une co-dominance de strates herbacées et artificielles sur la surface totale des deux quadrats en vis-à-vis.

2.3. Le profil transversal

Le profil transversal de l'infrastructure autoroutière est numérisé au format autocad chez la plupart des concessionnaires pour les autoroutes les plus récentes. Cependant, les autoroutes les plus vieilles telles que l'A10 n'ont que des plans au format papier peu aisé à utiliser. La difficulté à déterminer le profil transversal de façon automatique avec

les fichiers numériques autocad et sur plan papier nous a donc obligé à relever sur le terrain visuellement (au jugé par rapport à la hauteur du véhicule) la hauteur d'un profil sur chaque section de 100 m (voir § 4.3 suivant).

Il existe quatre grands types de profils transversaux pour une autoroute (Figure 2) au premier niveau de classification :

- Le profil mixte (PM)
- Le remblai (R)
- Le déblai (D)
- Au niveau du terrain naturel (TN)

Nous distinguons sur chaque section unitaire de 100 m de long les différents types de profil par « classe de hauteurs », en décomposant le premier niveau de codification en un deuxième niveau de codification :

- | | |
|---|--------------------|
| - de -2 à 2 m de hauteur : | TN |
| - de -2 à -4 m de hauteur : | D |
| - > à -4 m de hauteur : | DD (grand déblai) |
| - de 2 à 4 m de hauteur : | R |
| - > à 4 m de hauteur : | RR (grand remblai) |
| - Profil mixte (remblai d'un côté et déblai de l'autre) : | PM |
| - Profil mixte avec un grand remblai : | PMR |
| - Profil mixte avec un grand déblai : | MD |

Le profil de la route peut être également pris en compte comme une variable continue en tenant compte des hauteurs évaluées par section unitaire de 100m. La hauteur (m)

du déblai est négative en cas de déblai, nulle pour un profil au niveau du terrain naturel, et positive pour un remblai.

Les profils relevés pour chaque section de 100 m sur chaque sens de l'autoroute sont compilés en vis-à-vis comme indiqué dans le Tableau 25 suivant :

Tableau 25 : Codification des hauteurs de la route en groupant les sections de 100 m des deux berms en vis-à-vis (profil topographique)

Classe profil sens A	Classe profil sens B	=	Classe profil sens A+B	Classe profil (sens A+B) simplifiée	Classe profil très simplifiée
DD	RR		PM	PM	
D	R		PM		
D	RR		PM R		
TN	R		PM R	PMR	PM
TN	RR		PM RR		
DD	R		PM D		
TN	D		PM D	PMD	
TN	DD		PM DD		
TN	TN		TN	TN	TN
RR	RR		RRR	RR	
RR	R		RR	R	R
R	R		R		
DD	DD		DDD	DD	
DD	D		DD	D	D
D	D		D		

2.4. Le trafic routier

Les valeurs de trafic autoroutier utilisées dans les calculs sont celles disponibles au groupe « transport et intermodalité » du CETE du Sud-Ouest pour chaque autoroute (A10, A837 et A89) ; elles nous ont été fournies par le concessionnaire autoroutier ASF. Le trafic est chiffré en plusieurs tronçons pour chacune de ces autoroutes pour l'année 2009, avec une indication de l'évolution du trafic entre 2008 et 2009. Ces tronçons correspondent à des zones de trafic homogènes entre deux échangeurs importants.

L'augmentation du trafic ne fut que de quelques pourcents pour les trois autoroutes entre 2008 et 2009. Nous n'avons pas jugé utile de prendre la moyenne de 2008 et 2009 quand les données de collisions sont celles de ces deux années, l'évolution des trafics étant très proches entre les différentes autoroutes. Ces données sont issues de mesures réalisées par les sociétés autoroutières par comptages exhaustifs automatiques (Annexe H.).

Nous avons pris en compte le trafic moyen journalier sur un an (TMJA) tous véhicules confondus. De plus, afin de détecter un impact éventuel de la taille du véhicule sur la mortalité des oiseaux, nous avons également pris en compte le trafic des seuls poids lourds.

3. Les taxons étudiés

Les deux groupes taxonomiques étudiés quant aux effets des facteurs écologiques sur leur mortalité due au trafic autoroutier sont les Passeriformes et les Strigiformes. Ces deux groupes sont en effet les plus impactés par le trafic; ils ont été analysés séparément.

Les espèces de Passeriformes sont celles mentionnées dans la Partie précédente (Tableau 21). Les espèces de Strigiformes sont l'Effraie des clochers (*T. alba*, TYTALB), la Chouette hulotte (*Strix aluco*, STRALU), la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*, ATHNOC) et le Hibou moyen-duc (*Asio otus*, ASIOTU) (voir plus bas Tableau 28).

4. Méthodologies du relevé des facteurs environnementaux sur le terrain

4.1. L'occupation du sol hors autoroute (CLC)

Les données d'occupation du sol sont issues de Corine Land Cover 2006 (IFEN). Elles n'ont pas été validées sur le terrain car la zone d'étude était trop vaste. Seules les zones d'occupations du sol traversées par les sections autoroutières étudiées ont été prises en compte.

4.2. La structure de végétation de la berme

La structure de végétation des bermes a été relevée par orthophotoplans (BD ORTHO IGN) sur les calques de forme rectangulaire de 20 x 100 m de long correspondant aux sections unitaires de 100 m et calés à 5 m au bord de la chaussée autoroutière. Ces relevés sur la BD ORTHO ont été validés par des photographies prises par un appareil photographique à haute vitesse embarqué sur le toit d'un véhicule circulant sur l'autoroute (Figure 16, à droite). Les photographies sont prises du véhicule tous les 10 m. Elles servent usuellement à une évaluation de l'état de la chaussée et des abords ; leur utilisation permet de distinguer aisément la structure de la végétation des bermes. Certaines zones dont la détermination de la structure de végétation a semblé douteuse ont été vérifiées sur le terrain. Le logiciel SIG utilisé dans cette étude était MapInfo Professionnal 7.8.

La fenêtre sur la partie gauche de la Figure 16 indique la codification des surfaces relatives des quatre strates sur le quadrat. Les quadrats qui y sont indiqués apparaissent avec des extrémités semi-circulaires. Les deux extrémités semi-circulaires de deux quadrats consécutifs se croisent en formant un cercle ; il s'agit d'un artefact, la version du logiciel SIG disponible ne permettant pas le tracé de tampon rectangulaire. Les limites de chaque quadrat correspondent aux diamètres, perpendiculaires à l'axe longitudinal de l'autoroute, de ces cercles (Figure 16).

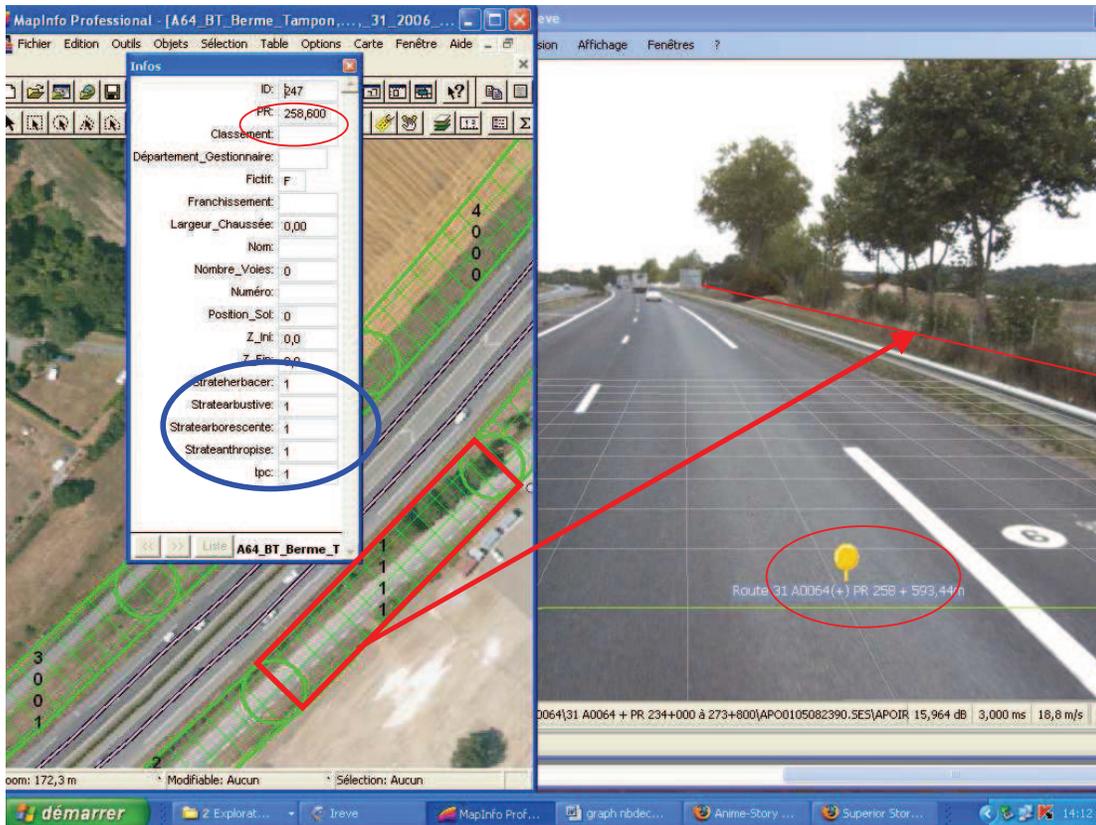


Figure 16 : Un exemple de la méthode de relevé des strates de végétation (à gauche la photographie BD ORTHO d'une section autoroutière avec les surfaces unitaires rectangulaires (ou quadrats) successives en vert et la fenêtre de saisie des informations ; à droite la photographie vue du sol de cette même section et la limite d'une surface unitaire (section de 100 m PK 258,6 sens Bayonne Toulouse de l'A64).

4.3. Les profils transversaux des infrastructures autoroutières

Ne disposant pas de relevés topographiques au format électronique, les relevés des hauteurs des bermes par rapport au niveau de la chaussée ont été réalisés par observation directe sur le terrain concomitamment à une session de comptage de cadavres par une tierce personne dans le même véhicule. Ces mesures étaient faites à vue, sans instrument de mesure. Chaque évaluation des hauteurs de chaussée par rapport au terrain naturel était réalisée par section unitaire de 100 m.

5. Les analyses statistiques

L'analyse des effets des différents facteurs biologiques sur les effectifs des cadavres relevés sur des sections autoroutières débute par la vérification de l'existence possible d'une autocorrélation spatiale des nombres de cadavres sur ces sections autoroutières consécutives. La répartition des cadavres est de type linéaire sur la bande autoroutière; de ce fait, la distribution spatiale peut être assimilée à une série chronologique.

La variable à expliquer dans les analyses suivantes est dans tous les cas le nombre brut d'oiseaux tués par espèce. Les variables environnementales ont une influence à l'échelle de la population, quelle que soit sa densité, et non pas à l'échelle d'un individu comme les facteurs biologiques.

5.1. Analyses par sections de 100 m

L'analyse a d'abord été réalisée sur la succession des sections unitaires de 100 m, toutes autoroutes confondues. L'analyse a porté sur le nombre de cadavres par section (variable à expliquer) et sur l'influence des facteurs écologiques décrits plus haut (variables explicatives). Le trafic n'a pas été pris en compte du fait que ce facteur reste inchangé sur 10 à 30 km selon les longueurs des sections. L'intensité du trafic ne varie que très peu d'une section unitaire hectométrique à la suivante exceptée entre sections de 100 m limitrophes d'une section autoroutière de mesure de trafic.

Des GLMER, variantes de modèles linéaires généralisés (GLM) intégrant un facteur aléatoire et suivant la loi de Poisson, ont été construits, la variable aléatoire choisie étant l'espèce, la présence de l'une ou l'autre de celle-ci pouvant être considérée comme aléatoire. La variable espèce était un co-facteur.

Les variables explicatives ont été les suivantes :

- l'occupation du sol CLC au code de premier niveau (CLC_simpl), et au code de deuxième niveau (CLC),
- les profils aux codes très simplifiés (Prof_spl) et simplifiés (Prof), et les valeurs de hauteur des profils (TOPO)
- les bermes codifiées au premier niveau (A, H, S, T et M : Berms) et au second niveau (HA, HT... : Berme)

5.2. Analyses par secteur de 11 et de 18 km et par autoroute

Afin de d'identifier le ou les facteurs environnementaux les plus explicatifs et de vérifier l'effet de ces facteurs à une échelle autre que celle des sections de 100m, nous avons découpé toutes les autoroutes en 21 secteurs de 11 km, puis en 12 secteurs de 18 km (afin de diviser en 4 puis en 3 les sections des trois autoroutes ci-étudiées), et enfin en secteurs correspondant aux longueurs totales des 3 sections autoroutières étudiées. Nous avons ensuite calculé les longueurs relatives (en %) attribuables à chacun des codes CLC (premier niveau de codification, puis deuxième niveau) par rapport à la longueur totale de chaque secteur de 11 km, puis de chaque secteur de 18 km, et enfin par autoroute. Nous avons répété la même opération pour chacun des codes de structure de végétation de la berme et pour chacun des codes de profil de route (pourcentage des codes de premier niveau puis de deuxième niveau). Les données d'intensité de trafic ont été adaptées en en calculant les moyennes par type de secteurs ou par autoroute. A chaque type de longueur de secteur (11 ou 18 km) ou d'autoroute correspondait aussi un nombre d'espèces de Passeriformes (29 individus pour les secteurs totaux, 66 individus pour les secteurs de 18 km et 86 individus pour les secteurs de 11 km) et de Strigiformes et leurs effectifs d'individus percutés par le trafic (11 individus pour les secteurs totaux, 29 individus pour les secteurs de 18 km et 35 individus pour les secteurs de 11 km). Les données utilisées sont celles de 2008-2009.

Nous avons ensuite réalisé un modèle linéaire généralisée (GLM) suivant la loi de Poisson pour chaque type de secteur (11 km, 18 km ou par section d'autoroute) en prenant comme facteur explicatif chacun des codes de chaque facteur écologique. La variable à expliquer fut le nombre de cadavres de chaque espèce de Passeriformes et de Strigiformes, les deux ordres taxinomiques ayant été analysés séparément. Les variables explicatives sont donc les proportions de longueurs de tous les facteurs écologiques décrits plus haut par rapport à la longueur totale de chaque section. Nous avons au préalable vérifié si certains facteurs explicatifs ne sont pas corrélés entre eux.

Les GLM et GLMER ont été réalisées avec le logiciel R (version 2.13.2, R Development Core Team 2004), les matrices de corrélations et les autocorrélations ayant été calculées avec Statistica (version 7.1.30, StatSoft Inc). Dans tous les cas, les modèles ne seront pas considérés comme différents si $\Delta AIC < 2$.

Chap. 13 : Résultats

1. Analyses par section de 100m

Les GLMER avec pour variable aléatoire le co-facteur nom de l'espèce percutée, réalisées sur les données de 2009 puis de 2008-2009, n'ont pas permis de distinguer un facteur prépondérant pouvant influencer la mortalité des oiseaux (Strigiformes comme Passeriformes) due au trafic autoroutier. Le modèle constant était en effet le meilleur modèle.

Des GLM ont également été réalisées sur des données identiques à celles utilisées avec les GLMER. Ces GLM ont été appliquées aux Passeriformes puis aux Strigiformes, partant du modèle constant, puis à un facteur et enfin à deux facteurs. Les résultats de ces analyses sont décrits ci-après. Pour rappel, il y a 2 185 sections de 100 m pour les trois autoroutes.

1.1. Les Passeriformes

Après vérification des corrélations entre les différentes variables, les seules corrélations observées furent entre le co-facteur Espèce (SP_COV) et les facteurs Berme et Prof_simpl (N = 35 264 en ajoutant le co-facteur SP_COV), ces corrélations nous empêchant de comparer ces trois facteurs entre eux dans une GLM. Le modèle avec le co-facteur SP_COV comme unique variable explicative est meilleur que le modèle constant (AIC : 2 351,4 vs. AIC : 2 615,7 respectivement ; Tableau 26) et que les autres modèles. Ce co-facteur explique fortement le nombre de Passeriformes tués par section unitaire de 100 m. Il permet ainsi de distinguer les espèces qui se font significativement plus percuter que les autres: le Merle noir *T. merula*, le Rougegorge familier *E. rubecula*, la Grive musicienne *T. philomelos*, le Moineau domestique *P. domesticus* et, moins nettement, la Fauvette à tête noire *S. atricapilla* (Annexe I.).

Tableau 26 : Modèles linéaires généralisés constant, à un facteur et à deux facteurs écologiques additionnés pouvant influencer le nombre de Passeriformes tués sur les autoroutes par secteurs échantillons de 100 m, les années 2008-2009.

Modèles	Valeur estimée	Erreur standard	P	AIC	ΔAIC	dl	Dev
CLCs3 ^a	-0,129	0,342	0,707	2620,3	268,9	35260	2197,3
BermeTA	13,43	306,52	0,965	2619,9	268,5	35254	2185,0
ProfDD ^c	-5,024	0,320	0,078	2619	267,6	35256	2188,1
CLC32 ^d	-1,705	1,225	0,164	2617,2	265,8	35254	2182,3
TOPO	0,012	0,017	0,451	2617,1	265,7	35262	2198,2
ProfsPM	0,319	0,180	0,077	2616	264,6	35260	2193,1
Constant	-5,109	0,069	<2e ⁻¹⁶	2615,7	264,3	35263	2198,8
BermsS	0,646	0,730	0,376	2614,1	262,7	35259	2189,2
SP_COV TURMER ^e	3,231	0,589	3,99e ⁻⁸	2351,4	0	35248	1904,5
SP_COV + BermsS	0,646	0,730	0,376	2349,8	-1,6	35244	1894,9
SP_COV + ProfsPM	0,319	0,180	0,077	2351,7	0,3	35245	1898,8
SP_COV + ...	-	-	-	-	-	-	-
SP_COV + BermeTA	13,30	287,29	0,963	2355,6	4,2	35239	1890,7

^{a, b, c, d, e, f} : typologie de chaque variable explicative présentant la meilleure probabilité ; P : la probabilité du modèle ; Critère d'Information Akaike (AIC) ; différences entre AIC (ΔAIC), degré de liberté (dl) et déviance (Dev).

CLCs 3 : CLC simplifié forêts et milieux naturel ; CLC32 : CLC Milieu à végétation en mutation et/ou herbacée ; BermeTA : berme mixte artificielle et arborée, ProfDD = profil transversal en grand déblai, ; ProfsPM : tous types de profils transversaux mixtes ; TOPO : hauteur de la chaussée / Terrain naturel ; Berms S et Berms M : bermes simplifiées arbustive et mixte respectivement ; SP_COV TURMER : co-facteur spécifique du Merle le noir

Si nous ajoutons au modèle à une seule variable explicative « as.factor (SP_COV) » une deuxième variable explicative, la valeur d'AIC n'est pas inférieure au modèle sus-cité. Seul le modèle SP_COV + BermsS a un d'AIC inférieur à celui du modèle avec le seul facteur SP_COV, AIC n'est toutefois pas inférieur à 2 points. Cela suggère qu'une simple tendance à l'existence d'un effet de la structure de végétation de la berme de type arbustive sur le nombre de Passeriformes tués par le trafic autoroutier (Tableau 26).

1.2. Les Strigiformes

Aucune corrélation significative n'a été observée entre les différentes variables. Le modèle avec le co-facteur SP_COV (covariable Espèce) comme unique variable explicative est le meilleur comparé au modèle constant (N = 10 945 en ajoutant le co-facteur SP_COV), AIC : 898,78 vs. AIC : 997,86 respectivement ; Tableau 27) et aux autres modèles comme cela fut observé chez les Passeriformes.

Tableau 27 : Modèles linéaires généralisés constant, à un facteur et à deux facteurs écologiques additionnés pouvant influencer le nombre de Strigiformes tués sur les autoroutes par secteurs échantillons de 100 m, les années 2008-2009.

Modèles	Valeur estimée	Erreur standard	P	AIC	ΔAIC	DI	Dev
BermeHA ^a	13,13	548,3	0,981	1012,20	113,42	10935	822,15
CLC12 ^b	12,74	775,4	0,987	1011,20	112,42	10935	821,16
BermsM ^c	0,274	1,118	0,806	1004,60	105,82	10940	824,58
CLCs2 ^d	-0,253	0,468	0,588	1003,50	104,72	10941	825,51
ProfR ^e	0,869	0,459	0,059	1002,10	103,32	10937	816,05
ProfsR ^f	0,740	0,379	0,051	999,07	100,29	10941	821,07
Constant	-4,858	0,109	<2e ⁻¹⁶	997,86	99,08	10944	825,86
TOPO	0,047	0,026	0,070	996,63	97,85	10943	822,63
SP_COV TYTALB ^g	2,079	0,4018	2,14e ⁻⁷	898,78	0	10940	718,78
SP_COV + TOPO	0,047	0,026	0,070	897,55	-1,23	10939	715,55
SP_COV + ProfsR	0,740	0,379	0,051	899,99	1,21	10937	713,99
SP_COV + ...	-	-	-	-	-	-	-
SP_COV + BermeHA	12,99	522,7	0,980	913,07	14,29	10931	715,07

^{a, b, c, d, e, f} : typologies de chaque variable explicative présentant la meilleure probabilité.

Critère d'Information Akaike (AIC) ; différences entre AIC (ΔAIC), degré de liberté (DI) et déviance (Dev) ; P : probabilité du modèle. CLC12 : CLC infrastructures de transport, ZI, ZAC ; CLCs2 : CLC simplifié territoires agricoles ; Berme HA : berme mixte artificielle et herbacée ; ProfsR : tous types de profils transversaux en remblai ; ProfR : profil transversal en remblai ; TOPO, hauteur de la chaussée / terrain naturel ; BermsM : berme simplifiée mixte ; SP_COV TYTALB : co-facteur spécifique de l'Effraie des clochers

Ce co-facteur SP_COV explique fortement le nombre de Strigiformes tués par section unitaire de 100m. Il permet ainsi de distinguer les espèces qui se font significativement plus percuter que les autres. Les espèces significativement les plus tuées par le trafic autoroutier sont l’Effraie des clochers *T. alba* et la Chouette hulotte *Strix aluco* (Tableau 28).

Si nous ajoutons au modèle à une variable (SP_COV) une deuxième variable explicative, la valeur d’AIC n’est pas inférieure au modèle à une variable sauf si est ajoutée la variable TOPO, mais le modèle résultant n’est toutefois pas inférieur de 2 points d’AIC. Cela suggère ainsi une tendance à l’existence d’un effet de la hauteur du profil de l’infrastructure autoroutière sur le nombre de Strigiformes tués par le trafic autoroutier. Ainsi, plus la hauteur de la chaussée s’accroît par rapport au terrain naturel et plus le nombre de Strigiformes tués a tendance à augmenter (Tableau 27).

Tableau 28 : Estimations (\pm s.e.) du co-facteur Espèce (SP_COV) de Strigiformes et leur significativité à partir du modèle $N_{tue} \sim SP_COV$.

Variables explicatives	Estimation	Erreur standard	Valeur z	P
(Intercept) (ASIOTU)	-5,7453	0,3780	-15,201	$< 2e^{-16}$
SP_COV ATHNOC	-0,8473	0,6901	-1,228	0,2195
SP_COV OS	-1,9459	1,0689	-1,820	0,0687
SP_COV STRALU	0,9445	0,4454	2,120	0,0340
SP_COV TYTALB	2,0794	0,4009	5,187	$2,14e^{-7}$

2. Analyses par sections de 11 km, de 18 km, et par autoroute

Des modèles linéaires généralisés (GLM) ont été appliqués aux Passeriformes puis aux Strigiformes sur les années 2008 et 2009, la variable à expliquer étant le nombre d’oiseaux tués sur les autoroutes.

2.1. Les Passeriformes

Les GLM ont été effectuées sur 21 tronçons de longueur de 11 km, 12 tronçons de 18 km, et sur la longueur totale de chacune des trois autoroutes. La seule longueur de tronçon dont les résultats étaient cohérents fut celle qui correspond à la longueur totale de chacune des autoroutes, les sections de 11 km et de 18 km ne discriminant qu'un seul voire deux facteurs explicatifs, les autres facteurs ayant à peu près la même valeur d'AIC. Aucune corrélation n'a été observée entre le nombre de cadavres de Passeriformes et les variables explicatives.

Plusieurs modèles à un facteur s'avèrent avoir de faibles valeurs d'AIC similaires sans qu'il soit pour autant possible de les différencier tant leurs valeurs d'AIC sont proches (Tableau 29). On peut toutefois hiérarchiser les variables explicatives comme suit :

$$\mathbf{ProfsD} \leq \mathbf{BermHA} (\leq \mathbf{BermST} \leq \mathbf{BermT}) \leq \mathbf{BermST}$$

Sans qu'il se dégage un résultat net, cela signifie que les Passeriformes ont une légère tendance à moins se faire percuter tant au niveau des bermes à co-dominance de végétation herbacée et de structures artificielles (BermeHA) qu'au niveau des chaussées en déblai de tous types (ProfsD). Ils ont d'autre part tendance à se faire plus percuter au droit des bermes présentant des arbres (BermeST, BermeT, BermsT, Berme HT, BermeTA ; Tableau 29) qu'au droit des autres types de bermes.

Tableau 29 : Modèles linéaires généralisés constant, à un type de facteur écologique, et à deux types de facteurs écologiques additionnés, pouvant expliquer le nombre de Passeriformes tués sur les autoroutes les années 2008-2009 (découpage par autoroute).

Facteurs écologiques	Modèles	Valeur estimée	Erreur standard	P	AIC	ΔAIC	dl	Dev
-	Constant ~1	1,874	0,073	<2e ⁻¹⁶	330,54	31,42	28	236,89
TMJA	TMJA_tot	4,417e ⁻⁵	8,034e ⁻⁶	3,83e ⁻⁸	302,38	3,26	27	206,73
	TMJA_PL	3,821e ⁻⁴	7,107e ⁻⁵	7,60e ⁻⁸	303,60	4,48	27	207,96
CLC	CLC13	4,633	0,823	1,81e-8	300,95	1,83	27	205,31
	CLC32	0,177	0,032	2,56e ⁻⁸	301,62	2,50	27	205,98
	CLC24	-0,123	0,023	1,43e ⁻⁷	301,78	2,66	27	206,13
	CLC22	0,169	0,032	1,06e ⁻⁷	304,18	5,06	27	208,54

CLC_simpl	CLCs1	0,135	0,042	0,001	321,47	22,35	27	225,82
	CLCs5	-1,330	0,569	0,019	326,81	27,69	27	231,16
	CLCs3	-0,013	0,012	0,287	331,39	32,27	27	235,74
	CLCs2	0,001	0,010	0,940	332,53	33,41	27	236,88
Berme	BermeHA	-1,325	0,231	9,67e-9	299,38	0,26	27	203,73
	BermeST	0,356	0,062	1,01e-8	299,57	0,45	27	203,92
	BermeT	0,043	0,008	1,07e-8	299,76	0,64	27	204,12
	BermeTA	3,089	0,549	1,81e-8	300,95	1,83	27	205,31
	BermeHT	0,125	0,022	1,80e-8	300,95	1,83	27	205,30
	BermeH	-0,028	0,006	6,00e ⁻⁷	303,93	4,81	27	208,28
...	
Berm_simpl	BermsT	0,030	0,005	1,16e-8	299,96	0,84	27	204,32
	BermsH	0,028	0,005	5,1e ⁻⁷	303,67	4,55	27	208,02
	BermsA	-0,596	0,116	2,62e ⁻⁷	305,76	6,64	27	210,11
	BermsM	0,233	0,052	7,98e ⁻⁶	308,71	9,59	27	213,07
	BermsS	-0,004	0,010	0,66	332,34	33,22	27	236,70
Prof	ProfTN	0,035	0,007	2,24e ⁻⁶	306,21	7,09	27	210,57

Prof_simpl	ProfsD	-0,105	0,183	9,91e-9	299,12	0	27	203,47
	ProfsPM	-0,056	0,012	1,25e ⁻⁶	305,16	6,04	27	209,52
	ProfsTN	0,035	0,007	2,24e ⁻⁶	306,21	7,09	27	210,57
	ProfsR	0,016	0,029	0,561	332,2	33,08	27	236,55
	ProfsD + CLC51	-0,096	0,464	0,835	301,08	1,96	26	203,43

	ProfsD + BermHS	0,812	3,910	0,835	301,08	1,96	26	203,43

Critère d'information Akaike (AIC) ; différences entre AIC (ΔAIC), degré de libertés (dl) et déviance (Dev) ; P probabilité du modèle ; EN GRAS : les meilleurs modèles pour chaque facteur écologique

CLC13 : CLC territoires chantiers décharges mines ; Berme TA : berme mixte arborée et artificielle ; BermeHT : berme mixte herbacée et arborée ; BermeT : berme arborée ; BermeST : berme mixte arbustive et arborée ; BermeST : berme mixte arbustive arborée, Berme HA : berme mixte herbacée et artificielle ; BermsT : berme simplifiée arborée ; ProfsD = tous types de profils transversaux en déblai.

Beaucoup de corrélations significatives entre variables ont été observées sauf entre ProfsD et CLC51, CLCs2, CLCs3, CLCs5, BermHS et BermS et BermsS, ProfR, ProfRR et ProfsR pour lesquels les corrélations ne sont pas significatives. Le meilleur modèle à deux facteurs (ProfsD + ...) ne présente pas un plus petit AIC que le meilleur modèle à un seul facteur (i.e. « tous les types de profils en déblai (ProfsD), Tableau 29). Mais même le meilleur modèle n'est en fait que peu valide (test de validité de l'ajustement : $Dev / dl = 203,47 / 27 = 7,536 > 1$).

2.2. Les Strigiformes

Les GLM ont été testées sur des tronçons de longueurs de 11 km, de 18 km, et sur la longueur totale de chacune des trois autoroutes. Seuls les tronçons de 18 km ont donné des résultats cohérents, les facteurs s'avérant influencer la mortalité n'étant pas corrélés entre eux contrairement à ce qui fut observé pour les autres sections et qui ne peuvent donc pas être comparés entre eux.

Après vérification des corrélations entre les différentes variables, seules deux de celles-ci sont corrélées avec la variable à expliquer (nombre de cadavres de strigiformes) : CLC22 et CLC24. Les facteurs explicatifs qui sont corrélés au facteur BermsM, c'est-à-dire CLC23, CLCs1, CLCs3, CLCs5, Prof DD, ProfR, ProfsTN, n'ont pas été pris en compte dans les modèles à deux facteurs explicatifs avec BermsM.

Les deux meilleurs modèles pour le même facteur décomposé ou simplifié (BermeM et BermsM respectivement) sont ceux qui concernent la structure de végétation des bermes et plus particulièrement la typologie mixte (M : sans dominance) de végétation de berme. Les Strigiformes sont en effet plus percutés au droit des bermes de type mixte.

Ce modèle est valide (test de validité de l'ajustement : $Dev / dl = 47,64 / 27 = 1,579 \approx 1$), le facteur ProfsD n'étant par ailleurs pas corrélé au facteur BermsM.

Le classement des variables selon leurs efficacités dans les modèles est le suivant :

BermsM (\leq BermeM) \ll ProfsPM \leq TMJA_tot

Plusieurs autres modèles à un facteur semblent indiquer certaines influences, même si elle n'est pas significative, sur la mortalité liée au trafic (Profils en travers et trafic total) sans qu'il soit pour autant possible de les différencier tant leurs valeurs de points d'AIC sont proches. Ainsi la mortalité des Strigiformes a légèrement tendance à croître avec le trafic tous véhicules (TMJA_tot), et semble un peu plus faible au droit des profils mixtes (ProfsPM). Le facteur trafic (TMJA_tot ; à noter la faible influence du trafic poids lourd sur la mortalité des Strigiformes.), tout comme le facteur Profil en travers (ProfsPM), ont des AIC très proches qui ne sont pas significativement différenciables (Tableau 30). L'occupation du sol en dehors des emprises, quant à elle, n'influence pas le nombre des collisions des Strigiformes avec le trafic.

Tableau 30 : Modèles linéaires généralisés constant, à un facteur écologique, et à deux facteurs écologiques additionnés, pouvant influencer le nombre de Strigiformes tués sur les autoroutes les années 2008-2009 (découpage par tronçon de 18 km).

Facteurs écologiques	Modèles	Valeur estimée	Erreur standard	P	AIC	$\Delta AICc$	dl	Dev
-	Constant ~1	1,075	0,109	$<2e^{-16}$	139,29	15,11	28	59,75
TMJA	TMJA_tot	$4,157e^{-5}$	$1,257e^{-5}$	$9,43e^{-4}$	129,69	5,51	27	48,15
	TMJA_PL	$3,499e^{-4}$	$1,109e^{-4}$	$1,61e^{-3}$	130,85	6,67	27	49,31
CLC	CLC11	-0,711	0,317	0,025	135,12	10,94	27	53,58
	CLC21	0,016	0,006	0,015	135,21	11,03	27	53,67
	CLC23	-0,038	0,018	0,037	136,77	12,59	27	55,23

CLC_simpl	CLCs5	-1,110	0,834	0,184	139,16	14,98	27	57,62

Prof	ProfPMD	-0,061	0,020	$2,52e^{-3}$	130,88	6,7	27	49,34
	ProfPM	-0,064	0,025	$8,65e^{-3}$	133,02	8,84	27	51,48

Prof_simpl	ProfsPM	-0,039	0,013	$2,33e^{-3}$	129,52	5,34	27	47,98
	ProfsTN	0,012	0,005	$3,22e^{-2}$	136,86	12,68	27	55,36

Berme	BermeM	0,207	0,052	$6,10e^{-5}$	124,93	0,75	27	43,39
	BermeH	-0,017	0,005	$2,09e^{-3}$	131,52	7,34	27	49,98
	BermeHA	-0,639	0,223	$4,12e^{-3}$	132,41	8,23	27	50,87

Berm_simpl	BermsM	0,204	0,050	$4,14e^{-5}$	124,18	0	27	42,64
	BermsH	-0,017	0,006	$2,02e^{-3}$	131,46	7,28	27	49,92
	BermsT	0,016	0,005	$4,31e^{-3}$	133,49	9,31	27	51,95
	BermsA	-0,288	0,125	$2,15e^{-2}$	135,55	11,37	27	54,01
	BermsS	0,007	0,015	0,631	141,06	16,88	27	59,52
BermsM +	ProfsD	-0,032	0,017	0,068	122,98	-1,2	26	39,45
	TMJAPL	$1,83e^{-4}$	$1,27e^{-4}$	0,148	124,08	-0,1	26	40,51

Critère d'information Akaike (AIC) ; différences entre AIC (ΔAIC), degré de libertés (dl) et déviance (Dev) ; probabilité du modèle (P) ; **en gras** : les meilleurs modèles pour chaque facteur écologique ; TMJA_tot : Trafic Moyen journalier annuel tous types de véhicules ; CLC11 : CLC zones urbaines ; BermM : berme mixte ; BermsM : berme simplifiée mixte ;, ProfsPM : tous types de profils transversaux mixtes ; ProfsD = tous profils transversaux en déblai.

Les modèles pour lesquels s'ajouterait à BermsM un autre facteur ne sont pas meilleurs, sauf dans le cas de ProfsD; mais le modèle résultant n'est toutefois pas inférieur de 2 point AIC du modèle à un seul facteur BermsM (Tableau 30).

Chap. 14 : Discussion

Pour rappel, nous avons résumé les principaux facteurs environnementaux influençant la mortalité des Passeriformes et des Strigiformes dans le Tableau 31 suivant :

Tableau 31 : Ensemble des variables influençant la mortalité avec le trafic autoroutier des Passeriformes et des Strigiformes et leurs effets sur le nombre de cadavres (+ signifie augmente le nombre de cadavres)

Longueur de section unitaire autoroutière	Variables influençant les Passeriformes	Effet sur mortalité Passeriformes	Variables influençant les Strigiformes	Effet sur mortalité Strigiformes
100 m	Espèce (SP_COV)	+	Espèce (SP_COV)	+
	Bermes à arbustes (???)	+	Topographie de la chaussée (Topo)	+
11 km	-		-	
18 km	-		Bermes mixtes (BermsM)	+
			Déblais (ProfsD)	-
Autoroute	Déblais (ProfsD)	-		
	BermeHA	-		
	Bermes arborées :			
	- BermeST	+		
	- BermeT	+		
	- BermsT	+		
	- BermeHT	+		
- BermeTA	+			

SP_COV : co-facteur spécifique ; CLC13 : CLC territoires chantiers décharges mines ; Berme TA : berme mixte arborée et artificielle ; BermeHT : berme mixte herbacée et arborée ; BermeT : berme arborée ; BermeST : berme mixte arbustive et arborée ; BermsT : berme simplifiée arborée ; BermsM : berme simplifiée mixte ; ProfsD = tous types de profils transversaux en déblai .

1. Les espèces percutées par le trafic

On trouve dans la littérature de nombreuses évaluations sur les espèces d'oiseaux les plus percutés en Europe occidentale (Finnis 1960, Hodson 1960, Hodson et Snow 1965, Bersuder et Caspar 1986, Erritzøe et al. 2003). Concernant les Passeriformes, ces études montrent que le Moineau domestique *P. domesticus* est l'espèce de Passeriformes généralement la plus tuée par le trafic, le plus souvent suivie du Merle noir *T. merula* et du Rougegorge familier *E. rubecula*. Nos analyses par section unitaire de 100 m, confirment peu ou prou ces faits. L'espèce la plus tuée dans notre étude est en effet le Merle noir, suivi du Rougegorge familier, puis de la Grive musicienne *T. philomelos* et du Moineau domestique, la Fauvette à tête noire *S. atricapilla* étant percutée de façon non négligeable. La Grive musicienne était jusqu'alors assez peu rapportée comme impactée par le trafic routier ou autoroutier lors de précédentes études, hormis en Grande-Bretagne (Finnis 1960, Hodson 1960, Erritzøe et al. 2003).

Dans notre étude, l'impact relativement moins fort pour les moineaux domestiques peut s'expliquer par leur baisse de densité en France et en Europe depuis deux décennies (De Laet et Summers-Smith 2007), comme c'est le cas pour beaucoup d'espèces vivant notamment dans les milieux agricoles (Donald et al. 2001, Chiron et al. 2010, Jiguet et al. 2011). Les espèces non spécialisées comme le Merle noir et le Rougegorge familier sont par contre en augmentation en France (Devictor et al. 2007, Jiguet et al. 2011). Cela confirme également le fort impact de la mortalité routière sur les populations de Turdidae (cf. Partie III :).

Parmi les Strigiformes, l'Effraie des clochers *T. alba* est l'espèce la plus tuée par le trafic sur les secteurs des autoroutes de notre étude. La Chouette hulotte *S. aluco* est également fortement percutée mais dans une moindre mesure que l'Effraie des clochers, comme observé dans plusieurs études (Bourquin 1983, Massemin et Zorn 1998, Massemin *et al.* 1998, Fajardo 2001, Ramsden 2003, SETRA 2006).

2. Les Passeriformes

L'analyse à l'échelle de sections de 100 m ne fait pas ressortir de facteur prépondérant qui influencerait la mortalité des Passeriformes. La seule variable qui ressort, lorsqu'elle est en co-facteur, est l'espèce, ce qui permet de confirmer l'impact plus important du

trafic sur les Turdidae (Merle noir, Rougegorge familier et Grive musicienne) comme décrit ci-dessus. Une deuxième variable explicative qui semble être impliquée dans les collisions des Passeriformes à cette échelle est la structure de végétation à double dominance de la berme, qui implique notamment la présence d'arbres.

Il a donc été nécessaire de grouper les données en sections d'autoroute plus longues, il eût fallu plus de données pour pouvoir utiliser la section unitaire de 100 m. La contrepartie de ce regroupement en sections plus longues est une moindre précision des résultats. La mortalité des Passeriformes semble alors plus nettement influencée par les différentes variables, le profil de la route en déblai semblant avoir un effet négatif en diminuant légèrement le nombre de collisions des Passeriformes avec le trafic. Mais cet effet du profil transversal de la chaussée ne se différencie pas significativement de l'effet de la structure de végétation mixte herbacée -artificielle des bermes, qui influence également négativement les collisions des Passeriformes. Il ne se différencie pas significativement non plus des bermes incluant des arbres ou de l'occupation du sol CLC13 (Chantiers), ces deux facteurs semblant quant à eux augmenter la probabilité de collisions des Passeriformes avec le trafic. Chacun de ces facteurs environnementaux influence donc peu ou prou le nombre de collisions sur les autoroutes, les modèles incluant chacun de ces facteurs explicatifs ayant une valeur d'AIC nettement inférieure à celle des modèles constants.

Contrairement à notre hypothèse (i) il ne semble donc pas exister sur les autoroutes étudiées de profil transversal de chaussée autoroutière plus mortifère que les autres, tel que le profil de chaussée au niveau du terrain naturel comme l'indiquaient des études précédentes (Bruun-Schmidt 1994, Erritzøe et al. 2003, Clevenger et al. 2003, Lodé 2000, Pons 2000). Seul le profil en déblai semble moins dangereux pour les Passeriformes. Ceci ne contredit toutefois pas les précédentes études, qui évoquent les oiseaux dans leur ensemble sans distinguer les ordres taxinomiques ni étudier les Passeriformes en détail comme cela est fait présentement.

L'hypothèse (ii) est par contre vérifiée. La présence d'arbres dans les bermes semble favoriser les collisions des Passeriformes avec le trafic comme cela a été déjà observé dans des études antérieures (Orlowski 2005, 2008). Cela contredit les conclusions de Ramp et ses collaborateurs (2006) mais elles concernent un milieu écologique

complètement différent, à savoir l'Australie. La présence d'arbres sur les bords de routes, en particulier lorsque les milieux environnants en comportent peu, peut signaler des potentialités de ressources alimentaires et d'abris notamment pour les Passeriformes, qui sont d'autant plus attirés par ce type de berme que le paysage alentour est un milieu très ouvert de type plaine agricole intensif (Paruk 1990, Meunier et al. 1999, 2000, Erritzøe et al. 2003). De la plus forte abondance des Passeriformes au droit de ces bermes arborées résulte une plus forte probabilité de collision de ces derniers avec le trafic.

L'hypothèse (iii) n'est que partiellement vérifiée. L'influence du paysage semble en effet moins importante que l'effet de la chaussée en déblai sur la mortalité des Passeriformes au contraire de ce que certaines études précédentes avaient affirmé (Orlowski 2005, 2008). La présence de zones de chantier semble impactante pour les Passeriformes en augmentant le risque mortalité. Cette présence de zones de chantier peut rendre plus attractive par contraste pour les Passeriformes une berme végétalisée du fait de sa plus grande ressource trophique que les zones de chantiers environnants. Une berme accueillante va par voie de conséquence augmenter l'abondance des passereaux au droit de celle-ci et donc le risque de collision avec le trafic comme décrit plus haut pour le cas des plaines agricoles. Beaucoup de surfaces de chantier sur la zone sont des gravières qui pour certaines ont été entre temps transformées en plans d'eau qui pourraient être plus attractifs que les milieux environnants.

L'hypothèse (iv) n'est pas confirmée dans cette analyse : ni le trafic total, ni le trafic des poids lourds n'influent de façon évidente la mortalité des Passeriformes à l'échelle d'une section d'autoroute. Cette influence existerait plutôt à l'échelle d'un réseau autoroutier. Il y a en effet plus de collisions de Passeriformes sur l'A64 et l'A10 avec 35 000 véh.jour⁻¹ TMJA que sur l'A837 et l'A89 sur lesquelles circulent seulement 8 000 véh.jour⁻¹ TMJA (cf. Partie II :).

Plusieurs des variables testées influencent la mortalité des Passeriformes, mais aucune de celles-ci n'est cependant vraiment prépondérante. Ceci provient certainement d'une trop grande variation dans les réponses des différentes espèces de Passeriformes face aux contraintes environnementales, et du trop petit nombre de données récoltées dans

la présente étude. L'hypothèse v) n'a pu donc être confirmée non plus pour les Passeriformes.

3. Les Strigiformes

A l'échelle des sections de 100 m, l'analyse ne fait pas ressortir d'effet significatif. La seule variable qui, comme pour les Passeriformes, a une action significative en cofacteur est l'espèce, ce qui traduit l'impact plus important du trafic sur l'Effraie des clochers *T. alba* et à un moindre degré sur la Chouette hulotte *S. aluco* (cf. introduction du présent chapitre). Si on ajoute une deuxième variable explicative à la covariable spécifique, le meilleur modèle (même s'il n'est pas différent de plus de deux points d'AIC du meilleur modèle à une seule variable) est celui où cette deuxième variable est le niveau de la chaussée par rapport au terrain naturel, comme observé par Massemin et Zorn (1998) et Pons (2000).

L'analyse par grandes sections montre que le nombre de cadavres de Strigiformes est significativement et positivement influencé par la seule structure de végétation de la berme et en particulier par les bermes de structure de végétation mixte (BermeM ou BermsM : mélange à parts égales de toutes les strates de végétation y compris artificielle). L'hypothèse (ii) n'est pas vraiment vérifiée même s'il y a des arbres dans les bermes de type mixte. Le fait que la présence d'arbres induise un risque pour les Strigiformes entre en contradiction avec les conclusions de Hernandez pour la Chevêche d'Athena (1988), et de Massemin et Zorn (1998), ces derniers auteurs n'ayant pas détecté d'effet de la végétation de la berme sur la mortalité des effraies des clochers. L'influence significative de la berme avec une structure de végétation mixte et avec la présence de surface artificielle n'est pas claire. Ces surfaces artificielles sont le plus souvent des routes secondaires ou des pistes d'exploitations aux abords extérieurs immédiats de l'autoroute. Une des explications possibles serait que les Strigiformes viennent chasser plus souvent sur les bords des routes des proies telles que des micromammifères (Campagnol agreste *Microtus agrestis*, C. des champs *M. arvalis*, Mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus*, Musaraigne carrelet *Sorex araneus*, Musaraigne musette *Crocidura russula*) que les bermes routières et autoroutières peuvent héberger en abondance, en particulier en zones d'agriculture intensive (Bourquin 1983, Baudvin

1997, Massemin et Zorn 1998, Meunier et al. 2000, de Redon et al. 2010). Les arbres leur servent, avantage supplémentaire, de perchoirs sur lesquels ils se postent durant leurs chasses (Bourquin 1983, Meunier et al. 2000). Une autre hypothèse, pas forcément contradictoire à la précédente, serait que les Strigiformes perchés dans la berme seraient plus souvent dérangés du fait de la circulation sur la route attenante, ce qui augmenterait la probabilité de fuite vers l'autoroute, accroissant du même coup leur probabilité de collision avec le trafic autoroutier.

En deuxième facteur additionné à la structure végétation de berme mixte, le profil en déblai a tendance à atténuer l'effet berme mixte sur la mortalité des Strigiformes. Ajouté au fait que le profil topographique ressorte dans l'analyse par sections de 100 m de long, cela confirme la tendance d'une moindre mortalité aviaire en général, de l'Effraie des clochers en particulier, sur les tronçons d'autoroute en déblai (Massemin et Zorn 1998). L'hypothèse (v) d'interactions entre variables environnementales explicatives de la mortalité due au trafic est donc en partie vérifiée chez les Strigiformes, le profil en déblai ayant tendance à compenser l'effet mortifère de la berme avec une structure de végétation de type mixte. L'hypothèse (i) n'est par contre pas vraiment validée, le remblai n'étant pas plus dangereux pour les Strigiformes, contrairement à ce qui fut décrit dans la littérature (Massemin et Zorn 1998).

Enfin, les variables explicatives d'« occupation du sol CLC » et « trafic » n'interviennent pas significativement sur le nombre de collisions des Strigiformes, invalidant les hypothèses (iii) et (iv) respectivement. L'occupation du sol à l'extérieur d'une autoroute avait pourtant été décrite comme un facteur influençant la mortalité aviaire sur autoroute (Massemin et Zorn 1998, Clevenger et al. 2003). Comme pour les Passeriformes, l'intensité du trafic total ou des poids lourds ne semble avoir d'effet qu'à l'échelle d'un réseau autoroutier et routier et pas à l'échelle d'un tronçon autoroutier.

4. Variables explicatives de la mortalité communes aux Passeriformes et aux Strigiformes

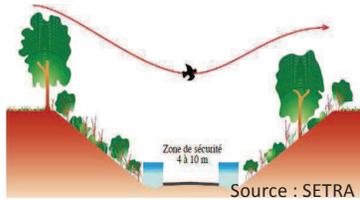
La présence d'arbres au niveau des bermes semble être la variable commune la plus mortifère pour les deux ordres taxinomiques - les types de bermes les plus impactantes

pour ces deux ordres taxinomiques incluant systématiquement la strate arborée - comme cela a été décrit précédemment (Clevenger et al. 2003, Orłowski 2005, 2008). Cette présence d'arbres attire également d'autres groupes taxinomiques comme les Accipitriformes, du fait de la présence de nombreux perchoirs ou de la richesse des bermes en proies (Bourquin 1983, Baudvin 1997, Meunier et al. 2000, de Redon et al. 2010). La présence d'arbres dans les bermes est parfois décrite comme avantageuse pour l'avifaune (Meunier et al. 1999, 2000, Ramp et al. 2006). Lorsque le contexte paysager est défavorable pour l'avifaune comme c'est le cas en zone urbaine ou en zone agricole intensive, une berme arborée est un refuge intéressant pour l'avifaune. Mais de ce fait elle augmente la mortalité routière de cette dernière.

La présence de milieux favorables à l'avifaune à l'extérieur des emprises, et notamment la présence (ou non) d'arbres dans le paysage alentour n'influe apparemment pas sur la mortalité aviaire due au trafic. Cependant, la méthodologie employée dans notre étude ne traduit pas parfaitement la présence des arbres sur la zone aux alentours d'une autoroute. Il faudra dans une prochaine étude mesurer la densité d'arbres (en longueur linéaire de haies par unité de surface ($m \cdot km^{-2}$) pour mieux en évaluer l'effet sur le nombre de collisions d'oiseaux avec le trafic.

L'autre variable présentant une influence similaire chez les deux ordres taxinomiques serait l'effet avantageux d'un profil transversal en déblai sur leur mortalité liée au trafic, comme observé lors de précédentes études (Massemin et Zorn 1998).

Ces deux variables environnementales, ayant un effet commun sur la mortalité due au trafic autoroutier des Passeriformes et des Strigiformes, peuvent permettre de prévoir sur des tronçons autoroutiers des mesures d'atténuation d'impact communes et efficaces pour ces deux ordres taxinomiques les plus percutés par le trafic. Ces mesures d'atténuation d'impacts sont décrites dans le chapitre à suivre.



PARTIE V : MESURES D'ATTENUATION DES IMPACTS DU TRAFIC SUR L'AVIFAUNE ET CONCLUSION GENERALE

Chap. 15 : Les mesures de réduction des impacts actuellement proposées dans la littérature technique et scientifique

Chercheurs et techniciens se sont depuis longtemps intéressés à la mise en place de mesures d'atténuation et en particulier de réduction de l'impact des infrastructures routières et autoroutières sur l'avifaune. Certaines mesures ont pour objectif principal d'éviter les collisions : ces mesures de suppression des impacts sont à privilégier lors de l'élaboration de projet d'infrastructure linéaire de transport neuf (par exemple éviter la traversée d'une zone d'importance avifaunistique). Si l'évitement n'est pas possible, d'une manière générale, la question est de faire barrage aux oiseaux de sorte qu'en traversant l'infrastructure ils évitent les véhicules en passant au-dessus. Des mesures complémentaires ont également été proposées visant à atténuer les effets répulsifs du bruit du trafic et de la lumière des véhicules ou des lampadaires. Enfin on peut proposer une régulation du trafic à l'échelle de l'infrastructure ou même d'un réseau régional. Les mesures d'atténuation des effets des facteurs environnementaux observés dans le chapitre précédent (Tableau 31) sont résumées dans l'arbre de décision décliné dans la Figure 17 suivante.

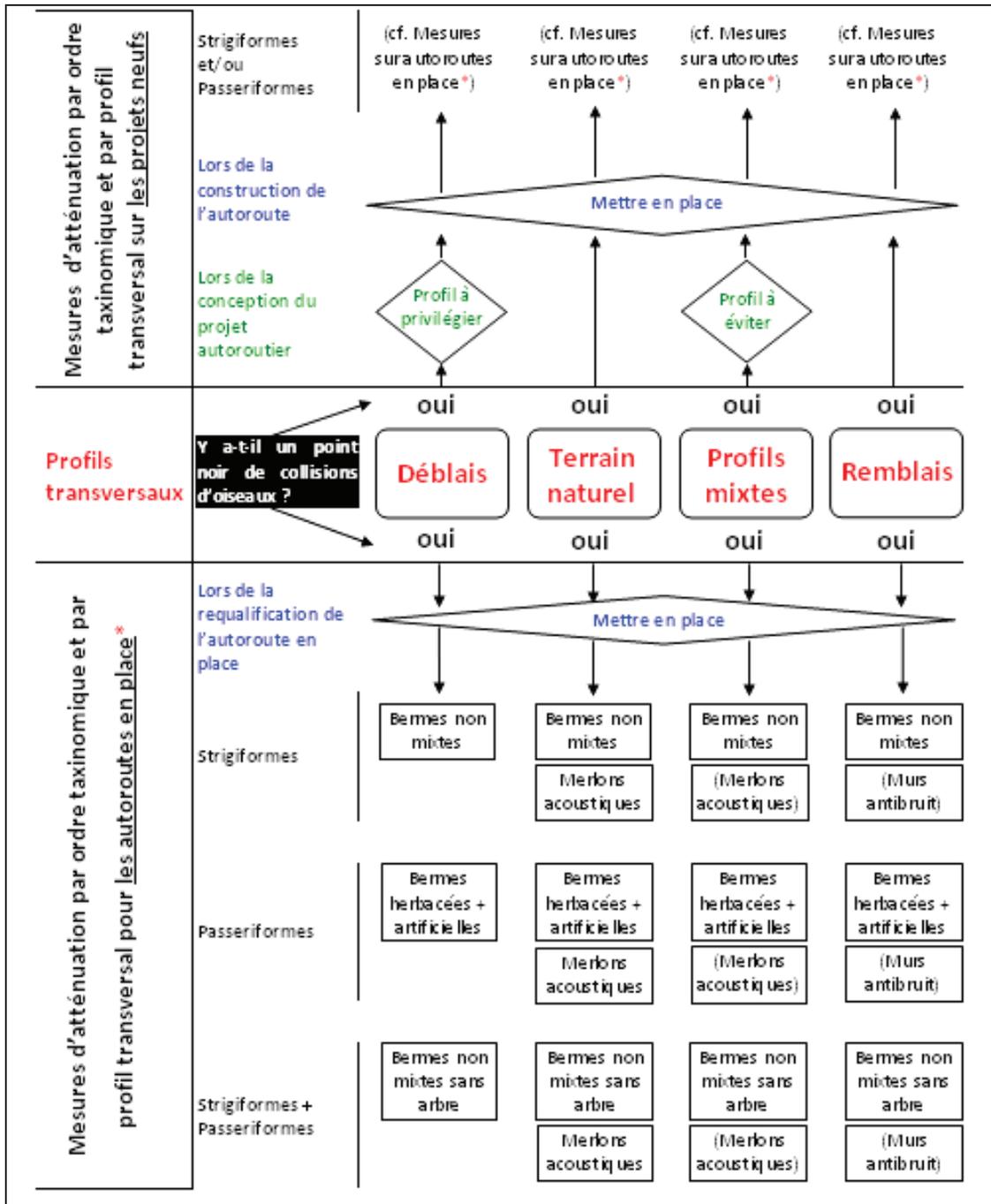


Figure 17 : Arbre de décision de mise en place des mesures d'atténuation des collisions des Strigiformes et/ou des Passeriformes avec le trafic, au droit des points noirs de collisions, en fonction des profils transversaux des sections autoroutières existantes ou en projet

Les mesures entre parenthèses sont à étudier au cas par cas

1. Mesures d'atténuation des collisions modifiant la trajectoire de vol

1.1. La végétation des bermes

Certaines des mesures proposées consistent en une meilleure utilisation de la berme en réalisant des plantations qui font écran pour empêcher les oiseaux de voler à hauteur des voitures et des poids lourds (Hernandez 1988, Fajardo *et al.* 1998, Lodé 2000, Ramsden 2003, Ramp *et al.* 2006, SETRA 2006) ; dans le même but on peut au moins préserver les haies d'arbres existantes (Orlowski 2008). Les Terres-Pleins Centraux (TPC) quand ils sont larges peuvent également être plantés d'arbustes à hauteur des poids lourds, les côtés de la chaussée devant être plantés d'arbres de haut jet (SETRA 2006). La sur-largeur favorisant un abaissement de la trajectoire de vol vers le milieu de l'infrastructure routière, les arbustes au centre éviteraient ainsi une descente des oiseaux à hauteur des véhicules.

Pour beaucoup de ces auteurs, ces propositions n'ont été que rarement validées par des études ultérieures (Lodé 2000). Elles peuvent même se contredire; ainsi Orlowki (2008) préconise d'éloigner toute plantation des chaussées, tandis que Ramsden (2003) préconise le contraire. Cette apparente contradiction provient du fait qu'Orlowski (2008) a plutôt étudié les passereaux et Ramsden (2003) plutôt les rapaces nocturnes et en particulier l'Effraie des clochers *T. alba*. Ceci cependant laisse présager qu'une mesure qui est adaptée pour un groupe d'espèces ne le sera pas forcément pour d'autres. Il est donc nécessaire de bien connaître les populations d'oiseaux avoisinantes avant de mettre en place toute mesure de réduction d'impacts (Lodé 2000).

Nous avons pu confirmer que la présence d'arbres avait tendance à augmenter la mortalité aviaire par collision autant chez les Passeriformes que chez les Strigiformes. Cela provient probablement du fait de l'attractivité de cette strate de végétation en termes de gîtes, de postes d'observation et de ressources trophiques (Massemin et Zorn 1998, Meunier *et al.* 1999, 2000, Erritzøe *et al.* 2003). Les arbres dans les bermes sont donc globalement à éviter dans les zones à enjeux avifaunistiques, les arbustes et les herbacées étant au contraire à privilégier. Ceci confirme les propositions de Grillo et ses collaborateurs (2010), qui recommandent de faucher régulièrement les bermes et d'éviter la plantation d'arbres. En tout cas, les bermes doivent être régulièrement fauchées au plus près de la chaussée jusqu'à 4 m de distance (une fauche tardive

pouvant toutefois être privilégiée pour favoriser la biodiversité des bords de l'autoroute). Par ailleurs, aucun arbre ou arbuste ne doit être planté en deçà de ces 4 m pour des raisons de sécurité des usagers des autoroutes.

Il a pu être proposé dans le passé de rendre attractifs les milieux autoroutiers annexes et en particulier les bermes (Meunier et al. 1999, 2000), notamment quand le milieu extérieur aux emprises autoroutières était défavorable à l'avifaune comme dans les grandes cultures industrielles. Mais le fait d'attirer des populations d'oiseaux sur ces zones peut s'avérer néfaste au regard des risques de collision, ayant démontré plus haut que la densité des oiseaux influe positivement sur leur mortalité et surtout que certaines espèces peuvent plus que d'autres être vulnérables face au risque de eprcuton avec le trafic. Coffin (2007) précise par exemple qu'il valait mieux éviter de planter des arbres fruitiers afin de ne pas attirer les oiseaux sur la berme. Il conviendra donc, dans le cas où est proposé un aménagement local des bermes en faveur d'une espèce vulnérable ou d'un cortège d'espèces cibles, de suivre la dynamique de ces populations, et en particulier d'évaluer leur taux de mortalité dans les emprises et à proximité de l'autoroute. La forte mortalité des populations vivant dans et à proximité des emprises, par effet source-puits pourrait localement être un facteur aggravant d'une déstabilisation de ces populations (Jacobson 2005). Qui plus est, une augmentation de l'attractivité des bermes autoroutières ne serait pas aussi efficace pour les populations locales d'oiseaux que la protection de zones éloignées des autoroutes (ne serait-ce que les délaissés autoroutiers par exemple). En tout état de cause, à qualité équivalente, les milieux favorables à l'avifaune situés près des autoroutes attirent globalement moins les oiseaux que les milieux favorables éloignés des autoroutes (Reijnen et Foppen 1995, Reijnen et al. 1997).

1.2. Le profil en déblai et les dispositifs acoustiques

Une autre mesure de réduction des collisions autoroutières de l'avifaune proposée dans la littérature consiste à implanter la chaussée en déblai, les oiseaux survolant le flot de véhicules (Massemin et Zorn 1998, Forman 2000, Viles et Rosier 2001, SETRA 2006). Nous avons également pu observer dans cette thèse que les chaussées en déblai étaient moins délétères que les autres types de profils transversaux. Appliquer directement une

telle mesure n'est toutefois faisable que pour les projets d'infrastructures autoroutières neuves, dans la mesure de l'équilibre remblai –déblai, de la faisabilité technique et financière, sur les zones à fort enjeu avifaunistique. S'il est impossible de recréer une section d'une autoroute en place, il est toutefois possible d'en modifier le profil sur les bermes en y installant des merlons de terre de part et d'autre de l'infrastructure autoroutière, tels que ceux usuellement mis en place pour atténuer le bruit du trafic sur les abords immédiats de l'autoroute. On peut en effet dimensionner puis construire des murs* (Photographie 4) et merlons** antibruit dits acoustiques adaptés au terrain en place (Reijnen et al. 1995b). Ces merlons permettent d'atténuer l'impact du bruit sur les territoires et les peuplements d'oiseaux adjacents ce qui peut présenter un avantage pour les espèces sensibles au bruit. Leur hauteur doit obligatoirement atteindre 3 m, ils peuvent de plus être plantés d'arbustes pour en augmenter la hauteur au-dessus du trafic poids lourds. Toutefois, les merlons acoustiques peuvent n'être que des merlons paysagers si leur dimensionnement pour l'atténuation de la nuisance acoustique n'est pas faisable (Figure 18).

Les études antérieures sur l'efficacité des merlons acoustiques pour la réduction des collisions des oiseaux présentent des conclusions convergentes (Varga et al. 1995, Kociolek et al. 2011). Il n'y a par contre pas de convergence entre les différentes études concernant les murs acoustiques. En milieu urbain à Taïwan, Yung Hui (2009) conclut en une baisse significative des collisions des oiseaux en présence de murs acoustiques, tandis qu'une autre étude en rase campagne en Hongrie (Varga et al. 2005) ne détecte pas de baisse du nombre de collisions avec le trafic en présence de murs acoustiques. Les murs acoustiques constituent peut-être une barrière verticale abrupte plus perturbatrice qu'avantageuse aux oiseaux en vol, au contraire des merlons acoustiques dont les pentes douces font office de rampes de lancement (Varga et al. 1995). Le manque d'études sur ce sujet particulier ne permet pas de statuer définitivement. A noter que les murs acoustiques ne doivent pas être en verre (sauf s'ils sont décorés de lignes ou dessins en forte densité), les oiseaux percutant très fréquemment les parois de verre transparentes (Biber 1994, Elmiger et Trocmé 2007).

* **Mur acoustique** ou **mur antibruit** ou **écran antibruit** ou **écran acoustique** est une structure verticale extérieure, solide, destinée à développer un effet d'isolation phonique qui protège les espaces bâtis et extérieurs. Il est habituellement construit le long d'infrastructures proches d'habitations et sources de nuisances sonores telles que les infrastructures autoroutières.

** **Merlon acoustique** ou **merlon anti-bruit** est un talus de terre souvent planté de végétaux herbacés et/ou arbustifs (ce sont des merlons paysagers dans ce cas) jouant le même rôle que les murs acoustiques.

A défaut d'une infrastructure autoroutière en déblai, les merlons acoustiques en terre, éventuellement végétalisés, présentent donc une alternative intéressante dans le cas de requalifications environnementales d'autoroutes car ils jouent un peu le même rôle que les déblais.

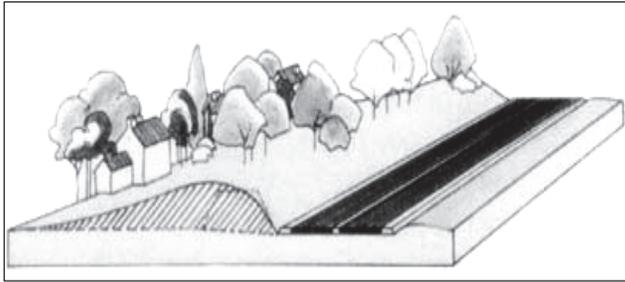


Figure 18 : Coupe transversale d'un merlon paysager planté d'arbustes (source SETRA)



Photographie 4 : Mur antibruit en bordure d'autoroute

1.3. Les passages faune supérieurs écologiques et écoducs

Une étude récente (Jones et Bond 2010) a montré que certaines espèces de Passeriformes en Australie utilisaient volontiers un passage faune supérieur (de 10 m de large et 65 m de long) planté naturellement de végétation native, tandis que les espèces plus grosses comme les Corvidae volaient au-dessus de l'autoroute sans privilégier un quelconque vol au droit du passage faune. L'utilisation par les Passeriformes de ces passages faunes semble facilitée par la continuité de la végétation arbustive de part et d'autre de l'autoroute et sur l'ouvrage de franchissement spécifique faune.

Les passages faunes doivent donc pour être utilisés par les Passeriformes, être plantés d'arbustes autant sur les tabliers que sur les abords pour créer une continuité avec la végétation qui borde l'autoroute. C'est une mesure d'atténuation complémentaire peu coûteuse qui permet d'assurer une continuité de l'habitat rassurante pour certaines espèces de Passeriformes. Plus le passage sera large et plus il sera fonctionnel. Dans le cas d'une espèce de Passeriformes particulièrement menacée, un passage faune supérieur voire un écoduc (passage supérieur de plus de 20m de large) pourra être une solution au droit d'un point noir de collision avec le trafic autoroutier.

2. Mesures d'atténuation des impacts de la vitesse, de l'intensité du trafic routier et autoroutier local

2.1. Evitement des zones à enjeu patrimonial avifaunistique

Pour les projets de nouvelles autoroutes, une mesure prioritaire pour réduire les impacts est en premier lieu d'éviter au maximum les zones naturelles particulièrement favorables aux oiseaux, après les avoir cartographiées (luell et al. 2003, Reijnen et al. 1997, Reijnen et al. 2002, Geneletti 2003). Ces zones naturelles peu anthropisées plutôt favorables aux oiseaux sont par exemple les grands massifs forestiers qu'il faut éviter de couper en deux. Les zones humides ou les étendues d'eau sont également à éviter dès la planification et les études en amont d'un projet autoroutier (luell et al. 2003, Reijnen et al. 1995b, Reijnen et al. 1997, Geneletti 2003, Kociolek et Clevenger 2011).

2.2. Contrôle du trafic d'un réseau routier ou autoroutier local

Si le réseau d'infrastructures autoroutières et routières est déjà en place, d'autres mesures consistent à créer dans le paysage traversé des zones de tranquillité où le trafic local est régulé de façon à rendre de grands espaces plus calmes et donc plus favorables aux espèces sensibles au dérangement, comme cela a été modélisé puis expérimenté aux Pays-bas (Jaarsma 1997, Jaarsma et Willems 2002, Jaarsma et al. 2006, van Langevelde et Jaarsma 2009). Il arrive en effet sur certains grands axes autoroutiers où le trafic est régulièrement surchargé, que les usagers de la route (voitures particulières, fourgons et poids lourds) quittent ces grands axes et empruntent le réseau routier local pour gagner du temps. Cette fraction de trafic excédentaire, que les auteurs ont qualifié de « trafic pirate », surcharge le trafic local et augmente le risque de collision sur une fraction du territoire plus importante. Or dès 1960, Hodson avait remarqué le lien entre l'intensité du trafic et la mortalité des oiseaux sur les routes. La mesure mise en place alors consista à concentrer le trafic sur les grands axes, surtout pour ce qui concerne les trajets interurbains en rase campagne, et à éviter qu'une fraction de celui-ci utilise les voies secondaires, des signalisations routières interdisant l'usage du réseau local sauf riverains et livraisons. L'objectif visé est atteint, les auteurs ayant clairement démontré l'efficacité d'une telle mesure. Par ce moyen, des territoires plus grands subissent de

façon moindre les impacts routiers, d'où des zones de calme plus vastes favorables aux espèces intolérantes aux dérangements (Reijnen et al. 1995b, Marzluff et Ewing 2001, Jaarsma et Willems 2002, Benito-Lopez et al. 2010). Cette mesure permet en outre une moindre mortalité par collision dans ces zones de tranquillité.

Par ailleurs, la diminution de la vitesse du trafic pourrait avoir un effet important en termes de réduction de la réquence des collisions (Göransson et al. 1978, Erritzøe et al. 2003), les oiseaux ayant plus de chance d'éviter les véhicules circulant plus lentement sur autoroute (par exemple 110 km.h⁻¹ sur autoroute au lieu des 130 km.h⁻¹ actuellement autorisés en France). Cette mesure serait à terme acceptable par les usagers étant donnée la hausse prévisible du prix du pétrole, car la consommation des véhicules s'en trouvera diminuée.

Chap. 16 : Conclusion générale et perspectives

1. Conclusion

Les oiseaux subissent comme les autres vertébrés des impacts divers et complexes des infrastructures autoroutières. La première nuisance est l'isolement des populations dû aux routes qui fragmentent le territoire, isolement dont certains auteurs ont montré les effets néfastes (Forman et Alexander 1998, Lodé 2000, Saint-Clair 2003, Rytwinski et Fahrig 2007). Une autre conséquence de la fragmentation est la création de lisières qui favorisent la prédation et le parasitisme sur les oiseaux reproducteurs (Gates et Gysel 1978, Wilcove et al. 1986, Jacobson 2005). Le bruit généré par les véhicules peut impacter également plusieurs espèces animales, parfois à des distances étonnamment grandes des autoroutes (van der Zande et al. 1980, Reijnen et Foppen 1991). Il en est de même des lumières du trafic et des lampadaires ou autres éclairages fixes (Poot et al. 2008, Kociolek et al. 2011). Les polluants (gaz, carburant, métaux lourds, produits chimiques, sels et déchets) affectent à des degrés divers la végétation et les populations animales au voisinage des autoroutes (van der Zande et al. 1980, Seiler 2001, Erritzøe 2002, Erritzøe et al. 2003, Reijnen et Foppen 1991, 1994, Reijnen et al. 1995a, Ramsden 2003).

Les autoroutes et plus généralement les infrastructures linéaires de transport ont aussi un effet direct sur les animaux par les collisions de ces derniers avec le trafic, la mortalité sur les routes étant un facteur significatif de la mortalité animale et un problème majeur pour plusieurs espèces en termes de conservation (Bennett 1991, Forman et Alexander 1998). Tous ces facteurs agissent différemment en fonction des espèces et des milieux traversés ainsi que des saisons. S'agissant d'évaluer la mortalité des oiseaux sur les routes, nous avons montré que l'observation d'un cadavre d'oiseau sur une chaussée autoroutière résulte d'une cascade de probabilités (Figure 3, p. 46), et nous avons pu identifier plusieurs variables qui agissent sur ces probabilités, et proposer des mesures susceptibles de diminuer certaines de ces dernières :

(i) La probabilité de premier niveau est celle de la présence d'une espèce sur la zone traversée par l'infrastructure. Cette espèce peut être absente tout simplement parce que la zone d'étude n'est pas sur son aire de répartition. Mais son absence peut être liée à des effets à grande distance du bruit du réseau routier et autoroutier sur la zone accueillant un fort trafic. A ce niveau, la seule mesure d'atténuation d'impact serait celle proposée par Jaarsma (1997) consistant d'une part à moduler le trafic local de façon à ménager des zones de tranquillité, et d'autre part à éviter de faire passer de nouvelles infrastructures de transport sur les zones peu fragmentées relictuelles. Cette probabilité doit être évaluée par des relevés de populations sur la zone traversée.

(ii) La deuxième probabilité est celle de la présence des espèces aviaires sur les autoroutes et leurs bermes. Elle est conditionnée d'une part par l'éco-éthologie des espèces aviaires, et en particulier par leur capacité à ne pas être impactées par les nuisances acoustiques et visuelles (lumières parasites). Nous avons constaté que l'effet de la nuisance acoustique n'a pas pu être détecté au-delà de 270 m environ de distance à l'autoroute. Cela signifie que s'il y a un impact du bruit du trafic sur les oiseaux, il est à une distance inférieure, donc dans la berme et l'environnement proche. Cette probabilité de présence peut être conditionnée par la présence et les caractéristiques de la berme. Cette dernière peut constituer à elle seule un habitat favorable à plusieurs espèces d'oiseaux surtout si elle est suffisamment large et accueillante et que par contraste le milieu à l'extérieur de l'emprise est plutôt défavorable. Ainsi les bermes et l'occupation du sol aux abords extérieurs immédiats des emprises autoroutières sont intimement liées dans la causalité de présence ou non de telle ou telle espèce. Si l'enjeu

est de maintenir en bonne densité certaines espèces aviaires, il faudra non seulement préserver ou aménager l'habitat extérieur et la berme, mais aussi construire une autoroute en déblai au droit de la zone concernée. Ou bien à défaut de déblai, sur des profils transversaux à hauteur du terrain naturel ou en profil mixte, il faudra y construire des merlons acoustiques (voire à défaut des murs antibruit si la place manque sur les côtés de l'autoroute pour y aménager des merlons acoustiques) avec une berme dont la végétation a les caractéristiques requises (i.e. absence d'arbre) afin de protéger dans la mesure du possible ces oiseaux du trafic. L'efficacité de ce type de mesure de réduction d'impact demeure toutefois conditionnée par le fait que l'impact résiduel (collisions avec le trafic malgré la présence de merlon de terre ou de déblai) ne doive pas menacer la pérennité des espèces à conserver. Un suivi pluriannuel de la dynamique de ces populations à des fins de vérification est donc absolument requis. Dans le cas où la population en bordure d'une autoroute est menacée par la mortalité liée au trafic, mieux vaut alors ne pas créer une berme favorable à ces espèces pour ne pas les attirer.

(iii) Pour les espèces présentes sur la berme ou les habitats immédiatement adjacents, nous avons pu démontrer que la probabilité de se faire tuer par le trafic est influencée par deux types de facteurs : des traits biologiques propres à l'espèce, et des facteurs environnementaux. Le seul trait biologique dont nous avons pu prouver l'influence sur la probabilité intrinsèque spécifique de mortalité par collision d'une espèce aviaire est la distance de décollage de l'espèce face à un danger, comme cela a été récemment observé par Møller et al. (2011). L'autre trait biologique pouvant quant à lui influencer la mortalité au niveau populationnel est la densité spécifique d'une population d'oiseaux. Nous n'avons par ailleurs pu répondre à la question de l'additivité / interaction de ces deux mortalités biologiques, ne disposant pas d'un jeu de données avec des populations de densités différentes au sien d'une même espèce. Il n'existe aucune mesure d'atténuation qui puisse influencer ce facteur biologique. La seule chose à faire chez des espèces sensibles en danger d'extinction par exemple, serait de mesurer la distance de décollage face à un danger, si celle-ci n'est pas connue. Si cette distance de décollage s'avère être de longueur équivalente voire plus courte que celles des espèces aviaires les plus tuées par le trafic, cela signifierait qu'elle est potentiellement plus susceptible d'être impactée par les collisions avec le trafic. En

ayant connaissance de ce paramètre, cela permet d'anticiper et d'engager des actions à conduire et des mesures nouvelles telles qu'éviter de ré-introduire cette espèce sur des sites trop proches d'une infrastructure autoroutière et d'en mesurer l'impact dans de tels sites où elle est déjà présente lors d'une requalification environnementale d'une autoroute ou dans le cadre d'un Schéma Régional de Cohérence Écologique.

Les facteurs environnementaux qui semblent influencer la probabilité de collision à ce niveau sont la présence d'arbres, qui l'augmente, et le profil transversal de la chaussée en déblai, qui l'atténue. Ces deux facteurs (qui peuvent interagir) sont parfaitement maîtrisables par les projeteurs et gestionnaires autoroutiers. Les zones au droit desquelles il est absolument nécessaire d'atténuer la mortalité due au trafic doivent avoir une végétation des bermes maintenue à l'état arbustif. Si un déblai n'est pas envisageable au moment de la conception du projet autoroutier, ou si l'autoroute est déjà en place, l'érection d'un merlon acoustique d'au moins 3 m de haut est une solution alternative. Un autre facteur qui influe sur la probabilité pour un oiseau d'être tué est l'intensité du trafic et la vitesse limite autorisée de circulation des véhicules. La seule mesure d'atténuation consiste dans ce dernier cas à diminuer la vitesse et/ou l'intensité du trafic, mesure particulièrement difficile à appliquer dans le cas d'une autoroute.

(iv) La probabilité de trouver un cadavre est également influencée par divers facteurs, qu'il est possible de plus ou moins maîtriser. Le premier facteur est la persistance du cadavre et tout ce qui la fait varier, notamment l'activité des animaux nécrophages. Nous avons pu constater que la persistance des cadavres varie en fonction des saisons principalement du fait de l'activité de ces derniers. Mais ceci n'est pas forcément le cas partout, et cette activité de charognage est soumise aux conditions environnementales. L'activité de charognage est donc un facteur à estimer systématiquement en réalisant des sessions comprenant plusieurs comptages rapprochés successifs (deux par jour sur deux jours), sur un rythme hebdomadaire si c'est possible ou a minima mensuel. La persistance du cadavre varie aussi en fonction de l'âge du cadavre ainsi que de sa taille corporelle : plus il est vieux et moins il a de probabilité de disparaître rapidement (s'il n'est pas sur la bande de circulation) ; plus il est petit et plus vite il disparaîtra. Il est donc important de réaliser des sessions de comptage comportant au minimum trois passages successifs. Si la zone d'étude est longue (>20 km), il faudra doubler les relevés

de cadavres en véhicule avec des comptages à pied sur une sous-section échantillon de quelques kilomètres. Les cadavres sur cette sous-section échantillon sont relevés à pied sur les bermes, afin de corriger les comptages en véhicule, car cela permet de prendre notamment en compte le nombre de cadavres présents sur les bas-côtés qui sont difficilement visibles en véhicule circulant sur la bande d'arrêt d'urgence. Si la section à étudier est courte, il vaut mieux s'en tenir aux comptages à pied qui sous-estiment moins le nombre réel de cadavres.

(v) Enfin un autre facteur important à évaluer est l'expérience des observateurs. Mieux vaut que ceux-ci soient entraînés avant de commencer tout comptage. L'essentiel ici est de tenir compte de la météorologie, en privilégiant les comptages de cadavres par beau temps ou temps nuageux mais pas pluvieux. Des paramètres tels que la position de cadavre sur la chaussée peuvent aussi influencer l'observateur, car il est plus facile de voir des cadavres sur la BAU que sur le TPC difficilement accessible pour des raisons évidentes de sécurité.

2. Perspectives

Plusieurs points demeurent en suspens. Les facteurs environnementaux influençant la probabilité de collision des oiseaux avec le trafic ne sont pas aussi clairs pour les Passeriformes que pour les Strigiformes. Cela est probablement dû au fait que seules quatre espèces de Strigiformes ont été observées dans notre étude contre une quinzaine d'espèces de Passeriformes, multipliant chez ces derniers la variabilité phénotypique face au danger de collision. Les facteurs environnementaux peuvent de plus être différents entre les espèces de Passeriformes les plus percutées.

2.1. Collecte d'un jeu de données plus important et normalisation

La difficulté de distinguer clairement dans nos analyses des facteurs environnementaux influençant la mortalité par collision avec le trafic autoroutier chez les Passeriformes pourrait provenir d'une insuffisance du jeu de données, vu le nombre d'espèces de

Passeriformes concernées. Le jeu de données collectées s'est en effet avéré insuffisant, notamment de par le fait qu'il était difficile (voire impossible pour les données d'oiseaux sauvages) d'y inclure une analyse de l'effet temporel sur les probabilités de persistance, détection ou d'entrée des cadavres (i.e. l'effet à chaque passage dans une session de comptages). Il serait donc nécessaire à l'avenir de réaliser une étude sur un plus vaste réseau autoroutier, mais également avec une collecte de fréquence au moins mensuelle sinon hebdomadaire afin d'augmenter la taille de l'échantillon. Un échantillon de données plus important permettrait de mieux évaluer les différents effets des facteurs précédemment décrits sur les probabilités de détection et surtout de persistance et d'entrée des cadavres de Passeriformes. Cela permettrait également de mieux préciser la phénologie du charognage sur les cadavres « autoroutiers » sur une année complète, Un autre paramètre qu'il serait possible d'analyser en augmentant la taille du réseau autoroutier échantillonné, est la variabilité saisonnière de l'activité de charognage sous d'autres zones climatiques. Suit-elle par exemple la même dynamique avec la même intensité dans le nord de la France qu'en zone méditerranéenne [où elle semble constante (Ponce et al. 2010)], ou qu'en zone de montagne voire en zone tropicale ?

Un jeu de données plus complet laisserait enfin la possibilité d'intégrer des éléments du paysage supplémentaires tels que la densité de haies, de cours d'eau ou encore du réseau routier alentour. Ces éléments fixes du paysage sont des facteurs importants expliquant des densités de diverses espèces, et ils ne sont pas intégrés dans les données d'occupation du sol Corine Land Cover.

L'obtention d'une quantité de données importantes peut passer par une normalisation des études de collisions qui ont lieu sur les projets de requalification environnementales des infrastructures autoroutières. En normalisant la collecte de données, c'est-à-dire en imposant une méthodologie de collecte (des sessions de 3 ou 4 comptages sur 2 jours de fréquence mensuelle), il serait possible d'accumuler des données comparables en nombre suffisant dans l'espace et dans le temps. Cette normalisation du comptage de cadavres qui fait défaut en France mais également dans d'autres pays tels que les USA (Barthelme et Brooks 2010, Kocielek et Clevenger 2011, Loss et al. 2012) permettra de pouvoir à l'avenir comparer les évaluations des impacts de différentes autoroutes et de réaliser des études s'appuyant sur une masse de données importante et homogène. Ce

projet pourrait être inclus dans les prochains travaux de normalisation à réaliser des collectes de données écologiques sur des projets routiers et autoroutiers avec le SETRA et la DGITM/DIT.

Ces nouvelles données sont notamment indispensables pour valider l'efficacité des merlons acoustiques, en augmentant la longueur des sections autoroutières d'études. La faible longueur de merlons implantés sur les bords d'autoroutes oblige en effet à étudier de très longues sections autoroutières pour obtenir un échantillon exploitable statistiquement.

2.2. Etude sur les biais influençant les résultats des comptages

L'obtention d'une masse importante de données permettrait également d'évaluer le taux d'entrée, de persistance et de détection en fonction de la position du cadavre sur la chaussée (TPC, voies de circulation, BAU et bermes) afin de mieux connaître les proportions d'oiseaux qui se font tuer par le trafic sur chacune de ces parties d'autoroute. Dans notre étude, il est possible que nous ayons sous-évalué le nombre de tués sur les voies de circulation, la vitesse de disparition des cadavres qui y gisent étant extrêmement rapide avec le passage répété des roues des véhicules.

Un des biais de notre méthodologie est que la probabilité de détection au premier passage est inférieure à celles des passages suivants. Aussi serait-il nécessaire de pallier à ce problème, pour en mesurer les effets, en faisant compter les cadavres, par des observateurs différents à chaque passage d'une session de comptages, ces observateurs devant avoir une expérience équivalente.

2.3. Etude pluriannuelle

Cette étude pourrait aussi être pluriannuelle afin de vérifier l'existence d'éventuels effets annuels que notre étude n'a fait que suspecter. Une étude pluri-annuelle permettrait notamment de faire le lien entre la météorologie, la mortalité, les taux d'entrée et de persistance des cadavres. Par son influence sur le succès reproducteur des oiseaux et la survie des poussins, la météorologie peut influencer sur le nombre de

collisions potentielles et sur le taux d'entrée. Elle influe aussi sur l'activité de charognage et sur la probabilité de persistance des cadavres, une bonne saison de reproduction chez les charognards diminuant la persistance des cadavres. Mais une évaluation de la mortalité sur une période annuelle ou pluri-annuelle nécessite quand même pour être fiable des passages fréquents (au moins mensuels).

Une étude pluri-annuelle permettrait d'évaluer l'impact des autoroutes sur la démographie des populations aviennes adjacentes en mesurant l'effet sur leur mortalité et leur succès reproducteur spécifique (mesure de l'effet puits-source).

2.4. Etude sur le réseau routier à 2 x 1 voie

Il serait souhaitable enfin de répéter cette étude sur le réseau routier à 2 x 1 voie pour évaluer les différences dans la mortalité aviaire avec le trafic autoroutier en employant des méthodes comparables. La faible largeur des bermes, l'inexistence de BAU, la vitesse et l'intensité du trafic plus faibles, se traduisent-elles par des différences importantes sur la mortalité aviaire ? Y-a-t-il diminution du taux de mortalité par unité de distance par rapport aux autoroutes ? Cependant, la longueur du réseau routier national et départemental étant bien plus importante (389 000 km) que celle du réseau autoroutier en France (près de 11 100 km), l'impact de son trafic n'est-il pas plus important que celui du trafic autoroutier ? Il conviendrait donc de mesurer avec précision la mortalité routière en tenant compte des biais évalués dans cette étude. L'évaluation de la mortalité des oiseaux sur la totalité du réseau routier et autoroutier national en dépend.

BIBLIOGRAPHIE

Akaike H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Pages 267-281, *In* : B.N. Petran and F. Csaki, editors. International Symposium on Information Theory. Second edition. Akadémiai Kiadó, Budapest, Hungary.

Anderson D.R., Burnham K.P., White G.C., 1994. AIC model selection in overdispersed capture-recapture data. *Ecology* 75, p. 1780-1793.

Antworth, R.L., Pike D.A., Stevens E.E., 2005. Hit and Run: Effects of Scavenging on Estimates of Roadkilled Vertebrates. *Southeastern Naturalist* 4(4), p. 647-656.

Atauri J.A. & de Lucio J.V., 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16, p. 147-159.

Balbontin J., 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue in halting its decline in Europe. *Biological Conservation* 126, p. 74-83.

Balmford A., Lewis M.J., Brooke M.D., Thomas A.L.R., Johnson C.N., 2000. Experimental analyses of sexual and natural selection on short tails in a polygynous warbler. *Proc. R. Soc. Lond. B* 267, p. 1121-1128.

Barbosa A. & Møller A.P., 1999. Aerodynamic costs of long tails in male barn swallows *Hirundo rustica* and the evolution of sexual size dimorphism. *Behavioral Ecology* 10, p. 128-135.

Barthelmess E.L. & Brook M.S., 2010. The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biological Conservation* 19, p. 1611-1629.

Bas Y., Devictor V., Moussus J.-P., Jiguet F., 2008. Accounting for weather and time-of-day parameters when analysing count data from monitoring programs. *Biodiversity and Conservation* 17, p. 3403-3416.

Bas Y., Renard M., Jiguet F., 2009. Nesting strategy predicts farmland bird response to agricultural intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134, p. 143-147.

Baudvin H., 1997. Barn Owl (*Tyto alba*) and Long-Eared Owl (*Asio otus*) Mortality Along Motorways in Bourgogne-Champagne: Report and Suggestions. 2nd Owl Symposium Feb. 1997, Canada.

Bautista L.M., Garcia, J. T., Calmaestra R.G., Palacin C., Martin C. A., Morales M.B., Bonal R., Viñuela J., 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology* 18(3), p. 726-732.

Beauchamp G., 2008. What is the magnitude of the group-size effect on vigilance? *Behavioral Ecology* 19, p. 1361-1368.

- Bednekoff P.A. & Lima S.L., 1998. Re-examining safety in numbers: interactions between risk dilution and collective detection depend upon predator targeting behaviour. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 265, p. 2021-2026.
- Beintema A. J., 1986. Man-made polders in The Netherlands: a traditional habitat for shorebirds. *Colonial Waterbirds*, 9, p. 196-202.
- Benitez-Lopez A., Alkemade R., Verweij P. A., 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* 143, p. 1307–1316.
- Bennett A.F., 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In : Saunders DA, Hobbs RJ, eds. 1991. *Nature Conservation 2 : The Role of Corridors*. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty.
- Bersuder D. & Caspar J., 1986.- Impact de la circulation routière sur la faune locale. *Ciconia*, 10, p. 91-102.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & S.H. Mustoe, 2000. *Bird Census Techniques*. Second Edition. BTO-RSPB, Academic Press, London, 302 pages.
- Biber J.P., 1994. Parois paraphones transparentes et collision d'oiseaux. Bureau NATCONS, Bâles, 6 pages.
- Bider J.R., 1968. Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by a sand transect technique. *Ecological Monographs* 38, p. 269-308.
- Bijlsma R.G., 1990. Predation by large falcons on wintering waders on the Banc d'Arguin, Mauritania. *Ardea* 78, p. 75-82.
- Bird B.L., Branch L.C., Miller D.L., 2004. Effects of Coastal Lighting on Foraging Behavior of Beach Mice. *Conservation Biology*, Vol. 18, No. 5, p. 1435–1439.
- Bishop J. A. & Myers W. L., 2005. Associations between avian functional guild response and regional landscape properties for conservation planning. *Ecological Indicators* 5, p. 33-48.
- Blake J.G. & Karr J.R., 1987. Breeding birds and isolated woodlots : area and habitat relationships. *Ecology* 68, p. 1724-1734,
- Blondel, J., Ferry C., & Frochot B., 1970. La méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par « stations d'écoute ». *Alauda* 38, p.55–71.
- Blondel, J., Ferry C. & Frochot B., 1973. Avifaune et végétation. Essai d'analyse de la diversité. *Alauda* 41, p. 63-84.
- Blumstein D.T., 2006. Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal Behaviour* 71, p. 389–399.
- Boileau N., 2011. Étude de la mortalité routière du Merle noir *Turdus merula* dans l'ouest de la France *Ornithos* 18(2), p. 113-119.
- Bourquin J.D., 1983. Mortalité des rapaces le long de l'autoroute Genève-Lausanne. *Nos oiseaux*, vol. 37, p. 149-169.

- Brotons L. & Herrando S., 2001. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landscape and Urban Planning* 57, p. 77-89.
- Bruun-Schmidt J., 1994. in Erritzöe et al. 2003. [Traffic killed animals in relation to landscape, topography and type of road]. Upubliceret specialerapport, Odense Universitet, Biologisk Institut.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L., 2001. *Introduction to Distance Sampling*, Oxford University Press, Oxford.
- Bujoczek M., Ciach M., Yosef R., 2011. Road-kills affect avian population quality. *Biological Conservation* 144, p. 1036–1039.
- Burke D.M. & Nol E., 1998. Influence of food abundance, nest site habitat and forest fragmentation on breeding Ovenbirds. *Auk* 115, p. 767-770.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R., 2002. *Model selection and inference: a practical information / theoretic approach*, 2nd ed. / Springer, 485 pages.
- Busse P., 1967. Zastosowanie liczbowych współczynników kształtu skrzydła. (Application d'indices numériques de la forme de l'aile [traduction du texte original écrit en polonais]). *Notatki Ornitol.* 8, p. 1-8.
- Byrd G.V., Reynolds J. H., Flint P. L., 2009. Persistence rates and detection probabilities of bird carcasses on beaches of Unalaska Island, Alaska, following the wreck of the M/V Selendang Ayu. *Marine Ornithology* 37, p.197-204.
- Byron HJ, Treweek J, Veitch N, Sheate WR, Thompson S., 2000. Road developments in the UK: an analysis of ecological assessment in environmental impact statements produced between 1993 and 1997. *J Environ Plan Manag* 2000 (43), p. 71-97.
- Carvalho F, Mira A, 2010. Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. *Eur J Wildlife Res* 57, p. 157-174.
- Chiron F., Filippi-Codaccioni O., Jiguet F., Devictor V., 2010. Effects of non-cropped landscape diversity on spatial dynamics of farmland birds in intensive farming systems. *Biol. Conserv* 43, p. 2609-2616.
- Choquet R., Reboulet A.-M., Lebreton J.D., Gimenez O., Pradel R., 2005. *U-Care 2.2, User's Manual*. CEFE, Montpellier, France, 53 pages.
- Clevenger A.P., Chruszcz B., Gunson K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109, p. 15-26.
- Coffin A.W., 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15, p. 396–406.
- Craig T.H. 1978. A car survey of raptors in southeastern Idaho 1974-1976. *Raptor Research* 12, p. 40-45.

- Cramp, S., 1988 - 1994. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: The birds of the Western Palearctic – Vol. 5-9. Oxford Univ. Press, Oxford.
- De Laet J. & Summers-Smith J.D., 2007. The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: a review. *Journal of Ornithology* 148, p. 275-278.
- de Langevelde F. & Jaarsma C.F., 2009. Modelling the effect of traffic calming on local animal population persistence. *Ecology and Society* 14(2), 39
- de Redon L. Machon N., Kerbiriou C., Jiguet F., 2010. Possible effects of roadside verges on vole outbreaks in an intensive agrarian landscape. *Mammalian Biology*, doi:10.1016/j.mambio.2009.02.001.
- Deng W.H. & Gao W., 2005. Edge effects on nesting success of cavity-nesting birds in fragmented forests. *Biological Conservation* 126, p. 363-370.
- Devictor V., Julliard R., Couvet D., Lee A., Jiguet F., 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology* 21, p. 741-751
- Donald, P.F., Green R.E., Heath M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B*, 268, p. 25-29
- Eeva T. & Lehikoinen E., 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success of the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. *Oecologia* 102, p. 312-323.
- Eeva T., Lehikoinen E., Pohjalainen T., 1997. Pollution related variation in food supply and breeding success in two nest-holing passerines. *Ecology* 78, vol.4, p. 1120-1131.
- Elmiger C. & Trocmé M., 2007. Developing Fauna-Friendly Transport Structures : Analysis of the Impact of Specific Road Engineering Structures on Wildlife Mortality and Mobility. Escholarship University of California <http://www.escholarship.org/uc/item/6gm8h39h>, p. 212-219.
- Emery N.J. & Clayton N.S., 2004. The Mentality of Crows: Convergent Evolution of Intelligence in Corvids and Apes. *Science* 306, p. 1903-1907.
- Erickson J.W., Johnson G.D., Young Jr D.P., 2005. Anthropogenic Causes with an Emphasis on Collisions. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191, p. 1029-1042.
- Erritzøe J., 2002. Bird Traffic casualties and road quality for breeding birds. <http://www.birdresearch.dk/unilang/traffic/trafik.htm>
- Erritzøe J., Mazgajski T. D., Rejt L. 2003. Bird casualties on European roads-a review. *Acta Ornithologica* vol. 38(2), p. 77-93.
- Evans K.L., Hatchwell B.J., Parnell M., Gaston K.J., 2010. A conceptual framework for the colonization of urban areas: the blackbird *Turdus merula* as a case study – *Biol. Rev.* 85, p. 643–667.

- Fajardo I., Pividal V., Trigo M., Jiménez M., 1998. Habitat selection, activity peaks and strategies to avoid road mortality by the Little Owl *Athene noctua*. *Alauda* 66(1), p. 49-60.
- Fajardo I., 2001. Monitoring non-natural mortality in the barn owl (*Tyto alba*), as an indicator of land use and social awareness in Spain. *Biological Conservation* 97, p. 143-149.
- Ferris G.R., 1979. Effects of interstate 95 on breeding birds in northern Maine, *J. Wildl. Manag.* 43, p. 421-427.
- Fiedler J.K., 2004. Assessment of bat mortality and activity at Buffalo Mountain windfarm, eastern Tennessee. A Thesis Presented for the Master of Science Degree, The University of Tennessee, Knoxville.
- Fiedler W., 2005. Ecomorphology of the external flight apparatus of blackcaps (*Sylvia atricapilla*) with different migration behaviour. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, p. 1046: 253-263.
- Finnis R.G., 1960. Road casualties among birds. *Bird Study* 7, p. 21-32.
- Flint P.L., Fowler A.C., Rockwell R.F., 1999. Modeling bird mortality associated with the MV Citrus oil spill off St. Paul Island, Alaska. *Ecological Modelling* 117, p. 261-267
- Flint P.L., Lance E.W., Sowl K.M., Donnelly T.F., 2010. Estimating carcass persistence and scavenging bias in a human-influenced landscape in western Alaska. *Journal of Field Ornithologist* 81(2), p. 206-214.
- Ford R.G. & Zafonte M.A., 2009. Scavenging of seabird carcasses at oil spill sites in California and Oregon. *Marine Ornithology* 37, p. 205-211.
- Ford R.G., 2006. Using beached bird monitoring data for seabird damage assessment: the importance of search interval. *Marine Ornithology* 34, p. 91-98.
- Forman R.T.T. & Alexander L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, p. 207-231.
- Forman R.T.T., 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, p 31-35.
- Forman R.T.T., Reineking B., Hersperger A.M., 2002. Road Traffic and Nearby Grassland Bird Patterns in a Suburbanizing. *Landscape Environmental Management* Vol. 29, No. 6, p. 782-800.
- Fortin D., Arnold G.W., 1997. The influence of road verges on the use of nearby small shrubland remnants by birds in the central wheatbelt of western Australia, *Wildl. Res.* 24, p. 679-689.
- Frair J.L., Merrill E.H., Beyer H.L., Morales J.M., 2008. Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. *Journal of Applied Ecology* 45, p. 1504-1513.
- Freemark K. & Collins B., 1992. Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments. In : Hagan, III, J.M. Johnson D.W. (Eds), *Ecology*

- and conservation of Neotropical Migrant Landbirds. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p. 443-454.
- Fry D.M., 1998. Reproductive Effects in Birds Exposed to Pesticides and Industrial Chemicals. *Environmental Health Perspectives* 103 (7), p. 165-171.
- Gates J.E. & Gysel L.W., 1978. Avian Nest nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59, p. 871-883.
- Geneletti D., 2003. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review* 23, p. 343-365
- Gerow K., Kline N.C., Swann D.E., Pokorny M., 2010. Estimating annual vertebrate mortality on roads at Saguaro National Park, Arizona. *Human-Wildlife Interactions* 4, p. 283-292.
- Gilbertson M., Morris R.D., Hunter R.A., 1976. Abnormal chicks and PCB residues in eggs of colonial birds in the Lower Great Lakes (1971-1973). *The Auk* 93, p. 434-442.
- Girard O., 2011. La mortalité aviaire due à la circulation routière en France (première partie). *Alauda* 79(4), p. 249-257.
- Girard O., 2012. La mortalité aviaire due à la circulation routière en France (deuxième partie). *Alauda* 80(1), p.3-12.
- Göransson G., Karlsson J., Lindgren A., 1978. [Influence of roads on the surrounding nature. II. Fauna]. Rapport från Statens Naturvårdsverk in Erritzöe et al. 2003.
- Goss-Custard J. D., 1977. The ecology of the Wash. III. Density-related behaviour and possible effect of a loss of feeding grounds on wading birds (Charadrii). *Journal of Applied Ecology* 14, p. 721-739.
- Grillo C., Bissonette J.A., Cramer P.C., 2010. Mitigation measures to reduce impacts on biodiversity. In : *Highways: Construction, Management and Maintenance* (Eds. Jones S.R.), p. 73-114. Nova Science Publishers, Inc.
- Guinard É., Julliard R., Barbraud C., 2012. Motorways and bird traffic casualties: carcasses surveys and scavenging bias. *Biological Conservation* 147, p. 40-51.
- Haas W., 1964. Verluste von Vögeln und Säugern auf Carstrassen. *Orn. Mitt* 16 (12), p. 245-250; in Erritzöe et al. 2003.
- Habib L., Bayne E.B., Boutin S., 2007. Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla*. *Journal of Applied Ecology* 44,p 176-184.
- Hansen L., 1969. [Roadkill of Danish vertebrates]. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 63, p. 81-92; In : Erritzöe et al. 2003.
- Harewood A. & Horrocks J., 2008. Impacts of coastal development on hawksbill hatchling survival and swimming success during the initial offshore migration. *Biological Conservation* 141, p. 394 - 401.

- Havlín J., 1986. Motorways and birds. *Folia Zool* 36, p. 137-153; In : Erritzoe et al. 2003.
- Healy S.D., Gwinner E., Krebs J.R., 1996. Hippocampal volume in migratory and non-migratory warblers: effects of age and experience. *Behavioural Brain Research* 81, p. 61–68.
- Hedenström A., 2008. Adaptations to migration in birds: behavioural strategies, morphology and scaling effects. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 363, p. 287-299.
- Helbig A.J., 1990. Depolarization of natural skylight disrupts orientation of an avian nocturnal migrant. *Experientia* Vol. 46, n° 7, p. 755-758.
- Hell P., Plavý R., Slamečka J., Gašparíck J., 2005. Losses of mammals (Mammalia) and birds (Avia) on roads in the Slovak part in the Danube Basin. *European Journal of Wildlife Research* 51, p. 35-40.
- Helldin J.O. & Seiler A., 2003. Effects of roads on the abundance of birds in Swedish forests and farmland. *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure – IENE 2003*.
- Hernandez M., 1988. Road mortality of Little Owl (*Athene noctua*) in Spain. *Raptor Protection and Research* 22(3), p. 81-84.
- Hinsley S.A. & Bellamy P.E., 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management* 60, p. 33–49.
- Hodson N.L., 1960. A Survey of Vertebrate Road Mortality 1959. *Bird Study* 7(4), p. 224-231.
- Hodson N.L. & Snow D.W., 1965. The road death enquiry, 1960-61. *Bird Study* 12, p. 90-98.
- Homan H.J., Linz G., Peer B.D., 2001. Dogs increase recovery of passerine carcasses in dense vegetation. *Wildlife Society Bulletin* 2001, 29(1), p. 292-296.
- Horváth G., Kriska G., Malik P., Robertson B., 2009. Polarized light pollution: a new kind of ecological photopollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(6), p. 317-325.
- Howes C.A., 1977. A survey of the food habits of stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis*. *Yorkshire naturalist* 102, p. 117-121. in Slater 2002.
- Hunter M.L., 1990. *Wildlife, Forests, and Forestry*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, NJ.
- Hurvich C.M., & Tsai C.L., 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76, p. :297–307.
- Illner H., 1992. Effect of the road with heavy traffic on grey partridge (*Perdix perdix*) density. *Gibier Faune Sauvage* 9, p. 467-480.
- Iuell B., Bekker G .J., Cuperus R., Dufek J., Fry G., Hicks C., Hlaváč V., Keller V., Rosell C., Sangwine T., Tørsløv N., Wandall B. le Maire, (Eds.) 2003.

Wildlife and Traffic. A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. KNNV Publishers, Brussels, Belgium.

Jaarsma, C.F., 1997. Approaches for the planning of rural road networks according to sustainable land use planning. *Landscape Urban Plan* 39(1), p. 47–54.

Jaarsma C.F. & Willems G.P.A. 2002. Reducing habitat fragmentation by minor rural roads through traffic calming. *Landscape and Urban Planning* 58, p. 125-135.

Jaarsma C.F., van Langevelde F., Botma, H., 2006. Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 11 (4), p.264-276.

Jacobson, S.L.; 2005. Mitigation Measures for Highway-caused Impacts to Birds. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191:1043-1050.

Jiguet F., Devictor V., Julliard R., Couvet D., 2011. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica*. doi:10.1016/j.actao.2011.05.003.

Johnson D.H., 1997. Wing Loading in 15 Species of North American Owls. In: Duncan, James R.; Johnson, David H.; Nicholls, Thomas H., eds. *Biology and conservation of owls of the Northern Hemisphere: 2nd International symposium*. Gen. Tech. Rep. NC-190. St. Paul, MN: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. p. 553-561.

Johnson G.D., Perlik M.K., Erickson W.P., Strickland M.D., 2004. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 2004, 32(4), p. 1278–1288.

Johnston D.W. & Odum E.P., 1956. Breeding birds populations in relation to plant succession on the piedmont of Georgia. *Ecology* 37, p. 50-62.

Jones D.N. & Bond A.R.F., 2010. Road barrier effect on small birds removed by vegetated overpass in South East Queensland. *Ecological Management & Restoration* 11(1), p. 65-67.

Joveniaux A., 2005. Apports et limites des méthodes de dénombrement des oiseaux dans le cas de l'observatoire d'A39. Acte de colloque scientifique : Les observatoires autoroutiers et d'infrastructures linéaires : incidences environnementales et socio-économiques à partir du cas de l'A39. *Autoroute Paris-Rhin-Rhône*, p. 62-64.

Kaseloo P.A., 2006. Synthesis of noise effects on wildlife populations. IN: *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC, p. 33-35.

King D.I. & de Graaf R.M., 2002. The Effect of Forest Roads on the Reproductive Success of Forest-Dwelling Passerine Birds. *Forest Science*, Vol. 48(2), p. 391-396.

- Knight R.L., Heather A.L., Knight R.J.C., 1995. Common ravens and number and type of linear rights-of-way. *Biological Conservation* 74, p. 65-67.
- Kociolek A.V. & Clevenger A.P., 2011. Effects of Paved Roads on Birds: A Literature Review and Recommendations for the Yellowstone to Yukon Ecoregion. Yellowstone to Yukon Conservation Initiative, Canmore, Alberta, Technical Report #8, 35 pages.
- Kociolek A.V., Clevenger A.P., Clair C.C.S., Proppe D.S., 2011. Effect of road networks on bird populations. *Conservation Biology* 25, p. 241-249.
- Korhonen K. & Nurminen L., 1987. Traffic deaths of animals on the Kuopio-Siilinjärvi Highway in eastern Finland. *Aquila Ser. Zool.* 25: p. 9–16 ; in Erritzöe et al. 2003.
- Kostecke R.M., Linzy G.M., Bleier W.J., 2001. Dogs increase recovery of passerine carcasses in dense vegetation. *Wildlife Society Bulletin* 29(1), p. 292-296.
- Kullberg C., Fransson T., Jakobsson S., 1996. Impaired predator evasion in fat blackcaps. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 263, p. 1671-1675.
- Lambertucci S.A., Speziale K L., Rogers T.E., Morales J.M., 2009. How do roads affect the habitat use of an assemblage of scavenging raptors? *Biodivers Conserv* 18, p. 2063–2074.
- Langeveld van F. & Jaarsma C.F., 2004. Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology* 1, p. 895–907.
- Le Corre M., Ollivier A., Ribes S., Jouventin P. 2002. Light-induced mortality of petrels: a 4-year study from Réunion Island (Indian Ocean). *Biological Conservation* 105, p. 93–102.
- Le Viol I., Julliard R., Kerbiriou C., de Redon L., Carnino N., Machon N., Porcher, E., 2008. Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation* 141, p. 1581-1590.
- Lebreton J.D., Burnham K.P., Clobert J., Anderson D.R., 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62, p. 67-118.
- Leisler B. & Winkler H., 2003. Morphological consequences of migration in passerines. In: Berthold P, Gwinner E, Sonnenschein E (Editors). *Bird migration*. Springer; Berlin, Germany, p. 175–176.
- Lima S.L., 1998. Stress and decision making under the risk of predation: recent developments from behavioral, reproductive, and ecological perspectives. – *Adv. Stud. Behav.* 27, p. 215–290.
- Lima S.L., Zollner P.A., Bednekof P.A., 1999. Predation, scramble competition, and the vigilance group size effect in dark-eyed juncos (*Junco hyemalis*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 46, p. 110-116.

- Lockwood R., Swaddle J.P., Rayner J.M.V., 1998. Avian wingtip shape reconsidered: wingtip shape indices and morphological adaptations to migration. *Journal of Avian Biology* 2, p. 273-292.
- Lodé T., 2000. Effect of a Motorway on Mortality and Isolation of Wildlife Populations. *Ambio* vol. 29, n°3, p. 163-166.
- Longcore T. & Rich C., 2004. Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Vol. 2, No. 4, p. 191-198.
- Loss S.R., Will T., Marra P.P., 2012. Direct human-caused mortality of birds: improving quantification of magnitude and assessment of population impact. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10 (7), p. 357-364
- Luck G.W., 2003. Differences in the reproductive success and survival of the rufous treecreeper (*Climacteris rufa*) between a fragmented and unfragmented landscape. *Biological Conservation* 109, p. 1-14.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Margalida A., García D., Cortés-Avizanda A., 2007. Factors influencing the breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity and Conservation* 30.2, p. 189-200.
- Marini A.M., Robinson S.K., Heske E.J., 1995. Edge effect on nest predation in the Shawnee National Forest, southern Illinois. *Biological Conservation* 74, p. 203-213.
- Marshall A.J. & Serventy D.L., 1958. The internal rhythm of reproduction in xerophilous birds under conditions of illumination and darkness. *Journal of Experimental Biology* 35, p. 666-670.
- Marzluff J.M. & Ewing K., 2001. Restoration of fragmentation landscapes for the conservation of birds: A general specific recommendations for urbanization landscapes. *Restoration Ecology* Vol. 9, n°3, p. 280-292.
- Mason C.F. & MacDonald S.M., 1995. Corvids feeding on carrion. *Bird Study*, 42(3), p. 255-256.
- Massemin S., Le Maho Y., Handrich Y., 1998. Seasonal pattern, age, sex and body condition of Barn owls *Tyto alba* killed on motorways. *Ibis* 140, p. 70-75.
- Massenin S. & Zorn T., 1998. Highway mortality of Barn Owls in Northeastern France. *Journal of Raptor Research* 32(3), p. 229-232.
- Metcalf N.B. & Ure S.E., 1995 Diurnal variation in flight performance and hence predation risk in small birds. *Proc. R. Soc. Lond. B* 261, p. 395-400.
- Meunier F., Verheyden C., Jouventin P., 1999. Bird communities of highway verges: influence of adjacent habitat and roadside management. *Acta Oecologica* 20(1), p. 1-13.
- Meunier F., Verheyden C., Jouventin P., 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 92, p. 291-298.

- Milá B., Wayne R.K., Smith T.B., 2008. Ecomorphology of migratory and sedentary populations of the yellow-rumped warblers (*Dendroica coronata*). *Condor* 110, p. 335-344.
- Molenaar J.G. de, Jonkers D.A., Sanders M.E., 2000. Road illumination and nature; III local influence of road lights on a black-tailed godwit (*Limosa limosa*) population. Delft, Rijkswaterstaat DWW, 2000. DWW-report P-DWW-2000-058 / DWW-Ontsnipperingreks 38A, 88 pages.
- Møller A.P., 2008a. Flight distance and population trends in European breeding birds. *Behavioral Ecology* 19, p. 1305–1313.
- Møller A.P., 2008b. Flight distance of urban birds, predation and selection for urban life. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 63, p. 63–75.
- Møller A.P., 2010. Interspecific variation in fear responses predicts urbanization in birds. *Behavioral Ecology* 21, p. 365–371.
- Møller A.P., Erritzøe J., Nielsen J.T., 2010. Causes of interspecific variation in susceptibility to cat predation on birds[J]. *Chinese Birds* 1(2), p. 97-111.
- Møller A.P., Erritzøe H., Erritzøe J., 2011. A behavioral ecology approach to traffic accidents: Interspecific variation in causes of traffic casualties among birds. *Zoological Research* 32(2), p. 115–127.
- Morrison M., 2002. Searcher Bias and Scavenging Rates in Bird / Wind Energy Studies. NREL/SR-500-30876, 9 pages.
- Muheim R., Phillips J.B., Akesson S., 2006. Polarized Light Cues Underlie Compass Calibration in Migratory Songbirds. *Nature* 313, p. 837-839.
- Mumme R.L., Schoech S.J., Woolfenden G.E., Fitzpatrick J.W., 2000. Life and death in the fast lane: demographic consequences of road mortality in the Florida Scrub-Jay. *Conservation Biology* 14, n°2, p. 501-512.
- Munilla I., Arcos J.M., Oro D., Álvarez D., Leyenda P.M., Velando A., 2011. Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere* 2(7): art. 83.
- Nicolakakis N., Sol D., Lefebvre L., 2003. Behavioural flexibility predicts species richness in birds, but not extinction risk. *Animal Behaviour* 65, p. 445–452.
- Ogden L.J.E., 1996. Collision course: the hazards of lighted structures and windows to migration birds. Report to WWF Canada and the Fatal Light Awareness Program. <http://www.flap.org/new/ccourse.pdf>
- Orłowski G., 2005. Factors affecting road mortality of the Barn Swallows *Hirundo rustica* in farmland. *Acta Ornithol.* 40: p. 17–125.
- Orłowski G., 2008. Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: Implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 86, p. 153-161.
- Ortega Y.K. & Capen D.E., 2002. Roads as edges: effects on birds in forested landscapes. *Forest Science* 48, n°2, p. 381-390.

Oscar F., 1999. Estacionalidad de los atropellos de aves en el centro de España : número y edad de los individuos y riqueza y diversidad de especies. *Ardeola* 46, p. 23-30.

Page G.W., Carter H.R., Ford R.G., 1990. Numbers of seabirds killed or debilitated in the 1986 Apex Houston oil spill in central California. *Studies in Avian Biology* 14, p. 164–174.

Palomino D. & Carrascal L.M, 2007(a). Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological Conservation* 140, p. 100-109.

Palomino D. & Carrascal L.M. 2007(b). Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of Central Spain under urban development. *Landscape and Urban Planning* 83, p. 268–274.

Paruk J.D., 1990. Effects of roadside management practices on bird richness and reproduction. *Trans. Ill. St. Acad. Sci.* 83, p. 181–192.

Pasitschniak-Arts M., Clark R.G., Messier F. 1998. Duck nesting success in a fragmented prairie landscape: is edge effect important ? *Biological Conservation* 85, p. 55-62.

Pennycuik C.J., 2008. *Modelling the Flying Bird*. (London: Academic Press), 480 pages.

Pérez-Tris J., Carbonell R., Tellería J.L., 2000. Abundance distribution, morphological variation, and juvenile condition of robins *Erithacus rubecula* (L.) in their Mediterranean range boundary. *Journal of Biogeography*, 27, p. 879-888.

Pérez-Tris J. & Tellería J.L., 2001. Age-related variation in wing shape of migratory and sedentary Blackcaps *Sylvia atricapilla*. *Journal of Avian Biology* 32, p. 207-213.

Peris S.J. & Pescador M., 2004. Effects of traffic noise on aserine populations in Mediterranean wooded pastures. *Applied Acoustics* 65, p. 357-366.

Ponce C., Alonso J. C., Argandoña G., Carcia Fernández A., Carrasco M., 2010. Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Animal Conservation* 13, p. 1-10.

Pons P., 2000. Height of the road embankment affects probability of traffic collision by birds. *Bird Study* 47, p. 122-125.

Poot H., Ens B.J., de Vries H., Donners M.A.H., Wernand M.R., Marquenie J.M., 2008. Green Light for Nocturnally Migrating Birds. *Ecology and Society* 13(2): 47. <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art47/>

Pradel R., 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rates. *Biometrics* 52, p. 703-709.

Prosser P., Nattrass C., Prosser C., 2008. Rate of removal of bird carcasses in arable farmland by predators and scavengers. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71, p. 601–608.

Quinn J.L., Whittingham M.J., Butler S.J., Cresswell W., 2006. Noise, predation risk compensation and vigilance in the chaffinch *Fringilla coelebs*. *Journal of Avian Biology* 37, p. 601-608.

R Development Core Team, 2004. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.

Ramp D., Wilson K.V., Croft B.D., 2006. Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 129, p. 348-359.

Ramsden D.J., 2003. Barn Owls and major roads: results and recommendations from a 15 years research project. The Barn Owl Trust, Ashburton.

Reijnen M.J.S.M. & Foppen R.P.B., 1991. Effect van wegen met autoverkeer op de dichtheid van broedvogels : hoofdrapport. IBN-Rapport, N°91/1. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.

Reijnen R. & Foppen R., 1994. The effect of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 31, p. 85-94.

Reijnen R. & Foppen R., 1995. The effect of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. *Journal of Applied Ecology* 32, p. 481-491.

Reijnen R., Foppen R., ter Braak C., Thisen J., 1995a. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32, p. 187-202.

Reijnen M.J.S.M., Veenbaas G., Foppen R.P.B., 1995b. Predicting the effects of motorway traffic on the breeding bird populations. Road and Hydraulic Engineering Division, Ministry of Transport, Public Works and Water Management. 92 pages.

Reijnen R, Foppen R, Meeuwssen H., 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75, p.255-260.

Reijnen R., Foppen R., Veenbaas G., 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation* 6, p. 567-581.

Reijnen R., Foppen R., Veenbaas G., Bussink H., 2002. Disturbance by traffic as a threat of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. In: *Wildlife and Roads – the ecological impact*. Sherwood, Cutler, Burton (Eds), p. 249-267.

Rheindt F.E., 2003. The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal für Ornithologie* 144, p. 295-306.

- Robbins C.S., Dawson D.K., Dowell B.A., 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic states. *Wildlife Monograph* 103, p. 1-34.
- Robinson S.K., Thompson F.R., Donovan T.M., Whitehead D.R., Faaborg J., 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267, p. 1987-1990.
- Rodriguez A., Andrén H., Jansson G., 2001. Habitat-mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos* 95, p. 383-396.
- Roen K.T. & Yahner R.H., 2005. Behavioral Responses of Avian Scavengers in Different Habitats. *Northeastern Naturalist* 12(1), p.103-112.
- Rösner S. & Selva N., 2005. Use of the bait-marking method to estimate the territory size of scavenging birds: a case study on ravens *Corvus corax*. *Wildlife Biology* 11, p. 183-191.
- Rowan W., 1932. Experiments in bird migration. The Effects of Artificial Light, Castration and Certain Extracts on the Autumn Movements of the American Crow (*Corvus brachyrhynchos*). *Zoology* Vol. 18, pp. 639-654.
- Ryals B., Dooling R., Westbrook E., Dent M., Mackenzie A., Larsen O., 1999. Avian species differences in susceptibility to noise exposure. *Hearing Research* 131, p. 71-88.
- Rytwinski T. & Fahrig L., 2007. Effect of road density on abundance of mice-footed mice. *Landscape Ecology* 22, p. 1501-1512
- Saint Clair C.C., 2003. Comparative Permeability of Roads, Rivers, and Meadows to Songbirds in Banff National Park. *Conservation Biology* Vol. 17, n°4, p. 1151-1160.
- Sandberg R., Bäckman J., Ottoson U., 1998. Orientation of Snow Buntings (*Plectrophenax nivalis*) close to the North Pole. *The Journal of Experimental Biology* 201, p. 1859–1870.
- Santos S.M., Carvalho F., Mira A., 2011. How Long Do the Dead Survive on the Road? Carcass Persistence Probability and Implications for Road-Kill Monitoring Surveys. *PLoS ONE* 6(9): e25383. doi:10.1371/journal.pone.0025383
- Savile D.B.O., 1957. Adaptive evolution in the avian wing. – *Evolution* 11, pp. 212-224.
- Scheuhammer A.M., 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: A review. *Environmental Pollution*, Vol. 46-4, p. 263-295.
- Schultz S., Bradbury R., Evans K., Gregory R.D., Blackburn T.M., 2005. Brain size and resource specialisation predict long-term population trends in British birds. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 272, p. 2305-2311.
- Schwarz C.J. & Arnason A.N., 1996. A general methodology for the analysis of open-model capture recapture experiments. *Biometrics* 52, p. 860-873.

- Seibert H.C. & Conover J.H., 1991. Mortality of Vertebrates and Invertebrates on an Athens County, Ohio, Highway. *Ohio Journal of Science* 91 (4), p. 163-166.
- Seiler A., 2001. Ecological effects of roads. A review. Introductory Research Essay n°9, Dept. Conserv. Biol., SLU, Uppsala.
- Selva N., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W., Wajrak A., 2003 Scavenging on European bison carcasses in Białowieża Primeval Forest (eastern Poland). *Ecoscience* 10, p. 303-311.
- Selva N., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W., Wajrak A., 2005. Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Can. J. Zool.* 83, p. 1590-1601. (doi:10.1139/Z05-158)
- Selva N. & Fortuna M.A., 2007. The nested structure of a scavenger community. *Proc. R. Soc. Lond. B* 274, p. 1101-1108.
- SETRA. Mesures de limitation de mortalité de la Chouette effraie sur le réseau routier. Note d'information, avril 2006. Disponible (au format pdf) sur : http://www.setra.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/NI_EEC_074.pdf. 11 pages.
- SETRA, Guide méthodologique. Production des cartes de bruit stratégique des grands axes routiers et ferroviaires. Collections « les outils » - SETRA août 2007 - – Référence : 0736w, 108 pages. Disponible (format pdf) sur : <http://www.setra.equipement.gouv.fr>
- Shawyer C.R., 1994. The barn owl. In : Tucker G.M., Heath M.F. (Eds.) *Birds in Europe : Conservation Status*. BirdLife International, BirdLife Conservation series n°3, Cambridge, UK.
- Shochat E., Wolfe D.H., Patten M.A., Reinking D.L, Sherrod S.K., 2005. Tallgrass prairie management and bird nest success along roadsides. *Biological Conservation* 121, p. 399-407.
- Slater F.M., 2002. An assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology* 3, p. 33-42.
- Small M.F. & Hunter M.L., 1989. Response of passerines to abrupt forest.river and forest.powerline edges in Maine. *Wilson Bulletin* 101, p. 77-83.
- Smallwood K.S., 2007. Estimating wind turbine-caused bird mortality. *Journal of Wildlife Management* 71, p. 2781–2791.
- Sol D., Timmermans S., Lefebvre L., 2002. Behavioral flexibility and invasion success in birds. *Animal Behaviour* 63, p. 495-502.
- Sol D, Duncan R.P, Blackburn T.M, Cassey P, Lefebvre L., 2005(a). Big brains, enhanced cognition, and response of birds to novel environments. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 102, p. 5460–5465.
- Sol D, Lefebvre L., Rodriguez-Teijeiro J.D., 2005(b). Brain size, innovative propensity and migratory behaviour in temperate palaeartic birds. *Proc. R. Soc. B.* 272, p. 1433-1441.

- Sol D., Szekely T., Liker A., Lefebvre L., 2007. Big-brained birds survive better in nature. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* 274, p. 763-769.
- Spellerberg J. F., 1998. Ecological Effects of Roads and Traffic: A Literature Review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, Vol. 7, No. 5, p. 317-333.
- Squires W.A. & Hanson H.E., 1918. The destruction of birds at the lighthouses on the coast of California. *Condor* Vol. XX, p. 6-10.
- Stevens B.S., Reese K.P., Connelly J.W., 2011. Survival and detectability bias of avian fence collision surveys in sagebrush steppe. *The Journal of Wildlife Management* 75, p. 437-449.
- Stewart P.A., 1971. Persistence of remains of birds killed on motor highways. *Wilson Bulletin* 83(2), p. 203-204, in Erritzöe 2003
- Stone E., 2000. Separating the noise from the noise. A finding support of the "Niche Hypothesis", that birds are influenced by induced noise in natural habitats. *Antozoos* 13, p. 225-231.
- Swaddle J.P. & Lockwood R. 1998. Morphological adaptations to predation risk in passerines. *Journal of Avian Biology* 29, p. 172-176.
- Swaddle J.P. & Lockwood R., 2003. Wingtip shape and flight performance in the European Starling *Sturnus vulgaris*. *Ibis* 145, p. 457-464.
- Swaileh K.M. & Sansur R., 2006. Monitoring urban heavy metal pollution using the House Sparrow (*Passer domesticus*). *Journal of Environmental Monitoring* 8, p. 209-213.
- Teixeira F.Z., Coelho A.V.P., Esperandio I.B., Kindel A., 2013. Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation* 157, p. 317-323.
- Tellería J.L., Pérez-Tris J., Carbonell R., 2001. Seasonal changes in abundance and flight-related morphology reveal different migration patterns in Iberian forest passerines. *Ardeola* 48, p. 27-46.
- Thiollay J.M., 1976. Les décomptes de rapaces le long des routes : essai de standardisation. *Le Passer* 13, p. 69-76.
- Thomas L., Buckland S.T., Burnham K.P., Anderson D.R., Laake J.L., Borchers D.L., Strindberg S., 2002. Distance sampling. In : El Shaarawl, A.H., Piegorsch, W. (Eds.), *Encyclopedia of Environmetrics*. Wiley and Sons, Chichester, p. 544-552.
- Thomas L., Burnham K.P., Buckland S.T., 2004. Temporal inferences from distance sampling surveys. *Advanced Distance Sampling* (eds S.T. Buckland, D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers & L. Thomas), pp. 71-107. Oxford University Press, Oxford.
- Thompson W.L., White G.C. & Gowan C., 1998. *Monitoring vertebrate populations*. Academic Press, San Diego, 365 pages.

- Tisdale V. & Fernández-Juricic E., 2009. Vigilance and predator detection vary between avian species with different visual acuity and coverage. *Behavioral Ecology* 20, p. 936–945.
- Trombulak S.C. & Frissell C.A., 1999. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1), p. 18-30.
- Underhill J.E. & Angold P.G., 2000. Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Review* 8, p. 21-39.
- Varga C., Monoki A., Barsony B., 2005. Bird-protection walls: a innovative way to prevent bird strike. Poster Presentations, ICOET 2005 Proceedings.
- Veen J., 1973. De verstering van weidevogelpopulaties. *Stedebouw en Volkshuisvesting*, 53, p. 16-26.
- Vermeulen H.J.W. & Opdam P.F.M., 1995. Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: A simulation study. *Landscape and Urban Planning* 31, p. 233-248.
- Viles R.L. & Rosier D.J., 2001. How to use roads in the creation of greenways: case studies in three New Zealand landscapes. *Landscapes and Urban Planning* 55, p 15-27.
- Vos C.C., 1997. Effects of road density: a case study of the Moor Frog. p. 93-97. In *Habitat Fragmentation and Infrastructure*. Canters, K. (Ed.). Ministry of Transportation, Public Works and Water Management, Delft, Netherlands.
- Warrick D.R., 1998. The turning- and linear-manoeuvring performance of birds: the cost of efficiency for coursing insectivores. *Can. J. Zool.* 76, p. 1063–1079.
- White G.C. & Burnham K.P., 1999. Program Mark: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (Suppl.), p. 120-139.
- Whittingham M.J., Butler S.J., Quinn J. L., Cresswell W., 2004. The effect of limited visibility on vigilance behaviour and speed of predator detection: implications for the conservation of granivorous passerines. *Oikos* 106, p. 377-385.
- Wilcove D.S., McLellan C.H., Dobson A.P., 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In : Soulé M.E. (Ed.), *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associated, Sunderland, MA, p. 237-256.
- Wilson D.E. & Mittermeier R.E. (Eds.), 2009. *Handbook of the Mammals of the World (HMW) - Volume 1, Carnivores*. Lynx Edicions (Spain), 728 pages.
- Wiltshcko W., Munro U., Ford H., Wiltshcko R., 1993. Red light disrupts magnetic orientation of migratory bird. *Nature* n° 364, p. 325-327.
- Winkler H., Leisler B., Bernroider G., 2004. Ecological constraints on the evolution of avian brains. *Journal of Ornithology* 145, p. 238–244.
- Young Jr. D.P., Erickson W.P., Strickland M.D., Good R.E., Sernka K.J., 2003. Comparison of Avian Responses to UV-Light-Reflective Paint on Wind

Turbines - Subcontract Report July 1999 – December 2000. NREL/SR-500-32840, 67 pages.

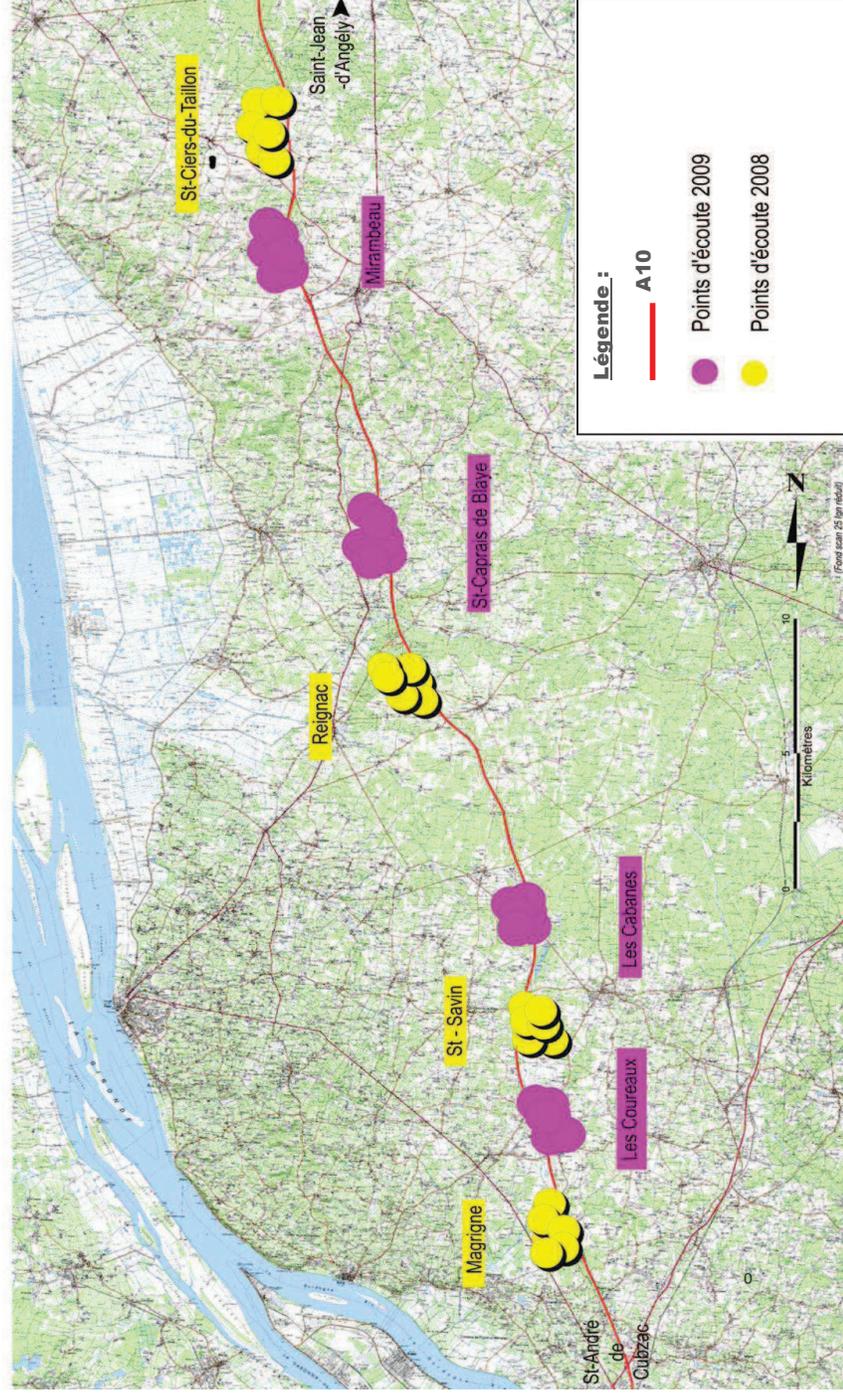
Yung-Hui H., 2009. Evaluation of Mitigation Measures for Highway Bird Road-kill. ICOET 2009.

Zande van der A.N., Ter Keurs J., van der Weijden W.J., 1980. The impact of the roads on the density of four bird species in an open field habitat – evidence of a long distance effect. *Biological Conservation* 18, p. 299-321.

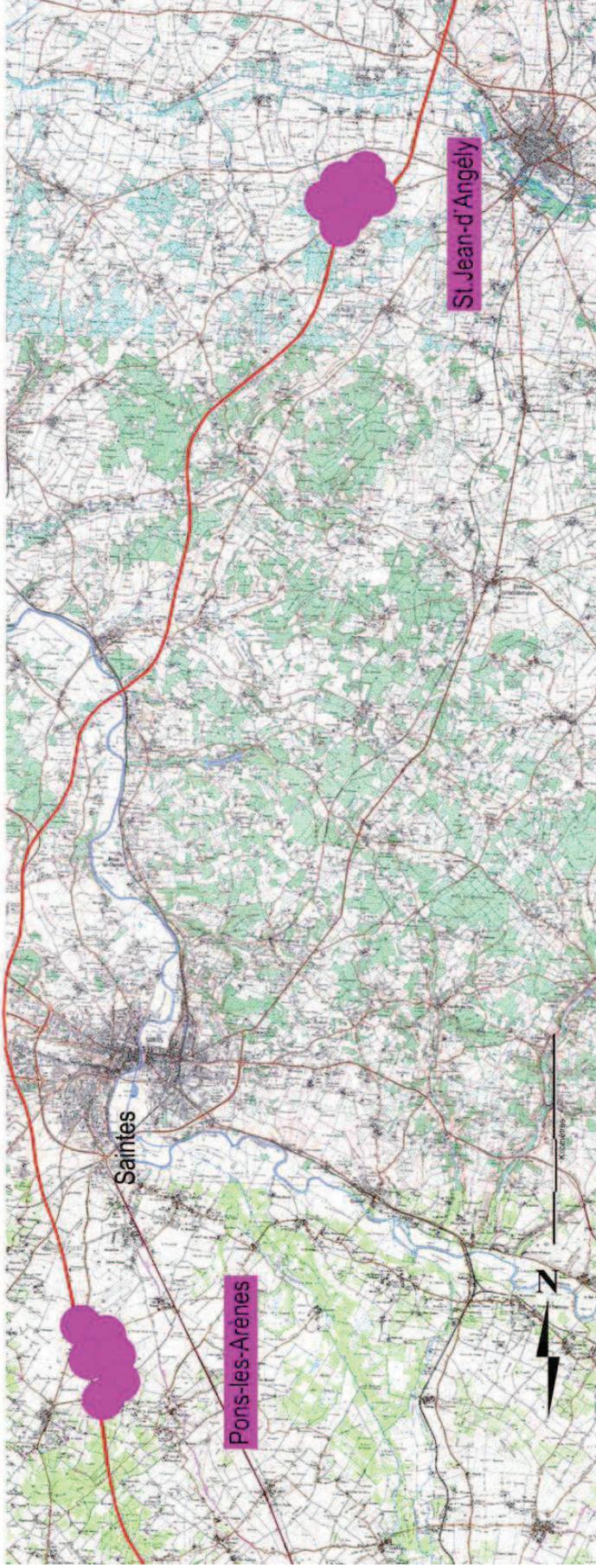
ANNEXES

Annexe A. Cartes des zones d'écoute en 2008 et 2009 sur l'A10 entre Saint-André-de-Cubzac et Saint-Jean-d'Angély (section sud ci-dessous étudiée en 2008 et 2009 et la section nord en page suivante étudiée seulement en 2009)

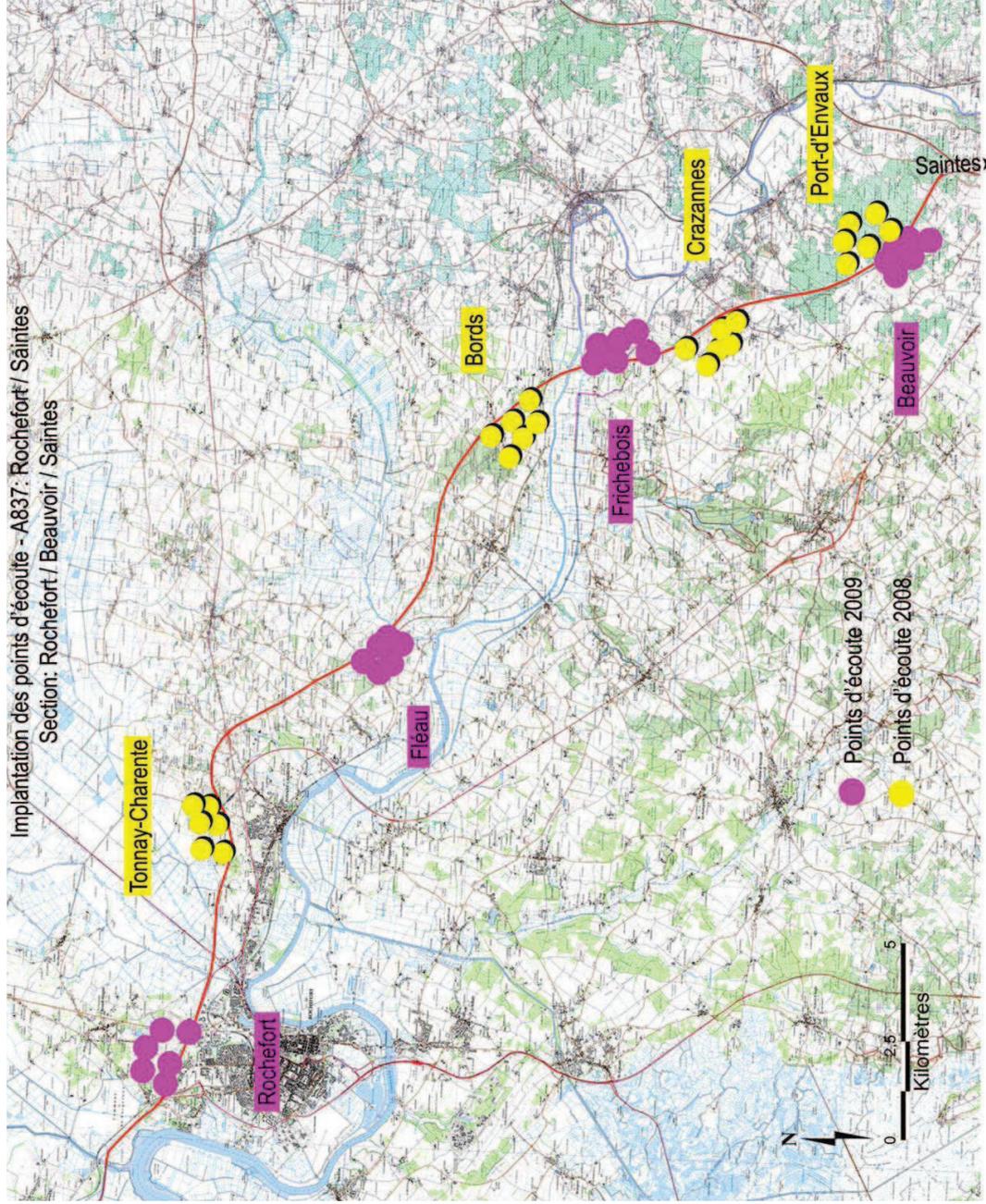
Implantation des points d'écoute - 2008-2009- Sur A10 l'Aquitaine: St. André-de-Cubzac/St. Jean-d'Angély
Section: Maigne / St-Ciers du Taillon



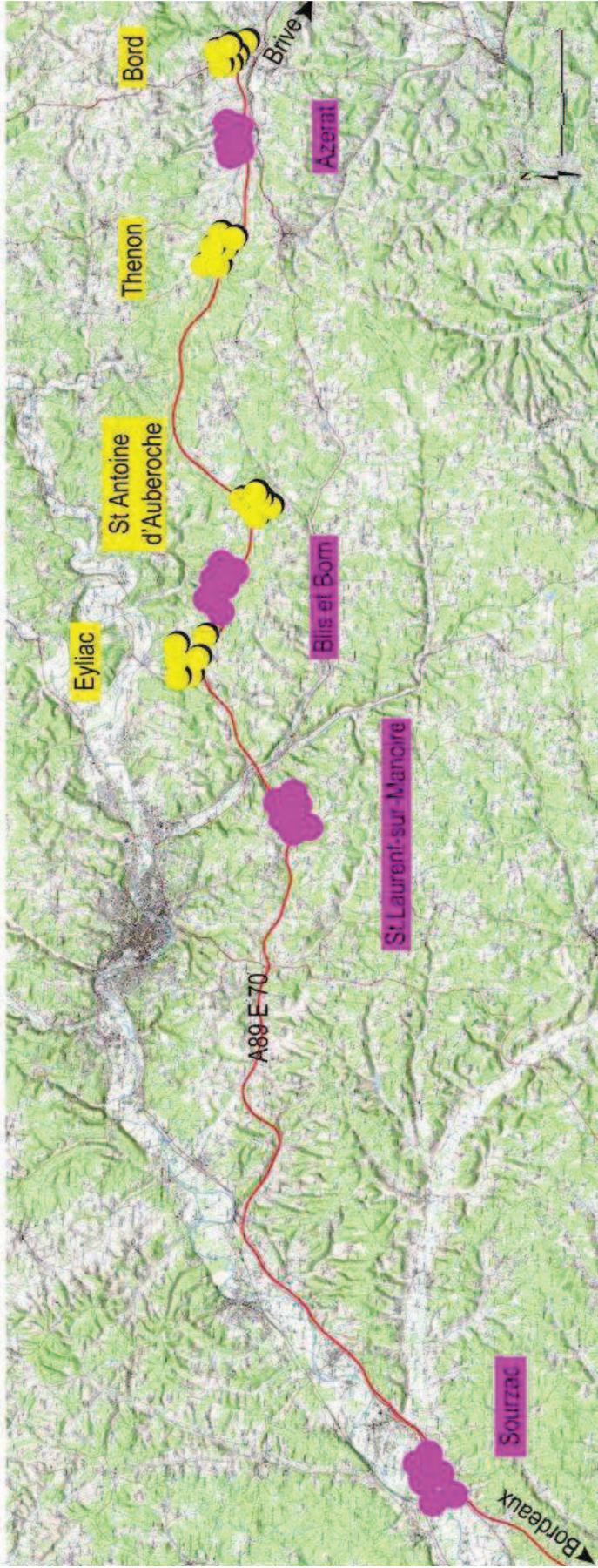
A10: Section: Pons-les Arènes / St.Jean-d'Angély



Annexe B. Cartes des zones d'écoute en 2008 et 2009 sur l'A837 entre Rochefort Nord et la bifurcation avec l'A10 (ci-dessous) et sur l'A89 entre Sourzac et Bord (en page suivante).



A89 Section: Soursac / Bord.



Annexe C. Article publié dans Biological Conservation : Motorways and bird traffic casualties: carcasses surveys and scavenging bias (Éric Guinard, Romain Julliard, Christophe Barbraud)



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Biological Conservation

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias

Éric Guinard^{a,b,*}, Romain Julliard^c, Christophe Barbraud^d^a Centre d'Études Techniques de l'Équipement du Sud-Ouest (CETE SO), CS 60013, rue Pierre Ramond, 33166 Saint-Médard-en-Jalles, France^b Biogéographie et Écologie des Vertébrés, EPHE, UMR 5175, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5, France^c MNHN-CNRS-UPMC, UMR 7204, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France^d Centre d'Études Biologiques de Chizé, CNRS-UPR1934, 79360 Villiers-en-Bois, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 14 April 2011

Received in revised form 10 January 2012

Accepted 15 January 2012

Available online 3 February 2012

Keywords:

Bird mortality

Carcass persistence

Survey biases

Scavengers activity

Motorways

ABSTRACT

Most survey methods developed to estimate abundance of killed animals on motorways may be biased due to the unequal detectability of carcasses, their persistence time on the lanes, and scavengers activities. Unbiased surveys are needed to evaluate the relationships between bird casualties (mortality), motorways characteristics, and the neighbouring avifauna. The present study conducted on four motorways in France, aimed to evaluate factors affecting persistence and encounter probabilities and variations in scavenging activity to obtain unbiased estimates of bird traffic casualties. Each motorway was surveyed once per season during multiple years and we used capture–recapture methods to estimate detection and carcass persistence rates. Results showed that surveys by car were as efficient as surveys by foot in detecting carcasses on the pavement, but less efficient for carcasses on verges. Passeriformes represented the most numerous casualties, and the Barn Owl (*Tyto alba*) was the most frequently killed species. Encounter probabilities were constant and high (0.957 ± 0.007). Average daily persistence probability was 0.976 ± 0.003 . Persistence probabilities were higher for large and old carcasses, during summer, and differed between seasons, but were relatively similar between years. Scavenging activities, estimated using experimental carcasses disposed on the safe lanes of motorways, varied between years, seasons, and differed between diurnal and nocturnal periods. A peak in scavenging activity occurred during diurnal periods in spring. Results suggest that surveys must take into account carcass characteristics and seasonal variability to obtain unbiased estimates of road killed birds on motorways, as well as variation in scavenging rates.

© 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The environmental impact of the road-traffic complex is wide and diverse. Isolation of populations caused by roads was shown to have negative effects (Forman and Alexander, 1998; Lodé, 2000; Rytwinski and Fahrig, 2007). Pollutants (gases, oil, heavy metals, chemicals, salt, and wastes) may negatively affect environmental quality and plant and animal populations of the neighbouring areas (Van der Zande et al., 1980; Seiler, 2001; Erritzøe, 2002; Erritzøe et al., 2003; Reijnen and Foppen, 1991, 1994; Reijnen et al., 1995; Ramsden, 2003). The noise generated by vehicles may also affect several animal species, sometimes over surprisingly long distances (Van der Zande et al., 1980; Reijnen and Foppen, 1991). Roads have also a direct effect on animals by traffic killings, road mortality being a significant source of animal mortality and a major problem for several species of conservation concern (Bennett,

1991; Forman and Alexander, 1998). Previous studies estimated that 2.5 millions birds were killed each year by traffic in Britain (Hodson and Snow, 1965), and that 80 millions birds were killed each year on the US roads (Erickson et al., 2005). Moreover, roads and motorways have direct demographic consequences on bird populations such as the Florida Scrub-Jay (*Aphelocoma coerulescens*) (Mumme et al., 2000), and European Barn Owl (*Tyto alba*) populations (Fajardo, 2001).

Estimating concisely the impact of road mortality on animal populations nearby linear infrastructures of transportation is an important conservation issue. To deal with this question, it is necessary to calculate robust and unbiased estimates of the number of road killed animals on surveyed road sections and to detect the key factors implied in traffic-induced mortality – a necessary step to identify the hot spots of mortality, to estimate the impact of road kills on populations, and to propose suitable mitigation measures. Many survey methodologies of road killed animals are used, either by foot or by bicycle (Erritzøe, 2002; Erritzøe et al., 2003), with a dog (Hell et al., 2005) or from a motorised vehicle (Lodé, 2000; Joveniaux, 2005). Surveys can be made at various frequencies either by ecologists (Hodson and Snow, 1965) or by patrolling agents employed by motorway companies (Joveniaux, 2005). The

* Corresponding author at: Centre d'Études Techniques de l'Équipement du Sud-Ouest (CETE SO), CS 60013, rue Pierre Ramond, 33166 Saint-Médard-en-Jalles, France. Tel.: +33 5 56 70 66 73; fax: +33 5 56 70 66 68.

E-mail addresses: eric.guinard@developpement-durable.gouv.fr (É. Guinard), julliard@mnhn.fr (R. Julliard), barbraud@cebc.cnrs.fr (C. Barbraud).

diversity of the methodologies used and the associated potential biases complicates the comparison of the results obtained.

The most common biases in carcass surveys are the detectability and persistence of carcasses. The detectability of carcasses is the probability that a carcass is encountered by an observer. It may be affected by several factors such as the efficiency or experience of the fieldworker, the size, age or colour of the carcass, among others (Slater, 2002). The persistence of the carcasses is the probability that the carcass is still available for detection on the road between surveys. It may also vary between species (Stewart, 1971; Korhonen and Nurminen, 1987; Antworth et al., 2005), and can depend on scavengers' abundance (Ponce et al., 2010). Detectability and persistence may also vary between survey methodologies. For example, surveys by foot are likely to increase detectabilities (Slater, 2002; Erritzøe et al., 2003), but those conducted by car are more adapted for long distances, which are necessary to study the influence of environmental factors (verges, surrounding landscape, etc.) on carcasses distribution. These sources of bias are a general problem for all types of carcass survey methods, and thus, accounting for them would allow to obtain comparable estimates of absolute numbers of road kills even using different survey methods (e.g. foot, car) on different human made structures (e.g. roads, motorways, powerlines).

A number of studies on wind farms have measured the rate at which carcasses were removed by scavengers in various terrestrial habitats (Page et al., 1990; Morrison, 2002; Young et al., 2003; Johnson et al., 2004; Smallwood, 2007). Other studies have also estimated removal of carcasses by scavengers to quantify mortality due to pesticides or disease outbreaks (Kostecke et al., 2001; Prosser et al., 2008), oil spills (Flint et al., 1999; Ford, 2006; Byrd et al., 2009; Ford and Zafonte, 2009; Munilla et al., 2011), power lines (Flint et al., 2010; Ponce et al., 2010), fences (Stevens et al., 2011) or traffic (Lodé, 2000; Slater, 2002; Antworth et al., 2005; Orłowski, 2005, 2008). However, in the case of traffic surveys, whatever the methodology used during carcass surveys, few studies have taken into account detectability and persistence in mortality estimates, and some animal road mortality estimations are thus potentially underestimated.

The objective of this study is to quantify the major biases that can affect the estimates of avian traffic mortality on motorways to obtain more accurate estimates of bird fatalities throughout all seasons. To do so, we applied capture-mark-recapture methods. We estimated the persistence and encounter probabilities of carcasses using a capture-mark-recapture approach from road killed animals (thereafter wild carcasses) and, for comparison, from experimental carcasses whose exact number and location were known and which were compared to the smallest wild bird order: the Passeriformes. Motorways are known to impact bird populations, mainly because of their high traffic intensity, width of infrastructure and speed of vehicles (Erritzøe et al., 2003). Surveys of bird carcasses were conducted by car and by foot for comparison on several motorways sections in south-western France to answer the following questions: (i) what is the difference in carcass detection between surveys conducted by car and by foot? For surveys conducted by car, do carcass persistence and encounter probabilities vary according to: (ii) bird taxa and the age of the carcass, (iii) the specific body mass and (iv) motorways, seasons and years? Persistence and encounter probability estimates were then used as adjustment factors on the number of bird carcasses counted during this study.

2. Materials and methods

2.1. Hypotheses tested

First, we hypothesised that the encounter and persistence probabilities were affected by time since death. We expected that older carcasses had a higher probability to persist than fresher ones, since most were crushed on the pavement and then are

consumed to a lesser degree by scavengers. Carcasses were thus split into two groups, fresh (less than 3-days old) and old (older than 3 days), and we tested for a group effect on encounter and persistence probabilities.

Second, we hypothesised that the taxonomical status and behaviour could affect encounter and persistence probabilities. Most carcasses found (see Appendix A) belonged to the orders Passeriformes (noted by OP hereafter) and Strigiformes (noted by OS hereafter). Other species were distributed in two about equal in numbers categories and based on their different behaviour, size and numbers detected: diurnal raptors and Corvidae (noted by OR hereafter) representing scavengers, and “others” group [Anatidae, Gallinae, Columbidae, and Kingfisher (*Alcedo atthis*); noted by OA hereafter]. A last group (noted by OI hereafter) included birds which could not be determined. We expected that small size taxa, i.e. Passeriformes, showed smaller persistence probability than bigger ones, mostly because they were easier to carry off the pavement for scavengers. We only considered two orders: OP vs. OS, which were the most frequently encountered (see Section 3). The other orders were pooled in one group.

Third, to confirm the previous hypothesis that smaller taxa had less probability to persist than bigger ones, we also analysed persistence and encounter probabilities of carcasses as a function of species-specific body mass and its quadratic effect. Species-specific body mass was taken from the French Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) database.

Fourth, we hypothesised that three environmental factors may affect encounter and persistence probabilities: year, season, and motorway (mtw). Differences in persistence probabilities between years, seasons and motorways may be due to variations in several factors such as scavenging activity, traffic intensity, bird abundance, climate or a combination of these.

Finally, we used a known number of 2-days old dead chickens (*Gallus domesticus*) (thereafter experimental carcasses) as small as passerines as an experiment to further test the above hypotheses concerning the effect of size, year, season and motorway on persistence probability, and to obtain a better estimation of scavenging activity. Using these experimental carcasses we further hypothesised that persistence probabilities may vary between each count session (fully time-dependent models). We were more particularly interested to estimate persistence probabilities during night time between two sessions (nocturnal inter-sessions) and during daytime between two sessions (diurnal inter-sessions), hypothesising that bird scavengers, all diurnal, were more efficient in detecting carcasses than mammalian scavengers which are mainly nocturnal.

For each of these hypotheses tested, we proceeded gradually starting from a general model, first modelling the encounter probability keeping the persistence probability as complex as in the general model, then modelling persistence probability once the best model was identified for encounter probability.

2.2. Capture–recapture analysis

To estimate the carcass persistence and encounter probabilities throughout seasons, years, and motorways, the encounter histories of 512 wild carcasses with 1621 encounters, and of 936 experimental carcasses with 3782 encounters, were analysed. Parameters were estimated by maximum likelihood procedure using capture–recapture analyses, and considering the Cormack–Jolly–Seber model (CJS model) as the umbrella model. The CJS model was initially developed to estimate survival and recapture probabilities from individual mark–recapture data in open populations (Lebreton et al., 1992). This enables to separately estimate survival (Φ) and encounter (or recapture) (p) probabilities. In our study, the studied population is the sum of the dead birds found

during surveys on the motorway sections; the survival probability parameter used in CJS models must therefore be interpreted as the persistence probability of carcasses. Wild and experimental carcasses may disappear from the road due to destruction by the traffic rolling on, or in the vegetation of verges or be taken away by scavengers (Slater, 2002; Erritzøe, 2002; Erritzøe et al., 2003; Antworth et al., 2005). Each carcass that disappeared during our surveys was searched for on the verge and on the pavement. Since most of the carcasses displaced or flattened out by the traffic were found after careful checking, we assumed that most disappeared carcasses were removed by scavengers. This assumption was based on personal observations of Carrion Crows (*Corvus corone corone*) and Black Kites (*Milvus migrans*) catching carcasses on the pavement, and on the presence of a relatively important number of carnivore carcasses. Note that motorway patrols were informed of our experiment and were asked not to remove carcasses. We estimated factors affecting persistence (Φ) and encounter (p) probabilities using data including wild carcasses only. The goodness of fit of the umbrella model (fully time dependent model where persistence and encounter probabilities varied between each encounter occasion) was assessed through contingency tables using U-CARE 2.2 program (Choquet et al., 2005). We then searched for less parameterised models and tested the effect of covariates on persistence and encounter probabilities.

All models were built with Program MARK 5.1 (White and Burnham, 1999) and ranked using the corrected Akaike's Information Criteria (AICc; Hurvich and Tsai, 1989) following Burnham and Anderson (2002). When several models were equally supported in terms of AICc ($\Delta AICc < 2$) we calculated model-averaged estimates of parameters of interest. The importance of variables was evaluated by multi-model inference in the candidate set of models and we compared our models with AICc weights (w), selecting the model with the heaviest AICc weight (Burnham and Anderson, 2002). Fully time-dependent models – where persistence and encounter probabilities varied between each encounter session – were not tested afterwards because data were insufficient, and many parameters were either not estimated, or at boundary (i.e. equal to 0 or 1), except when analysing the scavengers' activity using experimental carcasses where data were sufficient.

Since all capture–recapture analyses were performed using the same dataset (except analyses with experimental carcasses), all models' AICc can be directly compared to evaluate the more likely hypothesis.

Our estimates of encounter and persistence probabilities can be used to estimate the number of individuals killed by the traffic for each motorway. At the end of a carcass survey, the total number of individuals killed y days before the survey (N') can be estimated as $N' = N/(p\Phi^y)$, where N is the number of carcasses counted, p the encounter probability, and Φ the “6 h” (see hereafter) persistence probability.

2.3. Study area and carcass survey

2.3.1. Study area

Continuous sections on four motorways were studied by the same observers each season from 2006 to 2008 in south-western France (Table 1, Fig. 1). All motorway sections, totaling 166 km, were part of the same climatic region where avifauna, landscape and weather conditions were similar. The landscape surrounding the motorways mainly consisted of cultivated areas (cereals, vineyards, and to a lesser extent meadows), woodlands and patches of wetlands and hedged farmland.

2.3.2. Survey methodology

Each motorway section was surveyed once each season (autumn: November–December; winter: February–March; spring:

June; summer: August–September) during a 2.5-day period, the surveys totaling 10 days per year. Each survey included five successive counts (2 counts per day on day 1 and 2, and one count on the morning of day 3) to estimate bird carcass encounter and persistence probabilities. Count sessions were respectively separated by intervals of 6, 18, 6, and 18 h. Therefore the first count session of day d occurred 18 h after the last count session of day $d-1$, no count occurring at night for safety reasons. These differential time intervals between count sessions were directly taken into account in our models. Counts were made by car, driving at 40–50 km h⁻¹ on the safe lane, with a driver and an observer recording the carcasses, always with the same observers.

During the last afternoon of each 2.5-day period, a comparative count by foot was realised by the same observers walking on verges nearby the pavement on sub-sections of about 10 km long selected randomly inside the sections surveyed by car. To compare the two survey methodologies, the position on the motorway (left/right lane) and on the lane (medium strip, traffic lanes, safe lane or verge) of each carcass found was registered. We then compared the number of carcasses found on all sub-sections from surveys made by car and by foot.

During each 2.5-day survey, all new wild carcasses found were identified and individually marked by painting a white mark on the pavement besides the carcass. The carcass was located using the motorway Kilometric/Hectometric Point (KP) system (± 10 m). At each count session during the surveys we thus recorded the new carcasses (i.e., the animals killed since the previous count), distinguishing them from the carcasses that remained since the previous count, as well as the carcasses not recorded during the previous count. For each wild carcass found we recorded the following information: taxonomical group (species, genus, order or class, depending on the freshness of the carcass), location (KP position), and age (fresh or old). We defined birds as fresh when they still had their eyes and plumage brightness.

During the first count of a 2.5-day survey, a known number of experimental carcasses were regularly dropped each kilometre on the safe lane (i.e., each even km on one way and each uneven km on the other way) to better estimate scavenging activity.

Statistical analyses (except capture–mark–recapture analyses) were performed using R statistical software (version 2.12.1., R Development Core Team, 2004). We compared the numbers of carcasses found between motorways using Kruskal–Wallis tests. χ^2 Tests were used to compare the efficiency of the survey methodologies (by foot vs. by car) for each part of the motorways (medium strip, traffic lanes, safe lane and verges).

3. Results

The most frequently encountered groups were Passeriformes (OP: 321 individuals) and Strigiformes (OS: 86), the groups OA (58), OR (33), and OI (14) being less numerous. The most frequently encountered species (see Appendix A) was the Barn Owl (*T. alba*) with a total of 63 dead individuals found. For Passeriformes, the most frequently encountered species was the European Robin (*Erithacus rubecula*) ($n = 52$ carcasses), the Blackbird (*Turdus merula*) ($n = 46$ carcasses) and the House Sparrow (*Passer domesticus*) ($n = 34$ carcasses). There was no significant difference between the four motorways in the number of bird carcasses per km and per annual study period (an annual study period corresponding to four surveys per year and thus to 10 days per year; Kruskal–Wallis test, $H = 5.42$, $df = 3$, $p = 0.14$).

For all species and motorways combined, most carcasses (61% and 75% for surveys by car and by foot respectively) were found on the safe lane (Table 2). For surveys by foot far more carcasses were found on verges ($\chi^2 = 52.261$, $p < 0.001$) and fewer on traffic

Table 1
Section length, traffic, years and seasons surveyed on each motorway studied.

Motorways	A10	A64	A837	A89
Section length (km)	55	40	32	42
Annual daily traffic mean (veh. day ⁻¹)	35 000	35 000	8000	8000
KP position section	525–470	234–274	36–4	157–115
Year surveyed	2007–2008	2007	2007–2008	2008
Season surveyed ^a	3A, 2W, 2Sp, 1S	1A, 1W, 1Sp, 1S	2A, 1W, 1Sp, 1S	1A, 1 W, 1Sp, 1S

^a A = autumn; W = winter; Sp = spring; S = summer.

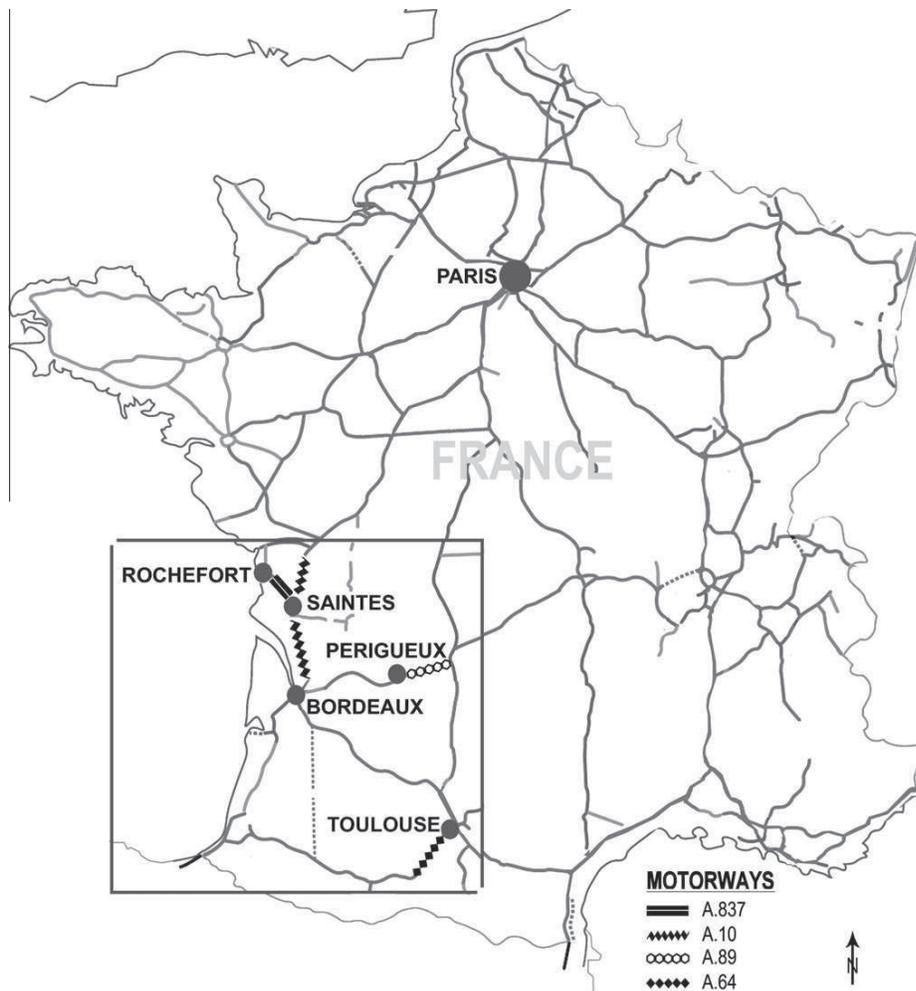


Fig. 1. Study area and the A10, A837, A64 and A89 motorways sections studied in south-western France.

lanes ($\chi^2 = 3.882$, $p = 0.049$) than for surveys by car. No difference between surveys (foot vs. car) was detected in the number of carcasses found on the medium strip ($\chi^2 = 0.289$, $p = 0.591$) or the safe lane ($\chi^2 = 1.583$, $p = 0.208$).

3.1. Encounter and persistence probabilities of wild carcasses

The CJS model correctly fitted the dataset ($\chi^2 = 34.358$, $df = 51$, $\hat{c} = 0.674$, $p = 0.964$).

3.1.1. Intrinsic factors

There was no evidence for an effect of taxonomic order and age of the carcass on encounter probability (Table 3).

Persistence probabilities differed according to the age of the carcass, and between taxonomic groups (Tables 3 and 4), confirming the first and the second hypotheses. Strigiformes and other orders had higher persistence probabilities (fresh carcasses: 0.983 ± 0.007 ; old carcasses: 0.999 ± 0.003) than Passeriformes (fresh carcasses: 0.955 ± 0.007 ; old carcasses: 0.980 ± 0.006). Persistence probabilities were higher for old carcasses than for fresh carcasses. For example, after 10 days staying on the pavement, it can be estimated that the persistence probability of a fresh and old Passeriformes carcass was 0.543 and 0.668 respectively, whereas the persistence probability of a fresh and old carcass of another order was 0.861 and 0.980 respectively, considering that fresh carcasses became old after 4 days and that carcass persistence probability

Table 2

Number of bird carcasses counted according to their position on the motorway pavement from 2006 to 2008 on foot and by car, on each of the four motorways (A10, A64, A837 and A89).

Survey	Position	A10	A64	A837	A89	Total	Proportion (%)
On foot	Medium strip	7	1	2	1	11	3.4
	Lanes	7	3	1	1	12	3.7
	Safe lane	80	78	29	14	201	61.3
	Verge	46	33	11	14	104	31.6
By car	Medium strip	9	5	2	1	17	7.7
	Lanes	2	24	2	4	32	14.5
	Safe lane	79	44	29	13	165	75.0
	Verge	1	0	3	2	6	2.8

Table 3

Modelling the effect of the age of the carcasses (A) and taxonomic group (see Section 2) on encounter (p) and persistence (φ) probabilities. g = All sub-populations; OP = group of Passeriformes order only; OS = group of Strigiformes order only; “-” = all parameters constant; ΔAICc = difference in AICc; w = AICc weight; np = number of parameters; Dev = deviance.

Probability	Model	AICc	ΔAICc	w	np	Dev
Encounter	φ(A, g) p(A, g)	822.54	11.9200	0.0019	12	129.20
	φ(A, g) p(A, other orders in one group, OP)	818.94	8.3237	0.0156	10	121.68
	φ(A, g) p(A, other orders in one group, OS)	817.59	6.9750	0.0225	9	122.37
	φ(A, g) p(A, all orders in one group)	815.96	5.3461	0.0508	8	122.77
	φ(A, g) p(-)	813.95	3.3363	0.1388	7	122.79
Persistence	φ(-) p(-)	830.68	20.0606	0.0001	2	149.60
	φ(other orders in one group, OS) p(-)	828.12	17.5091	0.0001	3	145.03
	φ(A, all orders in one group) p(-)	820.08	9.4605	0.0065	3	136.98
	φ(A, other orders in one group, OS) p(-)	819.43	8.8176	0.0090	5	132.31
	φ(other orders in one group, OP) p(-)	818.51	7.8979	0.0142	3	135.42
	φ(A, other orders in one group, OP) p(-)	810.62	0	0.7358	5	122.49

Table 4

Estimates (± s.e.) of persistence (φ) and encounter (p) probabilities of wild birds carcasses from the selected model (see Table 3: φ(A, other orders in one group, OP) p(-)).

Probability	Parameters	Estimates (± s.e.)	95% Confidence interval	
			Lower	Upper
φ	Fresh carcasses other orders	0.983 ± 0.007	0.963	0.992
	Old carcasses other orders	0.999 ± 0.003	0.919	0.999
	Fresh Passeriformes carcasses	0.955 ± 0.007	0.939	0.968
	Old Passeriformes carcasses	0.980 ± 0.006	0.965	0.989
p	-	0.957 ± 0.007	0.940	0.967

did not vary in time. Note that we obtained similar results when including experimental carcasses (considered as fresh carcasses) in the data set, with model selection suggesting similar persistence rates between Passeriformes and experimental carcasses, except that the latter were more encountered than other orders (0.973 ± 0.006 and 0.957 ± 0.007 respectively; results not shown).

These results were confirmed by the strong evidence for a quadratic effect of body mass on persistence probability: models where persistence probability was a function of body mass² were ~22 times more likely than models without such an effect (Table 5), confirming the third hypothesis. Persistence probability was slightly (about 3%) lower for lighter and heavier carcasses. The effect of body mass on encounter probability was less clear.

However, this model had a poorer fit than a model where persistence probability was a function of taxonomic groups and age of carcasses [AICc = 819.75 (Table 5) and AICc = 810.62 (Table 3), respectively].

3.1.2. Environmental factors

There was no evidence for an effect of years, seasons and motorways on encounter probability (Table 6).

There was strong evidence for an effect of season on persistence probabilities since models where persistence probability was a function of season were ~4724 more likely than models without

Table 5

Modelling the effect of standardised species-specific body mass (mass) on encounter (p) and persistence (φ) probabilities of wild carcasses. “-” = all parameters constant; ΔAICc = difference in AICc; w = AICc weight; np = number of parameters; Dev = deviance.

Model	AICc	ΔAICc	w	np	Dev
φ(mass ²) p(-)	819.75	0	0.6221	4	811.72
φ(mass ²) p(mass)	821.00	1.24	0.3344	5	810.95
φ(mass) p(-)	826.12	6.36	0.0259	3	820.10
φ(mass) p(mass)	827.71	7.95	0.0117	4	819.68
φ(-) p(-)	830.68	10.92	0.0264	2	826.67
φ(-) p(mass)	830.96	11.20	0.0023	3	824.94
φ(-) p(mass ²)	832.49	12.73	0.0011	4	824.45

such an effect (Table 6), confirming the fourth hypothesis. However, there was very little evidence for an effect of year and motorway on persistence probabilities (evidence ratios of 0.31 and 1.3 respectively). Wild carcass persistence probability was high in summer, intermediate in winter and in autumn, and low in spring (Fig. 2 and Appendix B). Persistence probabilities on motorway A89 tended to be lower than on other motorways (Fig. 2 and Appendix B). However, a model where persistence probability was a function of motorway and season had a larger AICc (813.42, Table 6) than a model where persistence probability was a function of age of the carcass and taxonomic group (810.62, Table 4).

Table 6

Modelling the effect of year (year), season (season) and motorway (mtw) on encounter (p) and persistence (ϕ) probabilities of wild bird carcasses. g = All sub-populations; “.” = all parameters constant; Δ AICc = difference in AICc; w = AICc weight; np = number of parameters; Dev = deviance.

Probability	Model	AICc	Δ AICc	w	np	Dev
Encounter	$\phi(g) p(g)$	829.68	16.2557	0.0002	42	236.95
	$\phi(g) p(\text{season})$	823.78	10.3543	0.0031	25	267.09
	$\phi(g) p(\text{year})$	824.70	11.2765	0.0019	24	270.10
	$\phi(g) p(\text{mtw})$	825.28	11.8571	0.0015	25	268.59
	$\phi(g) p(\text{year}*\text{season})$	827.23	13.8081	0.0006	30	260.05
	$\phi(g) p(\text{mtw}*\text{year})$	828.53	15.1140	0.0003	29	263.47
	$\phi(g) p(\text{mtw}*\text{season})$	830.54	17.1204	0.0001	37	248.53
	$\phi(g) p(\cdot)$	820.74	7.3141	0.0140	22	270.30
	Persistence	$\phi(\cdot) p(\cdot)$	830.68	17.2547	0	2
$\phi(\text{year}) p(\cdot)$		831.91	18.4896	0.0001	4	318.32
$\phi(\text{mtw}) p(\cdot)$		832.03	18.6132	0.0001	5	316.42
$\phi(\text{season}) p(\cdot)$		815.29	1.8649	0.2141	5	299.67
$\phi(\text{mtw}*\text{year}) p(\cdot)$		836.29	22.8706	0	9	312.58
$\phi(\text{year}*\text{season}) p(\cdot)$		815.23	1.8079	0.2203	10	289.48
$\phi(\text{mtw}*\text{season}) p(\cdot)$		813.42	0	0.5439	17	273.33

3.2. Encounter and persistence probabilities of experimental carcasses

There was a highly significant effect of the interaction year*season*session on the persistence rate of experimental carcasses (Fig. 3 and Appendix C).

The session effect indicated that persistence rate varied between count sessions made during 2.5-day surveys. The persistence rate was higher during the nocturnal inter-sessions compared to the diurnal inter-sessions. Persistence rate varied marginally among the years, being the highest in 2007 and the lowest in 2008 (Fig. 3).

The persistence rate of experimental carcasses varied between seasons. It was clearly the lowest during spring as for wild bird carcasses (see above), and highest persistence rate were observed in summer and autumn (Fig. 3).

3.3. Number of individuals killed

The number of Passeriformes and Strigiformes carcasses counted from naïve carrion surveys varied mainly from motorways and seasons. Passeriformes carcasses were at least two times more numerous than Strigiformes (see Appendix D, Fig. D1). More Passeriformes and Strigiformes were killed by the motorway traffic on A64 and A10, and Passeriformes were mainly killed during autumn and Strigiformes during autumn and winter.

Persistence and encounter probabilities can be used to estimate the number of individuals killed by the traffic. For example, with 20

barn owls found dead on A64, including 6 old carcasses and 14 fresh carcasses, using age and group specific persistence and encounter probabilities in Table 4, the number of old carcasses 2.5 days (corresponding to 8 periods of 6 h) before survey was $(6/0.957) \times (0.999)^{-8} = 6.3$ [95% CI: 6.2–12.3], the number of fresh carcasses 2.5 days before the survey was $(14/0.957) \times (0.983)^{-8} = 16.8$ [95% CI: 15.6–19.8], and the total number of Barn Owl carcasses was 23.1 [95% CI: 21.8–32.1]. Similarly, with 26 House Sparrow carcasses counted one can estimate that there were 29.2 carcasses [95% CI: 28.2–30.7] 2.5 days before the survey. Since there were four surveys (one per season), and 2.5 days per survey on an A64 study section of 40 km long in 2007, one can estimate that there were 0.0535 [95% CI: 0.0523–0.059] Barn Owl carcasses $\text{km}^{-1} \text{day}^{-1}$ and 0.073 [95% CI: 0.0705–0.0768] House Sparrow carcasses $\text{km}^{-1} \text{day}^{-1}$. This can be extrapolated to 19.5 [95% CI: 19.1–21.5] Barn Owl carcasses $\text{km}^{-1} \text{year}^{-1}$ and 26.6 [95% CI: 25.7–28.0] House Sparrow carcasses per $\text{km}^{-1} \text{year}^{-1}$, on a motorway with an annual daily traffic mean of 35 000 vehicles day^{-1} .

Such adjustments can be done for the most numerous bird species carcasses using encounter and persistence probabilities issued from the best model [i.e. $\phi(A, \text{other orders in one group, OP}) p(\cdot)$, Table 4] for all motorways and years (Table 7). These estimates indicate that the underestimation for Strigiformes from naïve carcass surveys may be around 10% for a 2.5 days period, which is not negligible. Such underestimation for Passeriformes from naïve carcass surveys may reach 30% for a 2.5 days period.

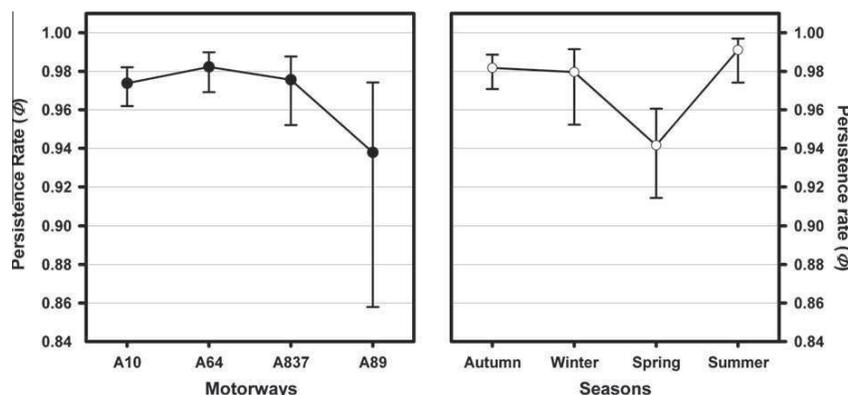


Fig. 2. Wild bird carcasses persistence rate (ϕ) by motorway and season (error bars indicate $\pm 95\%$ confidence interval) obtained from model $\phi(\text{mtw}) p(\cdot)$ (left plot) and from model $\phi(\text{season}) p(\cdot)$ (right plot).

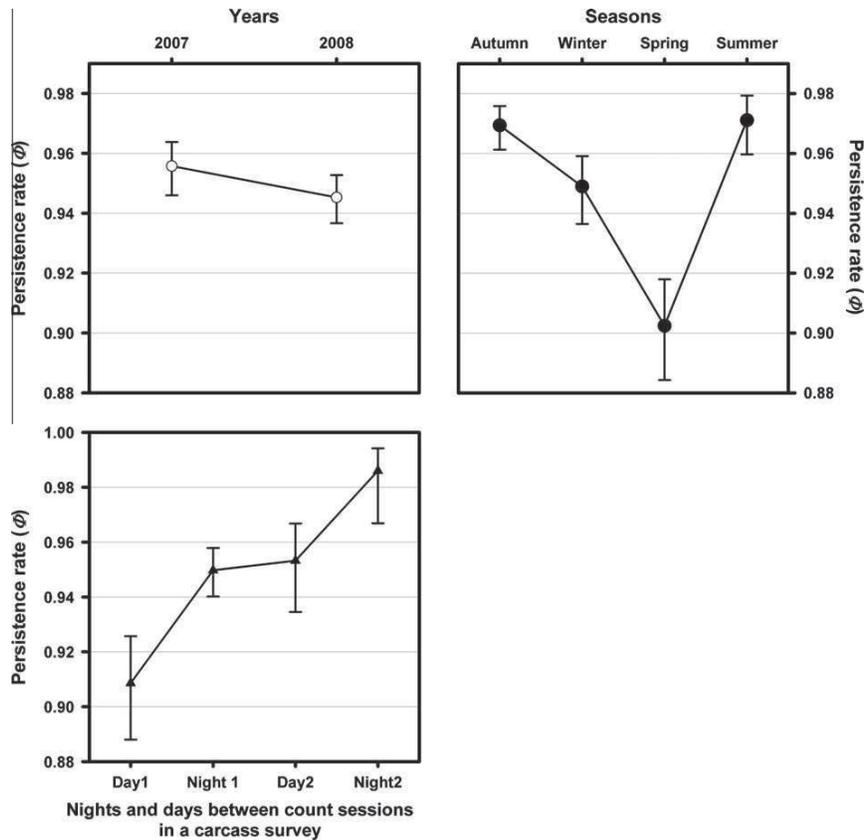


Fig. 3. Experimental carcasses persistence rate (ϕ) by year, season and inter-session periods (error bars indicate $\pm 95\%$ confidence interval) from model $\phi(\text{year}) p(g)$ (upper left plot), $\phi(\text{season}) p(g)$ (upper right plot) and from model $\phi(t) p(g)$ (lower plot).

4. Discussion

4.1. Survey methodology

In our study, as in previous European studies (Bourquin, 1983; Massemin and Zorn, 1998; Massemin et al., 1998; Fajardo, 2001; Ramsden, 2003), the road killed bird species most frequently found was the Barn Owl. Several species of passerines were also frequently killed including the European Robin, the Blackbird and the House Sparrow.

Surveys by foot seemed more efficient (328 bird carcasses recorded) than by car (220 bird carcasses recorded). Some authors

have suggested that surveys of carcasses by foot were more accurate than surveys by car (Slater, 2002; Erritzøe, 2002; Erritzøe et al., 2003). Our results suggest that this was the case for verges, but also that surveys by car were more efficient for lanes. In our study the numbers of bird carcasses detected on foot on safe lanes (where most carcasses were found) and on medium strips were similar to the numbers counted by car. This difference in efficiency for lanes and marginally for the medium strip may be due to the driver who also recorded carcasses and had a closer view of the lanes and the medium strip than the accompanying person. Two persons recording carcasses on medium strip, lanes and safe lanes by car were thus as efficient (214 carcasses found, Table 2) as only

Table 7

Annual mean number of old, fresh and total of carcasses (N) of the most numerous species found dead, counted on 10 days of surveys during a year on motorways A10, A64, A837 and A89 (totalizing 166 km); N' number of carcasses found on a year ($N' = N/(p * \Phi^8)$) and N'' of carcasses per km and per year ($N'' = (N'/1660) * 365$) both adjusted with corresponding carcass persistence ϕ and encounter p probabilities from the selected model (see Table 4: $\phi(A, \text{other orders in one group, OP}) p(-)$).

Species	Number of carcasses			Adjusted number of carcasses	
	Fresh carc	Old carc	All carc (N)	N' carc	N'' carc $\text{km}^{-1} \text{year}^{-1}$
<i>Tyto alba</i>	31.4	12.8	44.2	51.117	11.24
<i>Strix aluco</i>	4	5.1	9.1	10.166	2.24
<i>Erithacus rubecula</i>	30.7	8.2	38.9	56.437	12.41
<i>Turdus merula</i>	13.9	16.8	30.7	41.627	9.15
<i>Passer domesticus</i>	19	11.8	30.8	43.189	9.5
<i>Sylvia atricapilla</i>	15.1	1.3	16.4	24.402	5.37
<i>Turdus philomelos</i>	7.5	2.3	9.8	14.152	3.11
<i>Parus major</i>	7.9	0.5	8.4	12.545	2.76
<i>Parus caeruleus</i>	7.7	0	7.7	11.629	2.56
<i>Troglodytes troglodytes</i>	4.8	2.1	6.9	9.829	2.16

Table A1

Species killed and numbers of dead individuals detected for each motorway sections for all seasons and years.

Species killed		Motorways				
Latin name	Name	A10	A64	A837	A89	Total
	Passeriformes sp.	37	24	8	2	71
<i>Tyto alba</i>	Barn Owl	36	20	4	3	63
<i>Erithacus rubecula</i>	European Robin	25	13	12	2	52
<i>Turdus merula</i>	Blackbird	25	6	14	1	46
<i>Passer domesticus</i>	House Sparrow	6	26	1	1	34
<i>Phasianus colchicus</i>	Pheasant	14	6	5		25
<i>Sylvia atricapilla</i>	Blackcap	6	10	2	1	19
<i>Parus major</i>	Great Tit	10	1	3		14
<i>Turdus philomelos</i>	Song Thrush	8	3	1	2	14
	Bird sp.	7	5	2		14
<i>Strix aluco</i>	Towny Owl	7	2	2	2	13
<i>Falco tinnunculus</i>	Kestrel	7	2	2		11
<i>Parus caeruleus</i>	Blue Tit	3	2	4	1	10
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Wren	5	2	3		10
<i>Fringilla coelebs</i>	Chaffinch	5		2		7
	Owl sp.	4	2			6
	Raptor sp.	3	1		2	6
<i>Alcedo atthis</i>	Kingfisher	2	2	1		5
<i>Buteo buteo</i>	Buzzard	3	2			5
<i>Corvus corone corone</i>	Carion Crow	4	1			5
<i>Motacilla alba</i>	White Wagtail		3	1	1	5
	Falcon sp.	3	2			5
<i>Columba palumbus</i>	Wood Pigeon	3			1	4
<i>Emberiza citrinella</i>	Yellowhammer	2		2		4
<i>Garrulus glandarius</i>	Jay	3	1			4
<i>Prunella modularis</i>	Dunnock	3	1			4
<i>Aegithalos caudatus</i>	Long-tailed Tit	1		2		3
<i>Alectoris rufa</i>	Red-legged Partridge	1	1	1		3
<i>Asio otus</i>	Long-eared Owl		2	1		3
<i>Carduelis carduelis</i>	Goldfinch		1	1	1	3
<i>Hippolais polyglotta</i>	Melodious Warbler			2	1	3
<i>Hirundo rustica</i>	Swallow		2		1	3
<i>Pylloscopus collybita</i>	Chiffchaff	2	1			3
<i>Regulus regulus</i>	Goldcrest	2		1		3
	Partridge sp.	3				3
	Pigeon sp.		1	2		3
<i>Dendrocopos major</i>	Great Spotted Woodpecker	2				2
<i>Regulus ignicapillus</i>	Firecrest	1		1		2
<i>Streptopelia decaocto</i>	Collared Dove		1	1		2
<i>Alauda sp.</i>	Lark		1			1
<i>Anas platyrhynchos</i>	Mallard	1				1
<i>Anthus pratensis</i>	Meadow Pipit	1				1
<i>Apus apus</i>	Swift			1		1
<i>Athene noctua</i>	Little Owl				1	1
<i>Cisticola juncidis</i>	Fan-tailed Warbler			1		1
<i>Emberiza ciris</i>	Cirl Bunting		1			1
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Pied Flycatcher	1				1
<i>Muscicapa striata</i>	Spotted Flycatcher	1				1
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Black Redstart		1			1
<i>Pica pica</i>	Magpie		1			1
<i>Saxicola torquata</i>	Whinchat				1	1
<i>Scolopax rusticola</i>	Woodcock	1				1
<i>Streptopelia sp.</i>	Dove		1			1
<i>Streptopelia turtur</i>	Turtle Dove	1				1
<i>Sturnus vulgaris</i>	Starling	1				1
<i>Upupa epops</i>	Hoopoe		1			1
	Columbidae sp.			1		1
	Warbler sp.			1		1
	Gallinae sp.				1	1
Sum		250	152	85	25	512

one person counting by foot (224 carcasses found, Table 2), except for verges (respectively 6 and 104 bird carcasses found, Table 2). However, surveys by foot on verges are time consuming and limit the length of linear sections of motorways that can be surveyed. Moreover, the height of the vegetation on verges, especially during spring and summer when they are generally not mown in order to protect fauna and flora during the breeding period, may decrease the detectability of carcasses on verges. We therefore suggest that surveys by car must be complemented with surveys by foot on

sampled sub-sections to estimate the quantity of carcasses missed on the verges during car surveys.

4.2. Carrion persistence and encounter probabilities

4.2.1. Wild carcasses

There was a significant difference in carcass persistence between Strigiformes and Passeriformes, carcass persistence probability for Strigiformes being higher than for Passeriformes. This

Table B1

Estimates (\pm s.e.) of persistence (ϕ) and encounter (p) probabilities of wild birds carcasses from the selected model $\phi(\text{mtw} \times \text{season}) p(\cdot)$.

Probability	Parameters		Estimates (\pm s.e.)	95% Confidence interval	
	Motorways	Seasons		Lower	Upper.
ϕ	A10	Autumn	0.975 \pm 0.007	0.958	0.985
	A10	Winter	1.000 \pm 0.000	0.999	1.000
	A10	Spring	0.949 \pm 0.014	0.913	0.970
	A10	Summer	1.000 \pm 0.000	0.999	1.000
	A64	Autumn	0.997 \pm 0.003	0.977	1.000
	A64	Winter	0.976 \pm 0.018	0.900	0.994
	A64	Spring	0.924 \pm 0.028	0.849	0.964
	A64	Summer	0.986 \pm 0.008	0.956	0.996
	A837	Autumn	0.966 \pm 0.017	0.912	0.987
	A837	Winter	0.974 \pm 0.026	0.836	0.996
	A837	Spring	0.940 \pm 0.034	0.830	0.981
	A837	Summer	1.000 \pm 0.000	0.999	1.000
	A89	Winter	0.806 \pm 0.093	0.564	0.930
	A89	Spring	0.929 \pm 0.069	0.628	0.990
	A89	Summer	0.975 \pm 0.026	0.827	0.997
	A89	Autumn	1.000 \pm 0.000	0.999	1.000
	p		–	0.957 \pm 0.007	0.941

Table C1

Modelling the effect of year (year), season (season) and motorway (mtw) on each encounter session on encounter (p) and persistence (ϕ) probabilities of experimental bird carcasses. g = All sub-populations; t = time (encounter session); Δ AICc = difference in AICc; w = AICc weight; np = number of parameters; Dev = deviance.

Probability	Model	Δ AICc	w	np	Dev	
Encounter	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{g})\}$	0.0000	0.5836	105	106.32	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{year} \times \text{season})\}$	1.1432	0.3295	93	133.06	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{season})\}$	5.2546	0.0422	88	147.78	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{mtw} \times \text{year})\}$	5.3346	0.0034	92	139.37	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{year})\}$	10.2703	0.0003	87	154.91	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{season} \times \text{t})\}$	15.0861	0.0002	100	132.10	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{mtw} \times \text{season})\}$	15.6266	0.0002	100	132.64	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{year} \times \text{t})\}$	16.2522	0.0000	96	141.79	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{year} \times \text{season} \times \text{t})\}$	23.2941	0.0000	120	97.34	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{mtw} \times \text{year} \times \text{t})\}$	24.8082	0.0000	116	107.49	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{mtw})\}$	34.7414	0.0000	88	177.26	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{t})\}$	38.9974	0.0000	88	181.52	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\cdot)\}$	41.0627	0.0000	85	189.93	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{mtw} \times \text{t})\}$	43.5459	0.0000	100	160.56	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t}) p(\text{g} \times \text{t})\}$	79.1609	0.0000	168	47.72	
	$\{\phi(\text{g} \times \text{t})\}$	79.8661	0.0000	148	92.79	
	$p(\text{mtw} \times \text{season} \times \text{t})\}$					
	Persistence	$\phi(\text{year} \times \text{season} \times \text{t}) p(\text{g})$	0.0000	0.7589	57	164.51
		$\phi(\text{season} \times \text{t}) p(\text{g})$	2.2938	0.2411	37	208.04
		$\phi(\text{mtw} \times \text{season} \times \text{t}) p(\text{g})$	24.2632	0.0000	85	130.13
$\phi(\text{year} \times \text{season}) p(\text{g})$		42.5964	0.0000	30	262.65	
$\phi(\text{mtw} \times \text{season}) p(\text{g})$		44.9576	0.0000	37	250.75	
$\phi(\text{g}) p(\text{g})$		47.9262	0.0000	42	243.41	
$\phi(\text{season}) p(\text{g})$		49.4363	0.0000	25	279.67	
$\phi(\text{year} \times \text{t}) p(\text{g})$		64.9533	0.0000	33	278.88	
$\phi(\text{mtw} \times \text{t}) p(\text{g})$		68.7620	0.0000	37	274.51	
$\phi(\text{t}) p(\text{g})$		71.3803	0.0000	25	301.61	
$\phi(\text{mtw} \times \text{year} \times \text{t}) p(\text{g})$		84.8495	0.0000	53	257.65	
$\phi(\text{mtw}) p(\text{g})$		120.4782	0.0000	25	350.71	
$\phi(\text{year}) p(\text{g})$		120.9014	0.0000	24	353.17	
$\phi(\cdot) p(\text{g})$		123.3860	0.0000	22	359.71	
$\phi(\text{mtw} \times \text{year}) p(\text{g})$		123.6931	0.0000	29	345.78	

was coherent with the species-specific body mass effect on carcass persistence probability. The quadratic effect of body mass on persistence probability may be due to scavengers removing the heaviest carcasses from the pavement, which cannot be eaten rapidly. Smallest carcasses may have been pushed away by the wind generated by traffic and remained hidden in vegetation on the edge of the pavement. Passerine carcasses are thus underestimated compared to the other orders during surveys because of their lower persistence probability. These findings are coherent with those

obtained in previous studies showing that small birds disappeared after 1.2 ± 0.4 days, and larger birds after 2.1 ± 0.7 days (Korhonen and Nurminen, 1987), although our results show longer persistence possibly due to the fact that Korhonen and Nurminen (1987) conducted their study in spring and summer when persistence is lower. Similarly, Ponce et al. (2010) observed under power lines in Spain that 85.7% of very small carcasses disappeared within 2 days, while only 78.8% of medium and 73.6% of large corpses disappeared within the same period. This size-related disappearance rate was described in other studies on motorways (Erritzøe, 2002; Erritzøe et al., 2003), as well as in surveys on carcasses after oil spills (Flint et al., 1999; Ford and Zafonte, 2009). Passeriformes may also be underestimated because of their lower detection probability (Erritzøe, 2002; Erritzøe et al., 2003), although we did not detect such an effect in our study.

The age of the carcass affected equally the persistence probability of all groups. Old carcasses were more persistent than fresh ones. It might be more difficult for scavengers to use old carcasses that are distorted, less recognisable, and more or less encrusted in the road surface. The age effect on carcasses persistence was also observed in another study, varying between seasons (Flint et al., 2010).

Persistence probabilities of wild carcasses (but not their encounter probabilities) differed between seasons, and was lower in spring compared to other seasons. Seasonal variations in persistence probabilities of carcasses were notably noticed in the case of wind turbine studies and disease surveillance (Young et al., 2003; Fiedler, 2004; Prosser et al., 2008; Flint et al., 2010). However, no seasonal variation in carcasses persistence was observed in a study on power lines in Spain (Ponce et al., 2010), suggesting that the scavenging activity may vary with latitude but also among local environmental characteristics. Because of seasonal variations in persistence and/or encounter probabilities, naïve estimates of mortality from surveys conducted any time during the year may underestimate the number of road casualties, and consequently the potential impact on population dynamics. In our study, since carcass persistence probability was smaller in spring, naïve estimates of mortality in spring are probably biased low.

Estimates of persistence probability from wild carcasses suggest that scavenger activity was maximal during spring. Scavenging activity during the day was mainly due to Magpies (*Pica pica*), Carrion Crows (*C. corone corone*), Common Buzzards (*Buteo buteo*) and Black kites (*M. migrans*) (Guinard, pers. obs.), as also noted in other studies (Mason and MacDonald, 1995; Slater, 2002; Erritzøe, 2002; Erritzøe et al., 2003). During the night, scavengers were

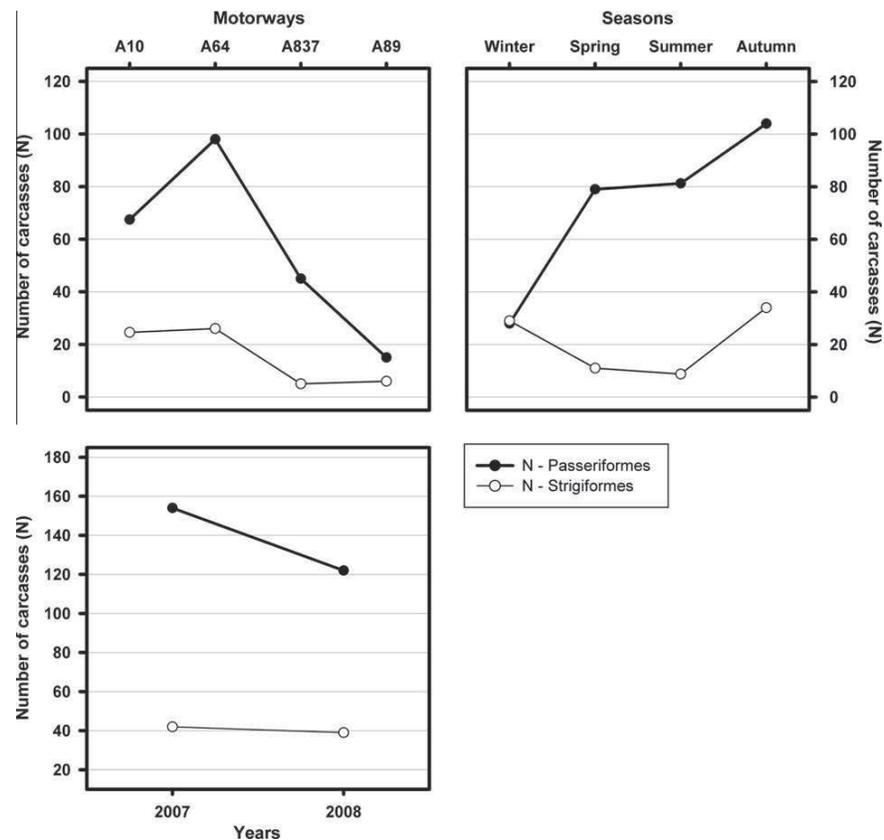


Fig. D1. Numbers N of Passeriformes and Strigiformes carcasses found on the four motorways, by season and year from all naïve carcass surveys on 2007 and 2008.

probably mammals such as those found dead in the study area during count sessions from 2006 to 2009 (Guinard, unpublished results): Stone Marten (*Martes foina*) ($n = 12$ carcasses), Pine Marten (*M. martes*) ($n = 4$ carcasses), European Polecat (*Mustela putorius*) ($n = 19$ carcasses), Least Weasel (*Mustela nivalis*) ($n = 9$ carcasses), Fox (*Vulpes vulpes*) ($n = 9$ carcasses), Cat (*Felis catus*) ($n = 4$ carcasses), Common Genet (*Genetta genetta*) ($n = 2$ carcasses) or Badger (*Meles meles*) ($n = 2$ carcasses). These species, also mentioned in other studies, are mainly nocturnal (Howes, 1977; Slater, 2002; Erritzøe, 2002; Erritzøe et al., 2003; Wilson and Mittermeier, 2009).

The peak of scavenging activity coincided with the period during which both mammalian and avian scavengers reared their young (Prosser et al., 2008). The lowest scavengers' activity period was at the end of summer and in autumn, increasing slightly in winter. During winter, mammalian scavengers are probably less active (Wilson and Mittermeier, 2009) but the food shortage during that season may force bird scavengers to increase their foraging effort. As previously shown (Selva et al., 2003, 2005; Selva and Fortuna, 2007), carrion supply is more predictable in winter, and this represents a crucial food resource for scavengers in that season, even if the quantity of carcasses during winter is low compared to the other seasons (Guinard, unpublished data).

Passeriformes carcasses were more numerous than Strigiformes carcasses as previously observed (Hodson, 1960; Hodson and Snow, 1965; Erritzøe et al., 2003). The peak in Passeriformes carcass numbers (in autumn) was late compared to previous studies which generally show a peak in summer (Erritzøe et al., 2003). The peak in Strigiformes carcass numbers was in autumn and

winter as found in previous studies (Massemin and Zorn, 1998), but the seasonal effect was less marked than for Passerines.

Birds were more killed on A10 and A64, probably because the traffic intensity was higher in these motorways compared to A837 and A89 (35000 veh. day⁻¹ vs. 8000 veh. day⁻¹), confirming also results from some other studies (Erritzøe et al., 2003). The mortality rates due to traffic found in our study (Table 7) are within the same order of magnitude than those found in other studies: 10.8 House Sparrow carcasses km⁻¹ year⁻¹ (Hell et al., 2005) and 10.9 House Sparrow carcasses km⁻¹ year⁻¹ (Orlowski, 2008).

Because the factors expected to affect encounter and persistence probabilities were tested in different analyses, some of the results of a given analysis may be confounded by the factors not considered (e.g. the analysis addressing the effect of year, season and motorway might be confounded by the body size of the birds found). Although there was a limitation on the number of groups we could define to test all these aspects, plots of the number of carcasses found for Passeriformes and Strigiformes as a function of year, season or motorway (see Appendix D, Fig. D1) do not suggest strong confounding effects.

Finally, it should be noted that our estimates of encounter probability were obtained from carcasses immediately positioned and marked after their discovery. These carcasses may have been easier to detect during the following encounter occasions of a same survey. Therefore our encounter probabilities may be overestimated, which implies that the number of carcasses may still be underestimated. Future studies may estimate encounter probability without marking carcasses or use less conspicuous marks to obtain less biased estimates.

4.2.2. Experimental carcasses

Two-day-old dead chickens, used in this study to measure scavenging activity, are known to be attractive baits (Slater, 2002), which could generate overestimation of the scavenging activity. However, persistence probabilities of Passeriformes (wild carcasses) and experimental carcasses did not differ, indicating that 2-day-old dead chickens may be adequate to estimate scavenger activity in our study area. Experimental carcasses were more encountered than wild carcasses probably because they were disposed more regularly and therefore easier to detect.

Interannual differences in persistence rate of experimental carcasses and so in scavenging activity were not observed on motorways in previous studies. Carcass availability is known to influence scavengers density and activity (Knight et al., 1995; Roen and Yahner, 2005; Rösner and Selva, 2005; Margalida et al., 2007), notably on roads and motorways (Bautista et al., 2004; Lambertucci et al., 2009). The number of carcasses varying annually (Joveniaux, 2005), as well as densities of scavengers, we may expect interannual variations in persistence rates of carcasses. A year with a poor availability of carcasses because of a bad breeding season for example, would increase competition among scavengers which could result in a lower persistence probability.

Persistence rates during diurnal periods were lower than those of nocturnal periods. As described above, diurnal scavengers were mainly birds (Guinard, pers. obs.; Slater, 2002; Erritzøe, 2002; Erritzøe et al., 2003) and their foraging activity on carcasses was probably higher than the one of nocturnal mammalian scavengers (Antworth et al., 2005). Birds are more efficient in finding carcasses because they fly and can detect them farther than a ground foraging mammal (Rösner and Selva, 2005). Daily variations in persistence rates differed between seasons and years. Annual and seasonal variations may be due for example to the variation in scavenger abundance and/or foraging efforts. Cold winters in certain years could push scavengers to forage more on motorways because of a global lack of food.

One may suggest that by placing experimental carcasses at regular intervals, is it possible that we saturated the local scavenger community such that they were less likely to remove any given carcass, artificially affecting carcass persistence probabilities. However, mean densities of wild carcasses (all vertebrates included) were 0.44 carcass. km⁻¹ for A89, 1.29 for A837, 1.45 for A10 and 2.35 for A64 (Guinard, unpublished results). Except for A89, densities in wild carcasses were higher than those in experimental carcasses (1 chicken km⁻¹ per survey). We can thus exclude the possibility of saturating the local scavenger community with experimental carcasses.

5. Conclusion

Many factors must be taken into account in carcass surveys to obtain unbiased abundance estimates. Taking into account encounter and persistence probabilities of carcasses will permit to obtain more concise mortality estimates in animal populations. The high seasonal variations in scavenging activity suggests that this factor must be taken into account in carcass surveys on motorways, scavengers activity having a strong effect on mortality estimates and especially on those concerning Passeriformes. For example, a 10% and indeed 30% underestimation in traffic mortality rate of an endangered animal population, which could potentially results from a low encounter and/or persistence probability, could have significant implications in population dynamic modelling and potentially on proposed management strategies. To do so, surveys of carcasses on motorways should be done at least once per season, and it is necessary to perform multiple counts (≥ 3) in a survey to measure persistence and encounter probabilities.

If possible, weekly (or at least monthly) carcass surveys (with trained persons to avoid encounter bias) should also be conducted on several motorways during several years for a better understanding of the annual variations in carcass persistence rate. In the light of our results we also suggest to realise surveys by car on motorway sections longer than 15–20 km each, and to perform surveys by foot on shorter sections. Indeed, to study the effects of verges (vegetation), road profile (buried, raised, level and mixed) and neighbouring landscape on road mortalities with the aim of proposing mitigation measures, we need long distances to be sampled for inference. Given that we found clear differences between surveys by foot and by car and that surveys by foot cannot be managed on distances longer than 20 km, we recommend a double sampling approach where short surveys by foot are used to correct estimates obtained from surveys by car made on long distances. As small carcasses disappear faster than bigger one, a measurement of size and “age” distribution of the carcass population should be included in traffic mortality analyses. Combining such estimations with bird population sampling in neighbouring areas, recording habitat variables such as motorway profile and vegetation structure and traffic measurement, could contribute to explain, predict, and eventually to mitigate the mortality of wild animals due to motorways. Finally, using experimental carcasses such as 2-day-old chickens may be a valuable technique to measure scavenging activity.

Acknowledgements

We are indebted to Patrice Dubois, Didier Labat, Lionel Ferreira, Géraldine Audié-Lièbert, Valérie Jakubowski, Patrick Tauzin, and all students (Beatriz Gallardo, Guillaume Damour, Franck Pinçon and Tiphaine Pellegrin) who bravely participated in those dangerous surveys. We are grateful to Roger Prodon and Frédéric Jiguet for their advices, to our colleagues of traffic and mobility team of CETE SO and to ASF motorway society (Autoroutes du Sud de la France), the DIR Sud-Ouest (SIR de Carbonne) and SETRA for their help, facilities on their motorways sections and funds. Finally, we are grateful to three anonymous reviewers who efficiently helped us to improve this article. This study was funded by DGITM/DIT/DRN3, a department of transportation of the MEDDTL (French Ministry of Ecology, Sustainable Development, Transportation and Housing).

Appendix A

See Table A1.

Appendix B

See Table B1.

Appendix C

See Table C1.

Appendix D

See Fig. D1.

References

- Antworth, R.L., Pike, D.A., Stevens, E.E., 2005. Hit and run: effects of scavenging on estimates of roadkilled vertebrates. *Southeast. Nat.* 4 (4), 647–656.
- Bautista, L.M., Garcia, J.T., Calmaestra, R.G., Palacin, C., Martin, C.A., Morales, M.B., Bonal, R., Vinuela, J., 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conserv. Biol.* 18 (3), 726–732.

- Bennett, A.F., 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty, Chipping Norton, Australia.
- Bourquin, J.D., 1983. Mortalité des rapaces le long de l'autoroute Genève-Lausanne. *Nos Oiseaux* 37, 149–169.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach*, vol. 2. Springer, New-York, USA, 488 p.
- Byrd, G.V., Reynolds, J.H., Flint, P.L., 2009. Persistence rates and detection probabilities of bird carcasses on beaches of Unalaska Island, Alaska, following the wreck of the M/V Selendang Ayu. *Mar. Ornithol.* 37, 197–204.
- Choquet, R., Reboulet, A.-M., Lebreton, J.D., Gimenez, O., Pradel, R., 2005. U-Care 2.2, User's Manual. CEFÉ, Montpellier, France, 53 p.
- Erickson, W.P., Johnson, G.D., Young, D.P., 2005. A Summary and Comparison of Bird Mortality from Anthropogenic Causes with an Emphasis on Collision. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSWGTR, vol. 191, pp. 1029–1042.
- Erritzoe, J., 2002. Bird Traffic Casualties and Road Quality for Breeding Birds. <<http://www.birdresearch.dk/unilang/traffic/trafik.htm>>.
- Erritzoe, J., Mazgajski, T.D., Rejt, L., 2003. Bird casualties on European roads – a review. *Acta Ornithol.* 38 (2), 77–93.
- Fajardo, I., 2001. Monitoring non-natural mortality in the Barn Owl (*Tyto alba*), as an indicator of land use and social awareness in Spain. *Biol. Conserv.* 97, 143–149.
- Fiedler, J.K., 2004. Assessment of Bat Mortality and Activity at Buffalo Mountain Windfarm, Eastern Tennessee. A Thesis Presented for the Master of Science Degree, The University of Tennessee, Knoxville.
- Flint, P.L., Fowler, A.C., Rockwell, R.F., 1999. Modelling bird mortality associated with the MV Citrus oil spill off St. Paul Island, Alaska. *Ecol. Modell.* 117, 261–267.
- Flint, P.L., Lance, E.W., Sowl, K.M., Donnelly, T.F., 2010. Estimating carcass persistence and scavenging bias in a human-influenced landscape in western Alaska. *J. Field Ornithol.* 81 (2), 206–214.
- Ford, R.G., 2006. Using beached bird monitoring data for seabird damage assessment: the importance of search interval. *Mar. Ornithol.* 34, 91–98.
- Ford, R.G., Zafonte, M.A., 2009. Scavenging of seabird carcasses at oil spill sites in California and Oregon. *Mar. Ornithol.* 37, 205–211.
- Forman, R.T.T., Alexander, L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, 207–231.
- Hell, P., Plavý, R., Slamečka, J., Gašparík, J., 2005. Losses of mammals (Mammalia) and birds (Avia) on roads in the Slovak part in the Danube Basin. *Eur. J. Wildl. Res.* 51, 35–40.
- Hodson, N.L., 1960. A survey of vertebrate road mortality 1959. *Bird Study* 7 (4), 224–231.
- Hodson, N.L., Snow, D.W., 1965. The road death enquiry, 1960–1961. *Bird Study* 12, 90–98.
- Howes, C.A., 1977. A survey of the food habits of stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis*. *Yorks. Nat.* 102, 117–121.
- Hurvich, C.M., Tsai, C.-L., 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76, 297–307.
- Johnson, G.D., Perlik, M.K., Erickson, W.P., Strickland, M.D., 2004. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant Minnesota. *Wildl. Soc. Bull.* 32 (4), 1278–1288.
- Joveniaux, A., 2005. Apports et limites des méthodes de dénombrement des oiseaux dans le cas de l'observatoire d'A39. Acte de colloque scientifique: Les observatoires autoroutiers et d'infrastructures linéaires: incidences environnementales et socio-économiques à partir du cas de l'A39. Autoroutes Paris-Rhin-Rhône, pp. 62–64.
- Knight, R.L., Heather, A.L., Knight, R.J.C., 1995. Common ravens and number and type of linear rights-of-way. *Biol. Conserv.* 74, 65–67.
- Korhonen, K., Nurminen, L., 1987. Traffic deaths of animals on the Kuopio–Siilinjärvi Highway in eastern Finland. *Aquilo Ser. Zool.* 25, 9–16.
- Kostecke, R.M., Linzy, G.M., Bleier, W.J., 2001. Dogs increase recovery of passerine carcasses in dense vegetation. *Wildl. Soc. Bull.* 29 (1), 292–296.
- Lambertucci, S.A., Speziale, K.L., Rogers, T.E., Morales, J.M., 2009. How do roads affect the habitat use of an assemblage of scavenging raptors? *Biodivers. Conserv.* 18, 2063–2074.
- Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J., Anderson, D.R., 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62, 67–118.
- Lodé, T., 2000. Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio* 29 (3), 163–166.
- Margalida, A., García, D., Cortés-Avizanda, A., 2007. Factors influencing the breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Anim. Biodivers. Conserv.* 30 (2), 189–200.
- Mason, C.F., MacDonald, S.M., 1995. Corvids feeding on carrion. *Bird Study* 42, 255–256.
- Massemin, S., Zorn, T., 1998. Highway mortality of Barn Owls in Northeastern France. *J. Raptor Res.* 32 (3), 229–232.
- Massemin, S., Le Maho, Y., Handrich, Y., 1998. Seasonal pattern, age, sex and body condition of Barn owls *Tyto alba* killed on motorways. *Ibis* 140, 70–75.
- Morrison, M., 2002. Searcher Bias and Scavenging Rates in Bird/Wind Energy Studies. NREL/SR-500-30876, 9 p.
- Mumme, R.L., Schoech, S.J., Woolfenden, G.E., Fitzpatrick, J.W., 2000. Life and death in the fast lane: demographic consequences of road mortality in the Florida Scrub-Jay. *Conserv. Biol.* 14 (2), 501–512.
- Munilla, I., Arcos, J.M., Oro, D., Álvarez, D., Leyenda, P.M., Velando, A., 2011. Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere* 2 (7), 83 (art).
- Orłowski, G., 2005. Factors affecting road mortality of the Barn Swallows *Hirundo rustica* in farmland. *Acta Ornithol.* 40, 17–125.
- Orłowski, G., 2008. Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. *Landscape Urban Plan.* 86, 153–161.
- Page, G.W., Carter, H.R., Ford, R.G., 1990. Numbers of seabirds killed or debilitated in the 1986 Apex Houston oil spill in central California. *Stud. Avian Biol.* 14, 164–174.
- Ponce, C., Alonso, J.C., Argandoña, G., Carcia Fernández, A., Carrasco, M., 2010. Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Anim. Conserv.*, 1–10.
- Prosser, P., Nattrass, C., Prosser, C., 2008. Rate of removal of bird carcasses in arable farmland by predators and scavengers. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 71, 601–608.
- R Development Core Team, 2004. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
- Ramsden, D.J., 2003. Barn Owls and Major Roads: Results and Recommendations from a 15 years Research Project. The Barn Owl Trust, Ashburton.
- Reijnen, M.J.S.M., Foppen, R.P.B., 1991. Effect van wegen met autoverkeer op de dichtheid van broedvogels: hoofdrapport. IBN-Rapport, No. 91/1. DLO-Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Reijnen, R., Foppen, R., 1994. The effect of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *J. Appl. Ecol.* 31, 85–94.
- Reijnen, R., Foppen, R., ter Braak, C., Thisen, J., 1995. The effects of traffic on the density of breeding birds in dutch agricultural grasslands III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *J. Appl. Ecol.* 32, 187–202.
- Roen, K.T., Yahner, R.H., 2005. Behavioral responses of avian scavengers in different habitats. *Northeastern Nat.* 12 (1), 103–112.
- Rösner, S., Selva, N., 2005. Use of the bait-marking method to estimate the territory size of scavenging birds: a case study on ravens *Corvus corax*. *Wildl. Biol.* 11, 183–191.
- Rytwinski, T., Fahrig, L., 2007. Effect of road density on abundance of mice-footed mice. *Landscape Ecol.* 22, 1501–1512.
- Seiler, A., 2001. Ecological Effects of Roads. A Review. Introductory Research Essay No. 9, Dept. Conserv. Biol., SLU, Uppsala.
- Selva, N., Fortuna, M.A., 2007. The nested structure of a scavenger community. *Proc. Biol. Sci.* B 274, 1101–1108.
- Selva, N., Jedrzejevska, B., Jedrzejewski, W., Wajrak, A., 2003. Scavenging on European bison carcasses in Białowieża Primeval Forest (eastern Poland). *Écoscience* 10, 303–311.
- Selva, N., Jedrzejevska, B., Jedrzejewski, W., Wajrak, A., 2005. Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Can. J. Zool.* 83, 1590–1601.
- Slater, F.M., 2002. An assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecol.* 3, 33–42.
- Smallwood, K.S., 2007. Estimating wind turbine-caused bird mortality. *J. Wildl. Manage.* 71, 2781–2791.
- Stevens, B.S., Reese, K.P., Connelly, J.W., 2011. Survival and detectability bias of avian fence collision surveys in sagebrush steppe. *J. Wildl. Manage.* 75, 437–449.
- Stewart, P.A., 1971. Persistence of remains of birds killed on motor highways. *Wilson Bull.* 83 (2), 203–204.
- Van der Zande, A.N., Ter Keurs, J., Van der Weijden, W.J., 1980. The impact of the roads on the density of four bird species in an open field habitat – evidence of a long distance effect. *Biol. Conserv.* 18, 299–321.
- White, G.C., Burnham, K.P., 1999. Program Mark: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (Suppl.), 120–139.
- Wilson, D.E., Mittermeier, R.E. (Eds.), 2009. *Handbook of the Mammals of the World (HMW) – vol. 1, Carnivores*. Lynx Edicions (Barcelona, Spain), 728 p.
- Young, Jr. D.P., Erickson, W.P., Strickland, M.D., Good, R.E., Sernka, K.J., 2003. Comparison of Avian Responses to UV-Light-Reflective Paint on Wind Turbines – Subcontract Report July 1999 – December 2000. NREL/SR-500-32840, 67 p.

Annexe D. Abondance annuelle brute de cadavres sur les quatre autoroutes

Tableau D : Abondance annuelle de cadavres des oiseaux les plus tués par le trafic autoroutier calculées à partir des données brutes relevées sur les quatre autoroutes et toutes les sessions de comptage en voiture.

Autoroute	A10										A64										A837										A89										Abondance de cadavres.km ⁻¹ .an ⁻¹													
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	Moyenne	s.e.	Intervalle confiance 95%															
Longueur section autoroutière (km)	55																																								40		32		42		Nb jours / session : 2,5*		Nb comptages / session : 5**		Borne <		Borne >	
Session	A	H	P	A	E	H	P	A	E	H	P	A	E	H	P	A	E	H	P	A	E	H	P	A	E	H	P	A	E	H	P	A	E	H	P	A	E	H	P	A														
<i>T. alba</i>	6	3	3	8	1	8	3	4	11	1	6	2	0	0	3	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1,878	0,438	1,020	2,737														
<i>E. rubecula</i>	12	0	0	5	1	0	0	7	13	0	0	0	1	4	1	1	5	0	0	0	2	1,672	0,560	0,574	2,769																													
<i>T. merula</i>	1	0	3	9	1	2	2	7	1	4	1	0	2	4	1	2	5	1	0	0	0	1,482	0,337	0,822	2,142																													
<i>P. domesticus</i>	0	0	3	1	1	0	1	0	10	16	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1,132	0,632	0,000	2,370																													
<i>S. atricapilla</i>	0	0	3	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0,619	0,270	0,090	1,148																													
<i>P. major</i>	0	0	0	2	0	0	0	1	1	0	1	0	2	0	0	2	0	1	0	0	0	0,418	0,163	0,098	0,738																													
<i>T. philomelos</i>	0	1	2	0	1	0	2	2	3	3	0	7	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0,416	0,128	0,165	0,667																													
<i>S. aluco</i>	2	1	0	2	2	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0,400	0,098	0,208	0,591																													
<i>P. caeruleus</i>	0	0	2	4	0	0	4	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0,352	0,129	0,099	0,606																													
<i>T. troglodytes</i>	2	0	0	2	0	0	0	1	2	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0,326	0,125	0,081	0,572																													

*Nb jours / session : durée en nombre de jours de chaque session de comptage de cadavre, comprenant systématiquement 2,5 jours, avec pour rappel une session de comptage par saison

**Nb comptages / session : nombre de comptage par session de comptage, au nombre de 5 par session, soit un comptage par demi-journée

Saison A : automne, H : hiver, P : printemps, E : été

(Voir chapitre méthodologique Partie II :Chap. 4 :2.3)

Annexe E. Tableau des effectifs bruts spécifiques de cadavres de Passeriformes et des facteurs biologiques de chacune des espèces considérées sur la totalité des autoroutes étudiées (A10, A837 et A89)

Nmort_printete	Ntues_ttsaisons	codeSTOC	Densité-		MigrSed	Regim_alim	Dist_Decoll	Ib8	Ib6	Tx_capture_	
			Distance	Densité_STOC						STOC	STOC
2	3	CARCAR	1,027	29,671	S	V	7,66	0,64	0,69	0,04	0,04
0	0	CARCHL	0,191	19,383	S	V	7,1	0,54	0,63	0,07	0,07
6	65	ERIRUB	0,215	30,682	S	O	5,43	0,73	0,65	0,89	0,89
3	9	FRICOE	0,179	52,341	S	V	8,92	0,51	0,54	0,33	0,33
0	1	LUSMEG	0,154	19,17	M	I	16	0,69	0,75	0,92	0,92
0	12	PARCAE	0,453	39,123	S	O	6,12	0,75	0,62	0,44	0,44
6	14	PARMAJ	0,24	44,14	S	O	5,59	0,64	0,49	0,58	0,58
6	15	PASDOM	0,561	62,85	S	V	3,39	0,66	0,67	0,1	0,1
1	4	PHYCOL	0,303	31,844	M	I	6,71	0,84	0,77	0,61	0,61
1	6	STUVUL	0,624	28,102	S	V	14,66	0,42	0,47	0,04	0,04
7	13	SYLATR	0,289	52,933	S	O	6,03	0,76	0,71	0,5	0,5
0	0	SYLCOM	0,241	10,907	M	O	7,95	0,69	0,76	0,77	0,77
1	12	TROTRO	0,29	35,011	S	I	5,81	1,02	0,9	0,64	0,64
13	93	TURMER	0,197	31,506	S	O	7,76	0,63	0,6	0,76	0,76

Annexe F. Tableau des effectifs spécifiques de cadavres de Passeriformes pondérés par les densités STOC spécifiques, et traits biologiques des espèces considérées

Nmort_prnEte_200809	Tue_Viv_STOC_PrnEte	InD	DensitéSTOC	codeSTOC	MigrSed	Regim_alim	Dist_Decoll	Ib8	Ib6	Tx_capture_STOC
3	0,101	-1,876	29,671	CARCAR	S	V	7,66	0,64	0,69	0,04
0	0	-2,953	19,383	CARCHL	S	V	7,1	0,54	0,63	0,07
0	0	-2,953	13,184	CERBRA	S	I	7,61	0,83	0,69	0,68
2	0,327	-0,97	6,117	EMBCIR	S	V	NA	0,62	0,63	0,49
47	1,532	0,46	30,682	ERIRUB	S	O	5,43	0,73	0,65	0,89
5	0,096	-1,913	52,341	FRICOE	S	V	8,92	0,51	0,54	0,33
4	0,294	-1,06	13,594	HIPPOL	M	I	8	0,73	0,71	0,4
1	0,052	-2,26	19,17	LUSMEG	M	I	16	0,69	0,75	0,92
0	0	-2,953	5,384	MILCAL	S	O	12,59	0,52	0,59	0,03
10	0,256	-1,178	39,123	PARCAE	S	O	6,12	0,75	0,62	0,44
8	0,181	-1,455	44,14	PARMAU	S	O	5,59	0,64	0,49	0,58
11	0,175	-1,482	62,85	PASDOM	S	V	3,39	0,66	0,67	0,1
0	0	-2,953	13,71	PHOOCH	S	I	6,78	0,57	0,53	0,43
4	0,126	-1,727	31,844	PHYCOL	M	I	6,71	0,84	0,77	0,61
3	0,228	-1,272	13,16	PRUMOD	S	I	5,51	0,63	0,65	1,08
0	0	-2,953	10,433	SERSER	M	V	NA	0,68	0,72	0,12
6	0,214	-1,325	28,102	STUVUL	S	V	14,66	0,42	0,47	0,04
10	0,189	-1,423	52,933	SYLATR	S	O	6,03	0,76	0,71	0,5
0	0	-2,953	10,907	SYLCOM	M	O	7,95	0,69	0,76	0,77
7	0,2	-1,378	35,011	TROTRO	S	I	5,81	1,02	0,9	0,64
76	2,412	0,902	31,506	TURMER	S	O	7,76	0,63	0,6	0,76
16	2,705	1,014	5,916	TURPHI	S	O	11,4	0,45	0,48	0,46

Annexe G. Densité absolue des Passeriformes en 2009

La densité absolue a été calculée en 2009 pour les espèces dont le nombre de contacts étaient supérieur à 30. La distribution des distances pour lesquelles les oiseaux ont été contactés (vus ou entendus) est indiquée dans la Figure C suivante :

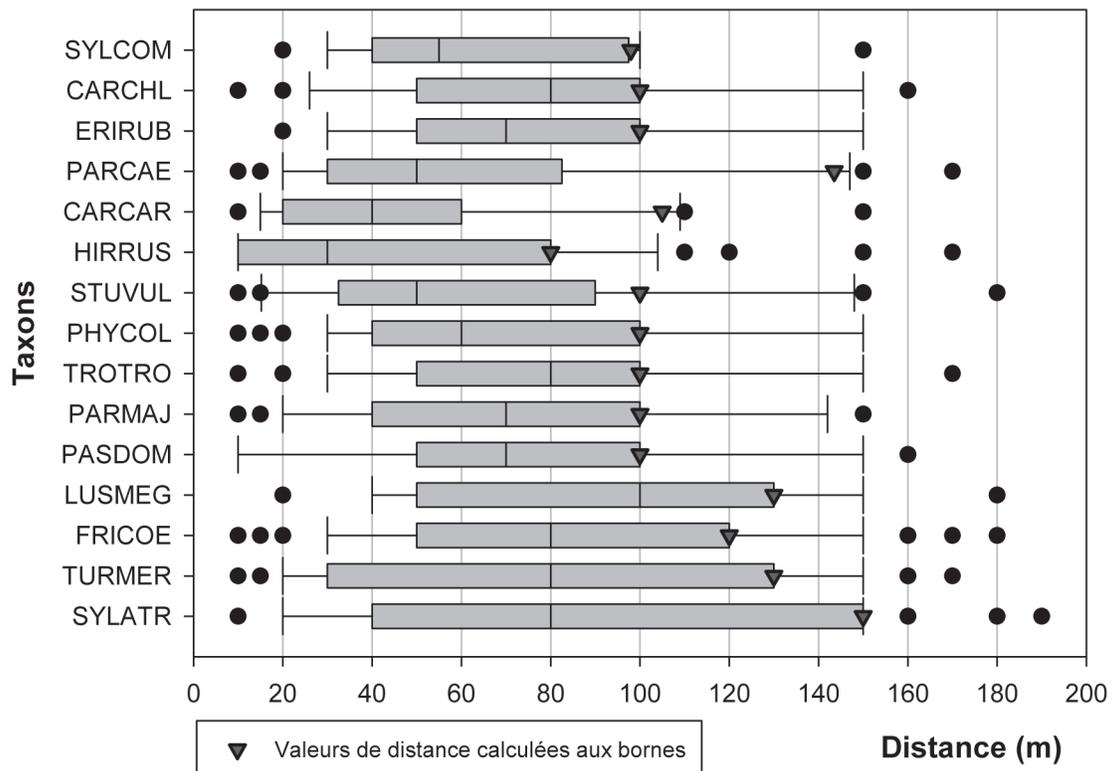


Figure G : Distribution de la variable distance (m) d'observations des taxons de Passereaux avec un nombre de contacts ≥ 30 , avec leur valeur de distance spécifique aux bornes (▼) calculée après troncature ($1,75 \times$ percentile 75% si $< sd$ ou percentile 75% si $1,75 \times$ percentile 75% $> sd$).

Les valeurs de distance aux bornes calculées comme décrit dans le chapitre 2.1.4 dans le chapitre méthodes seront les valeurs de troncature (Annexe E Tableau E1 et Figure E) pour le calcul des densités absolues avec le logiciel DISTANCE.

Tableau G1 : Densités absolues ($D \cdot ha^{-1}$) des individus oiseaux calculées pour les espèces dont le nombre de contacts ≥ 30 obtenues à partir des distances aux bornes avec les meilleurs modèles de calcul de densité

ESPECES	Distances bornes (m)	Modèle	$D \cdot ha^{-1}$	D LCL	D UCL	D CV	GOF Chi-p	P	PCV
CARCAR	105	Half cos i6m	1,027	0,776	1,485	0,161	0,990	0,18	0,16
CARCHL	100	Unif simp i5m	0,191	0,122	0,301	0,223	0,907	0,69	0,22
ERIRUB	100	Unif cos left10 i5m	0,215	0,151	0,306	0,306	0,999	0,61	0,17
FRICOE	120	Unif simp left10 i6m	0,179	0,151	0,213	0,086	0,966	0,51	0,09
HIRRUS*	80	Unif simp left9 i9m	353,600				0,402	0,08	0,12
LUSMEG	130	Unif herm i4mter	0,154	0,117	0,203	0,135	0,962	0,51	0,13
PARCAE	143,5	Unif simp i6m	0,453	0,346	0,594	0,135	0,776	0,16	0,13
PARMAJ	100	Unif herm i4mbis	0,240	0,181	0,318	0,142	0,829	0,57	0,14
PASDOM	100	Unif cos i4m	0,561	0,427	0,783	0,154	0,943	0,45	0,13
PHYCOL	100	Half herm i4m	0,303	0,205	0,447	0,196	0,944	0,42	0,20
STUVUL	100	Unif cos i7m	0,624	0,488	0,797	0,123	0,998	0,37	0,11
SYLATR	150	Half cos 5mbis	0,289	0,183	0,455	0,232	0,824	0,24	0,23
SYLCOM	98	Half simp i5m	0,241	0,195	0,298	0,103	0,929	0,57	0,10
TROTRO	100	Unif cos i4m	0,290	0,205	0,408	0,173	0,989	0,45	0,17
TURMER	130	Unif cos left11 i4mbis	0,197	0,150	0,258	0,135	0,763	0,37	0,13

Densité des individus par ha ($D \cdot ha^{-1}$), Densité des individus en limite de confiance (D LCL), Densité des individus en limite de confiance supérieure (D UCL), Coefficient de variance de la densité (D CV), Test de Chi2 d'ajustement (GOF Chi p), Probabilité de détection (P), coefficient de variance de la probabilité de détection (PCV).

* La valeur de densité absolue de l'Hirondelle rustique (*Hirundo rustica* HIRRUS, 0) est une valeur aberrante.

Tableau G2 : Modèles constant, à un facteur et à deux facteurs biologiques additifs pouvant influencer le nombre d'individus morts/densité absolue sur les autoroutes de chacune des espèces au printemps et en été 2009.

Modèles	Valeur estimée	Erreur standard	P	AIC	$\Delta AICc$	DI	Dev
Constant ~ 1	1,934	0,347	$9,07e^{-5}$	50,022	0	13	21,943
as.factor(Migr_Sed) S**	1,387	0,785	0,102	48,781	-1,241	12	17,408
Dist_Decoll	-0,148	0,099	2,274	49,519	-0,503	12	18,519
Indice Busse lb6	-3,327	3,068	0,300	50,713	0,309	12	19,985
as.factor(Regim_alim) O*	1,285	0,906	0,649	51,306	1,284	11	18,074
Tx Capture CRBPO	0,889	1,158	0,457	51,350	1,328	12	20,915
Indice Busse lb8	-0,107	2,567	0,968	52,020	1,998	12	21,940

Critère d'information Akaike's (AIC), différences entre AIC (ΔAIC), degré de liberté (dl) et déviance (Dev).

* O : Omnivore

** S : Sédentaire

Le meilleur modèle est celui qui est le plus parcimonieux, c'est-à-dire le modèle constant, le meilleur AIC (Migr_Sed) ne dépassant pas les 2 points d'AIC d'écart avec le premier modèle pour pouvoir les distinguer.

Ce modèle est à peu près valide au regard des données disponibles, test de validité de l'ajustement :

$$\text{Dev} / \text{dl} = 21,943 / 13 = 1,688 \approx 1.$$

Annexe H. Trafic moyen journalier annuel sur les sections autoroutières étudiées

Tableau G : trafic moyen journalier annuel tous véhicules et poids lourds par section des autoroutes A10, A837 et A89 en 2008 et 2009

Autoroute	Section	PK	PK	TMJA total		TMJA PL	
		début	fin	2008	2009	2008	2009
A10	Blaye/LibourneA10/RN10	525	497	29461	30075	3965	3421
A10	Mirambeau-Blaye	497	484	29045	29577	3959	3414
A10	Pons-Mirambeau	484	460	26378	26869	3502	2896
A10	Saintes-Pons	460	439	26503	26942	3540	2935
A10	A10A837-Saintes	439	434	32288	32990	4067	3445
A10	St-Jean-d'Y.-A10/A837	434	413,2	24130	24603	3195	2613
A837	RochefortN-Tonnay-Charente	8	0,6	7777	7908	797	747
A837	RochefortW-RochefortN	10	8	15699	16834	1317	1270
A837	A10-Rochefort	36	10	8159	8387	872	832
A89	MussidanS-MussidanE	85,4	102	10121	10605	1266	1174
A89	MussidanE-PerigueuxS	102	116	13377	13986	1562	1460
A89	PerigueuxS-PerigueuxE	116	125	12502	13224	2075	1994
A89	PerigueuxE-Thenon	125	157	8651	9165	1129	1015

Trafic Moyen Journalier Annuel (TMJA) de tous les types de véhicules (TMJA total) et des poids lourds (TMJA PL)

Annexe I. Significativité du co-facteur « espèce (SP_COV) » du modèle

$$Ntue \sim SP_COV$$

Tableau I : Estimations (\pm s.e.) du co-facteur Espèce (SP_COV) de Passeriformes et leur significativité à partir du modèle $Ntue \sim SP_COV$.

Variables Explicatives	Estimation	s.e.	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-6,5994	0,5773	-11,431	< 2e-16
as.factor(SP_COV)HIPPOL	0,2877	0,7637	0,377	0,70641
as.factor(SP_COV)PHYCOL	0,2877	0,7637	0,377	0,70641
as.factor(SP_COV)EMB CIR	-0,4055	0,9124	-0,444	0,65676
as.factor(SP_COV)HIRRUS	-0,4055	0,9124	-0,444	0,65676
as.factor(SP_COV)PRUMOD	-0,4055	0,9124	-0,444	0,65676
as.factor(SP_COV)FRICOE	0,5108	0,7303	0,700	0,48423
as.factor(SP_COV)STUVUL	0,6931	0,7071	0,980	0,32693
as.factor(SP_COV)TROTRO	0,6931	0,7071	0,980	0,32693
as.factor(SP_COV)PARMAJ	0,8473	0,6900	1,228	0,21948
as.factor(SP_COV)PARCAE	1,0986	0,6666	1,648	0,09935
as.factor(SP_COV)SYLATR	1,2040	0,6582	1,829	0,06739.
as.factor(SP_COV)PASDOM	1,3863	0,6455	2,148	0,03173*
as.factor(SP_COV)TURPHI	1,6740	0,6291	2,661	0,00779**
as.factor(SP_COV)ERIRUB	2,7932	0,5947	4,697	2,64e-06***
as.factor(SP_COV)TURMER	3,2321	0,5886	5,491	3,99e-08***

