

ÉVALUATION DES MORATOIRES SUR LA CHASSE DU COURLIS CENDRÉ ET DE LA BARGE À QUEUE NOIRE



SOMMAIRE

RÉSUMÉ	3
INTRODUCTION.....	5
Contexte réglementaire	5
Généralités sur les deux espèces, et statuts de conservation	5
COURLIS CENDRE	5
Répartition et effectifs	5
Dynamique de population	13
Tendances d'évolution et statut de conservation.....	14
BARGE A QUEUE NOIRE	18
Répartition et effectifs	18
Dynamique de population	32
Tendances d'évolution et statut de conservation.....	33
ÉVALUATION DES MORATOIRES.....	39
1. ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES FACTEURS NÉGATIFS ET CONTRIBUTION DE LA CHASSE.....	39
1.1. COURLIS CENDRÉ	39
1.1.1. Perte et dégradation d'habitats	40
1.1.2. Prédation.....	42
1.1.3. Dérangement	43
1.1.4. Pollution	44
1.1.5. Mortalité cynégétique.....	45
1.1.6. Autres facteurs.....	46
1.2. BARGE Á QUEUE NOIRE	46
1.2.1. Perte et dégradation d'habitats	46
1.2.2. Prédation.....	50
1.2.3. Dérangement	51
1.2.4. Pollution	53
1.2.5. Mortalité cynégétique.....	53
1.2.6. Autres facteurs.....	54
2. EFFET DE L'ARRÊT DE LA CHASSE	55
2.1. COURLIS CENDRÉ	56
2.1.1. Effectif nicheur aux Pays-Bas	57

2.1.2. Effectif nicheur au Royaume-Uni	59
2.1.3. Effectif de mi-janvier sur le littoral français	61
2.1.4. Abondance en période internuptiale au Royaume-Uni	63
2.1.5. Effectif hivernant global de <i>N. a. arquata</i>	66
2.2. BARGE A QUEUE NOIRE	67
2.2.1. <i>Limosa limosa islandica</i>	67
2.2.1.1. Effectif de mi-janvier en France	67
2.2.1.2. Abondance en période internuptiale au Royaume-Uni.....	72
2.2.1.3. Effectif hivernant dans le nord-ouest de l'Europe	74
2.2.2. <i>Limosa limosa limosa</i>	74
2.2.2.1. Effectif nicheur en France	74
2.2.2.2. Effectif nicheur aux Pays-Bas	75
2.2.2.3. Autres indicateurs	78
2.2.2.4. Conclusions	78
3. EFFET DE LA CHASSE.....	80
3.1. COURLIS CENDRÉ	80
3.1.1. Estimation de la mortalité cynégétique H	80
3.1.2. Estimation du taux de mortalité cynégétique h	87
3.1.3. Estimation du taux de mortalité cynégétique maximal durable h_{MSY}	88
3.1.4. Comparaison entre h et h_{MSY}	90
3.2. BARGE À QUEUE NOIRE	91
3.2.1. Estimation de la mortalité cynégétique H	91
3.2.2. Estimation du taux de mortalité cynégétique h	96
3.2.3. Estimation du taux de mortalité cynégétique maximal durable h_{MSY}	97
3.2.4. Comparaison entre h et h_{MSY}	97
4. CONCLUSIONS	98
BIBLIOGRAPHIE	103
REMERCIEMENTS.....	127

RÉSUMÉ

La chasse du Courlis cendré n'a pas été ouverte sur le territoire français durant les saisons de chasse 2008 – 2009 à 2011 – 2012. Durant les saisons 2012 – 2013 à 2017 – 2018, elle n'a été ouverte que sur le domaine public maritime. La chasse de la Barge à queue noire n'a pas été ouverte en France de 2008 – 2009 à 2017 – 2018.

Dans la perspective de l'échéance (juillet 2018) de ces moratoires en cours, ce rapport se propose de tenter d'évaluer leur effet sur les populations concernées.

Le Courlis cendré *Numenius arquata* niche en Eurasie, principalement en zones tempérée et boréale. Seule la sous-espèce nominale *N. a. arquata*, dont l'effectif est estimé à 0,7 – 1 million d'individus, fréquente le territoire métropolitain. Elle niche en Europe et hiverne principalement sur le pourtour de la Mer du Nord et les îles britanniques, ainsi que, plus au sud, jusqu'au nord-ouest de l'Afrique. Les effectifs nicheurs sont en déclin, localement sévère, en Europe de l'Ouest et centrale, et probablement en augmentation en Fennoscandie; leur tendance d'évolution est inconnue en Europe orientale. En France, l'effectif nicheur (1 300 – 1 600 couples) est en déclin modéré. Les dénombrements hivernaux laissent présumer une augmentation globale de la population, toutefois proche de la stabilité depuis le milieu des années 1980. En France, l'effectif hivernant (essentiellement littoral, de l'ordre de 30 000 individus) a augmenté de façon modérée et continue durant les quatre dernières décennies.

Deux des sous-espèces de Barge à queue noire *Limosa limosa* fréquentent la France. La sous-espèce islandaise *L. l. islandica* hiverne des îles britanniques au Maroc. Elle est en forte expansion, et c'est spécialement le cas de son hivernage sur le littoral français (environ 27 000 individus). La sous-espèce continentale *L. l. limosa* se reproduit de l'Angleterre à la Russie. Seules des Barges à queue noire de la partie la plus occidentale de cette aire de reproduction transitent en France, pour hiverner de la péninsule ibérique à l'Afrique de l'Ouest. Cette sous-espèce est en déclin, spécialement dans le nord-ouest de l'Europe. En France nichent sur quelques sites 150 – 180 couples, en augmentation modérée.

Trois approches distinctes et indépendantes sont utilisées pour tenter d'évaluer l'effet de ces moratoires. L'effet potentiel dont il s'agit est celui de l'arrêt (ou de la faible réduction pour le cas du Courlis cendré depuis 2012) du prélèvement cynégétique, puisque ces moratoires n'ont très vraisemblablement pas d'effet significatif sur la pression de chasse globale et le dérangement qu'elle génère.

La première consiste à consulter la littérature ornithologique de façon à identifier les facteurs causaux, dont la chasse, dont des études ou analyses ont montré qu'ils contribuaient aux déclin constatés ou étaient susceptibles de le faire. La deuxième cherche à détecter l'effet qu'ont pu avoir sur les populations concernées les arrêts de la chasse de ces espèces, en France et dans d'autres pays européens, en utilisant des indicateurs de l'évolution de ces populations. La troisième évalue la durabilité du prélèvement cynégétique estimé en France (avant 2008 pour la Barge à queue noire).

La perte, la dégradation et la fragmentation des habitats, dues principalement à l'intensification de l'agriculture, à l'urbanisation et aux développements d'infrastructures, sont identifiées sans équivoque

comme constituant les premières causes de la régression de populations nicheuses de limicoles prairiaux, dont le Courlis cendré et la Barge à queue noire, en Europe. Cette régression est déterminée par la faiblesse et la diminution de leur productivité, dont une autre cause majeure est la prédation, croissante, exercée sur les pontes et les poussins, et sa synergie avec l'intensification agricole. Nous n'avons pas connaissance d'étude ou d'analyse démontrant un impact de la mortalité cynégétique, ou de son arrêt, sur le statut de conservation de ces deux espèces.

Durant la période suivant l'arrêt de la chasse de l'une ou/et l'autre de ces espèces en France, au Royaume-Uni, au Danemark, en Italie et en Espagne, l'évolution des indicateurs utilisés a été globalement plutôt moins favorable que durant la période précédente. Cet effet négatif ne peut être raisonnablement imputé à l'arrêt de la chasse, et conduit à conclure à l'absence d'effet positif détectable des moratoires français, et des arrêts de la chasse de ces espèces intervenus auparavant dans d'autres pays européens.

Le prélèvement cynégétique de Courlis cendrés en France a été estimé, de façon assez fiable, à environ 7 000 individus en 2013 – 2014. Il est nettement inférieur au seuil en-deçà duquel il ne serait pas durable (le rapport entre les deux est entre 4,5 et 21,7), même dans le cas où l'on privilégie systématiquement toutes les hypothèses minorant l'écart entre les deux. Le prélèvement français de Barges à queue noire islandaises dans les années précédant 2008 pouvait être estimé à 5 000 – 8 000 individus. Il était proche du seuil de durabilité. Celui de Barges à queue noire continentales était inférieur à 150, et négligeable. Pour situer à cet égard ces deux espèces par rapport à d'autres limicoles chassables, les prélèvements estimés en 2013 – 2014 pour 11 autres espèces ont été également comparés aux seuils de durabilité correspondant aux populations concernées. Dans tous les cas, les prélèvements sont nettement inférieurs à ces seuils. C'est pour la Barge à queue noire islandaise que l'écart est le plus faible. Or la durabilité de son prélèvement avant 2008 ne fait pas de doute, puisqu'elle augmentait alors rapidement (et n'a pas augmenté plus rapidement ensuite). Cela conforte la validité de cette évaluation.

Les prélèvements subis en France par ces espèces, notamment le Courlis cendré, ont nettement diminué au cours des dernières décennies. Cette diminution est indépendante de l'abondance locale de ces espèces, qui est le plus souvent en accroissement. Il y a donc une tendance à la baisse des taux de prélèvements, ce qui pourra conforter encore leur durabilité.

INTRODUCTION

Contexte réglementaire

Un arrêté ministériel du 30 juillet 2008 a suspendu la chasse de la Barge à queue noire et du Courlis cendré pour 5 ans à compter de la saison de chasse 2008-2009. Concrètement, ces suspensions ont été appliquées par l'absence d'ouverture annuelle de la chasse de ces espèces. La suspension de la chasse du Courlis cendré sur le domaine public maritime a été annulée le 3 février 2012. Un arrêté du 24 juillet 2013 a reconduit les suspensions en cours, jusqu'au 30 juillet 2018.

Le ministère chargé de l'environnement a demandé à l'ONCFS d'évaluer l'effet de ces moratoires sur les populations concernées. Une première évaluation a été produite en 2013 (Trollet 2013 a et b). Elle était plutôt préliminaire, en raison de la faiblesse du recul disponible. Dans la perspective de l'échéance de juillet 2018, il convient donc de compléter et actualiser cette première évaluation. C'est l'objet de ce rapport.

Nous commencerons par rappeler quelques généralités sur ces deux espèces, largement reprises de Fouquet (2012) et de Trollet (2013 a et b, 2014).

Généralités sur les deux espèces, et statuts de conservation

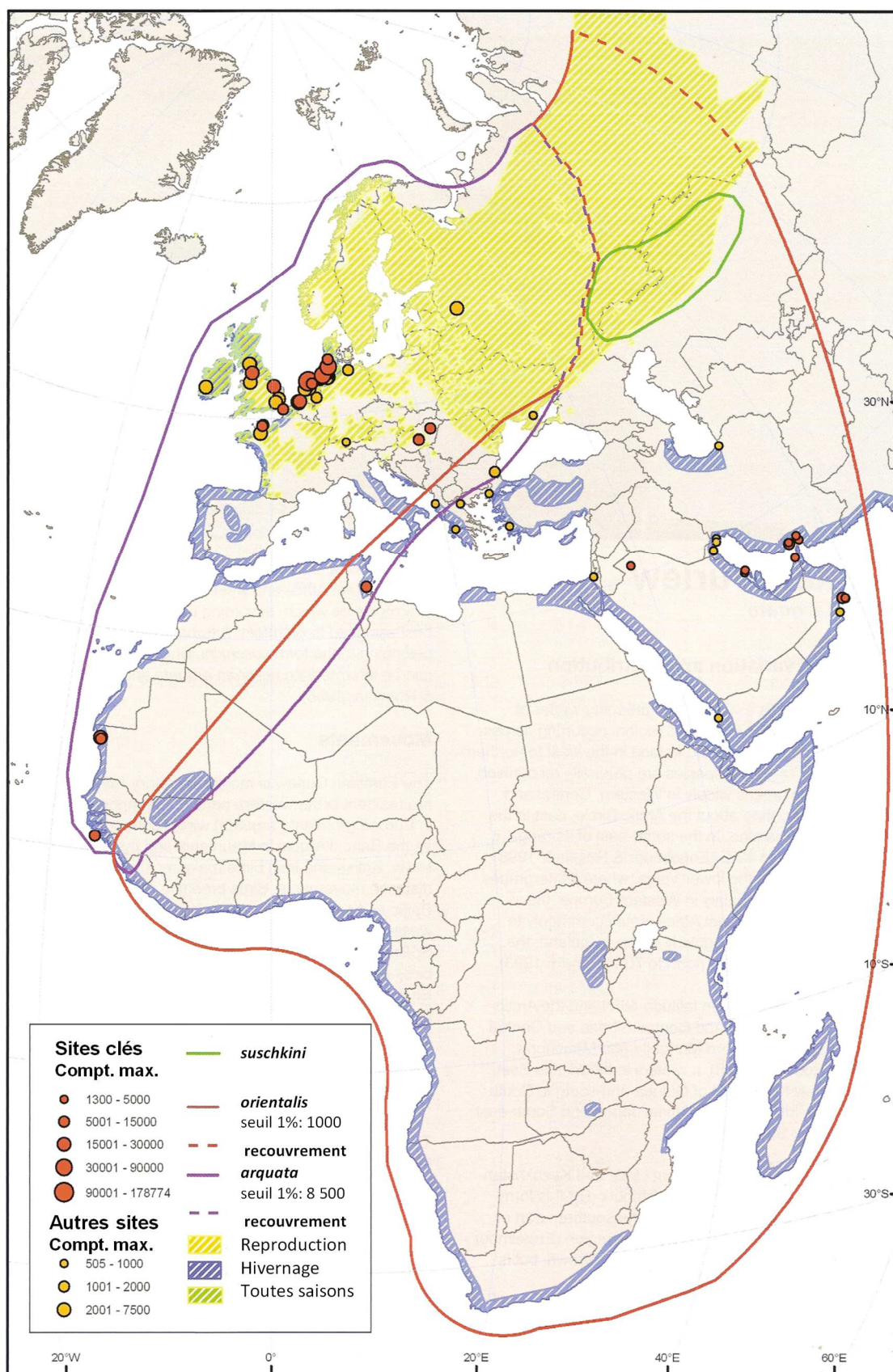
COURLIS CENDRE

Répartition et effectifs

Le Courlis cendré est une espèce polytypique qui se reproduit dans les zones tempérée, boréale et steppique de la région paléarctique (carte 1).

Trois sous-espèces sont reconnues :

- *Numenius arquata arquata* niche de l'ouest de l'Europe jusqu'à l'Oural et du cercle arctique jusqu'au nord-ouest de l'Espagne. Les limites de cette aire de répartition ne sont pas clairement établies dans sa partie orientale où il existe probablement une zone de gradation avec la sous-espèce suivante.
- *Numenius arquata orientalis* niche de l'ouest de la Sibérie à la Mandchourie et du cercle arctique au 48° de latitude nord.
- *Numenius arquata suschkini* niche au sud de l'Oural, au sud-est de la partie européenne de la Russie et au Kazakhstan.



Carte 1 : Aires de reproduction et d'hivernage du Courlis cendré en Europe et Afrique (d'après Delany *et al.* 2009).

Parmi les trois sous-espèces reconnues, seule *Numenius arquata arquata* fréquente la France métropolitaine. Quelques individus présentant des caractères morphologiques de la sous-espèce *N. a. orientalis* ont parfois été observés mais il n'existe pas de reprises d'oiseaux bagués dans l'aire de répartition de cette sous-espèce (Sueur 1979, Dubois *et al.* 2008).

On peut estimer que l'effectif nicheur européen est compris entre 215 000 et 311 000 couples (tableau 1).

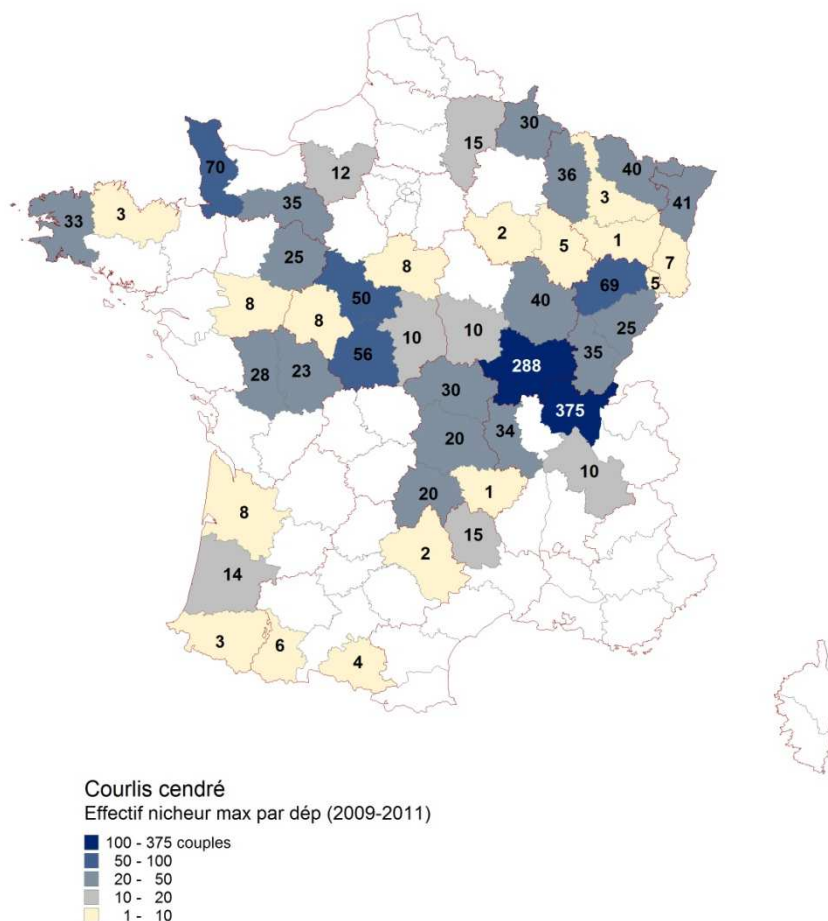
Pays	Effectif nicheur (couples)	Tendance à court terme	Tendance à long terme
Allemagne	3 700 - 5 000	0	-
Autriche	140 - 160	+	+
Belarus	950 - 1 200	F	F
Belgique	500 - 600	0	0
Danemark	330	-	+
Espagne	3	0	0
Estonie	2 000 - 4 000	-	-
Finlande	76 000 - 88 000	+	-
France	1 300 - 1600	-	0
Hongrie	20 - 60	?	?
Italie	2 - 3		
Lettonie	134 - 288	?	0
Lituanie	50 - 100	-	-
Norvège	2 500 - 5 000	-	-
Pays-Bas	4 100 - 5 000	-	-
Pologne	200 - 300	-	-
R. d'Irlande	98	-	-
R. tchèque	1 - 3	?	-
Roumanie	0 - 10	?	?
Royaume uni	68 000	-	-
Russie (Europe)	48 000 - 120 000	?	-
Slovénie	12 - 15	0	0
Suède	6 800 - 11000	-	-
Ukraine	50 - 100	F	F
TOTAL	215 000 - 311 000		

Tableau 1 : Effectif nicheur de *N. a. arquata* par pays (Fouquet 2012, Lewtak & Trzciński 2014, BirdLife International 2015 a, Lindström *et al.* 2015, Dominguez & Vidal 2017, Leyrer *et al.* 2017 ; F :))

Le Courlis cendré se reproduit dans des prairies naturelles et des landes, de préférence humides, des marais et des tourbières.

En France, l'espèce niche dans plus de la moitié des départements ; elle est absente, en particulier, de la région méditerranéenne. Les principaux secteurs de reproduction sont le Val de Saône et la vallée de la Seille, les Monts d'Arrée, l'Alsace, la Lorraine et les marais du Cotentin. D'autres noyaux de population plus petits sont disséminés en Gironde et dans les Landes, dans le piémont pyrénéen, le

Massif Central, le Poitou-Charentes, la Brenne et la vallée du Cher (carte 2). Le plus important noyau de peuplement est actuellement le Val de Saône (Jura, Saône-et-Loire et Ain) qui concentre à lui seul près de la moitié de l'effectif national et dans lequel la tendance d'évolution a été jusqu'à récemment nettement positive, avant un déclin récent. Les deux autres bastions principaux et historiques de l'espèce que sont l'Alsace et la Bretagne connaissent un déclin marqué, tandis que l'espèce augmente en Normandie.



Carte 2 : Répartition et effectifs départementaux des couples de Courlis cendré nicheur en France en 2009-2011 (LPO-ONCFS 2012).

L'estimation la plus récente est de 1 300 - 1 600 couples (Caupenne & Trollet 2015).

Hormis dans les îles britanniques où il est partiellement sédentaire (Bainbridge 2002), le Courlis cendré est migrateur. Les premiers mouvements postnuptiaux interviennent dès fin mai ou début juin pour les femelles (et pour des adultes ayant échoué dans leur reproduction). Les mâles et les jeunes quittent les sites de reproduction entre la mi-juin et la mi-juillet pour rejoindre les zones de rassemblements littoraux. La migration bat son plein en août-septembre et s'achève fin octobre-début novembre pour les oiseaux d'origine plus nordique (figure 1).

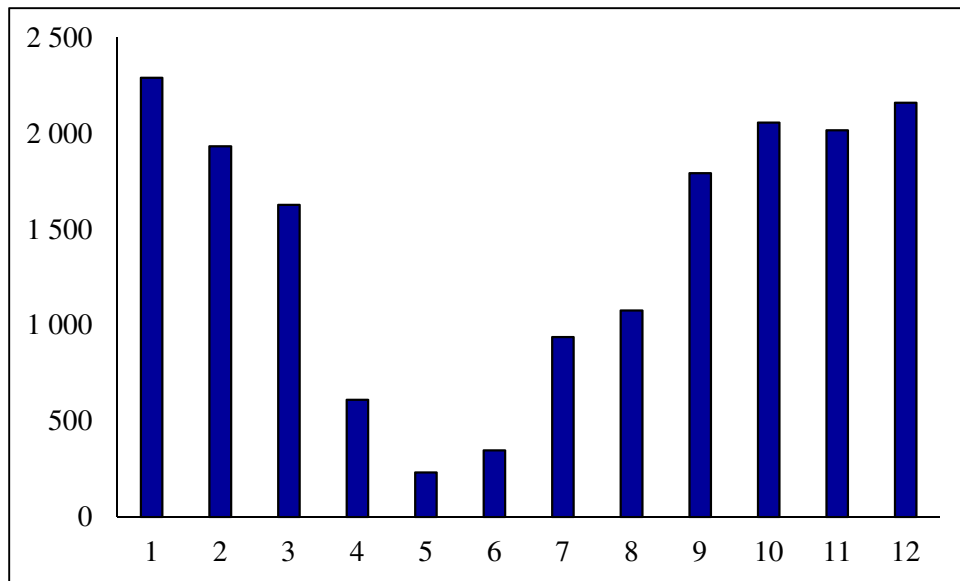


Figure 1 : Phénologie du stationnement de Courlis cendré : exemple de la Vendée (moyenne 1995-2017).

D'autres mouvements peuvent se produire ensuite en novembre et décembre, voire au-delà, à l'occasion de vagues de froid. La migration prénuptiale débute en février, culmine en mars et se poursuit jusqu'à la mi-avril pour les nicheurs les plus septentrionaux. En France, les territoires de reproduction sont occupés dès fin février ou début mars selon les années et les conditions météorologiques, les gels tardifs pouvant différer l'installation des nicheurs.

L'aire d'hivernage de *N. a. arquata* s'étend sur une large partie de l'Europe de l'Ouest (Iles britanniques, Danemark, Allemagne, Pays-Bas, Belgique, France, Espagne, Portugal et Italie), le Maghreb et jusqu'en Afrique de l'Ouest. Bien qu'il ne soit pas exclu que les aires d'hivernage de *N. a. arquata* et des *N. a. orientalis* les plus occidentaux se chevauchent entre la Mauritanie et la Guinée, il semble que le littoral mauritanien constitue la limite méridionale pour *N. a. arquata* (Isenmann *et al.* 2010).

Hors période de reproduction, l'ensemble de la population est estimé entre 700 000 et 1 000 000 individus (Wetlands International 2018).

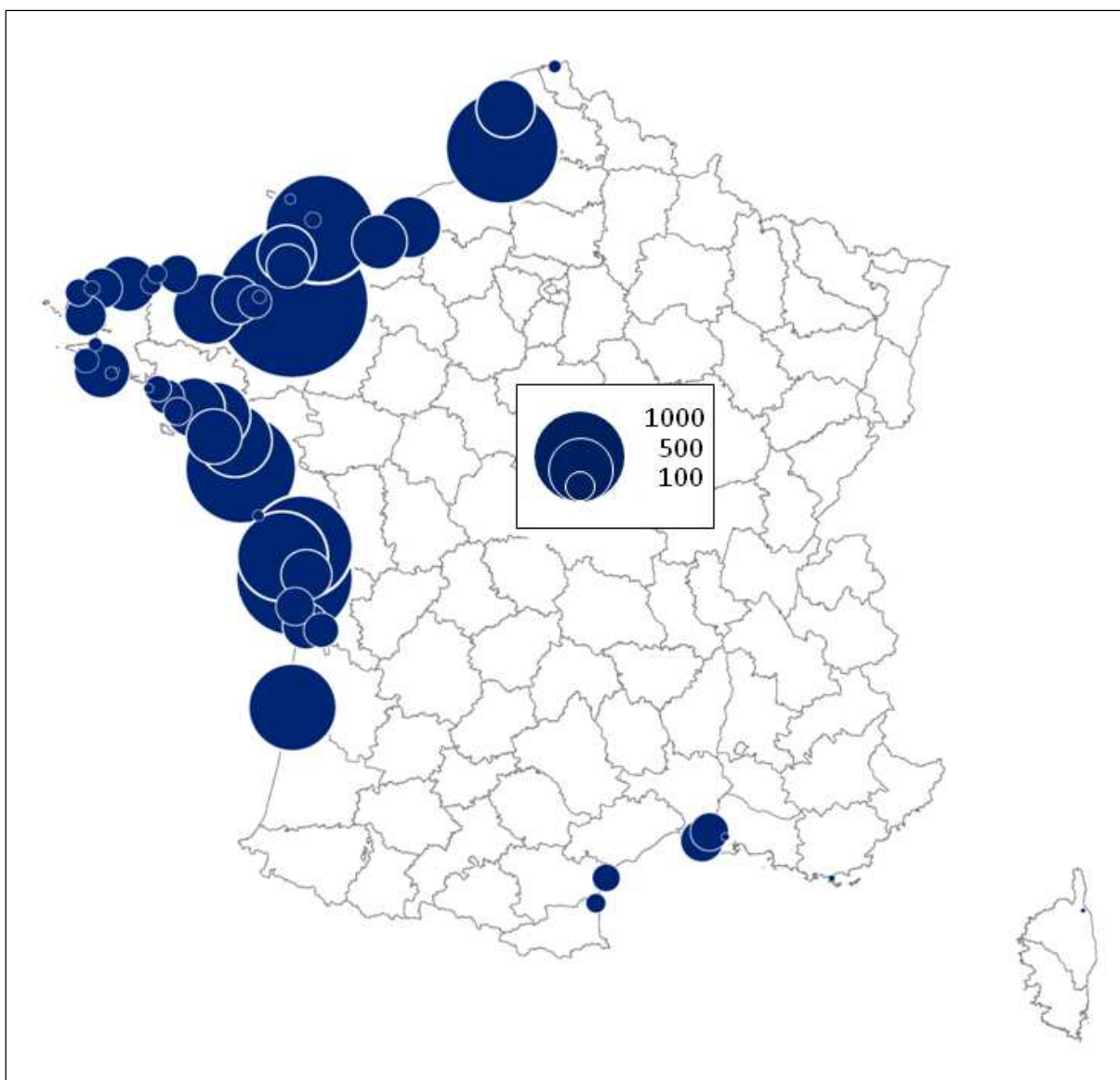
L'effectif hivernant en Europe a été estimé à partir des dénombrements hivernaux à environ 500 000 - 600 000 individus et se répartit pour l'essentiel dans le nord-ouest du continent (tableau 2). Ces dénombrements hivernaux ne sont pas exhaustifs, en particulier parce qu'ils ne prennent en compte que partiellement les oiseaux présents sur les côtes ouvertes (côtes rocheuses ou sablo-rocheuses) et à l'intérieur des terres.

Pays	Effectif hivernant	Années de référence	Tendance
Albanie	710	1990 - 1999	?
Allemagne	100 000	2008 - 2012	↕
Autriche	500 - 1 000	1995 - 2003	↕
Belgique	8 800 - 25 900	2008 - 2012	↑
Chypre	40 - 50	2000 - 2009	?
Croatie	200	1990 - 1999	?
Danemark	15 300	2008 - 2012	?
Espagne	4 200 - 5 060	2008 - 2012	↑
France	20 000 - 65 000	2008 - 2012	↑
Grèce	1 560	1990 - 1999	?
Irlande	27 830	2008 - 2012	→
Islande	100	1990 - 1999	?
Italie	6 200 - 7 200	2008 - 2012	?
Norvège	20 - 25	1974 - 1992	→
Pays-Bas	143 400 - 219 200	2008 - 2012	→
Portugal	1 200	2008 - 2012	?
Royaume-Uni	150 000	2008 - 2012	↑
Suède	125	1990 - 1999	?
TOTAL (arrondi)	481 300 - 623 800		

Tableau 2 : Estimation par pays et tendance d'évolution du nombre de Courlis cendré hivernant en Europe (Fouquet 2012, bd.eionet.europa.eu/article12/summary?period=1&subject=A768).

Le nombre de *N. a. arquata* hivernant dans le nord et l'ouest de l'Afrique est mal connu en raison de ce que les recensements y sont partiels et, au moins dans la partie sud de cette région, du possible chevauchement de son aire d'hivernage avec celle de *Numenius a. orientalis*. Le cumul des effectifs les plus élevés dénombrés de la Tunisie à la Guinée représente moins de 50 000 Courlis cendrés, sans qu'il soit possible de déterminer la part de chacune des deux sous-espèces pour les individus hivernant de la Mauritanie à la Guinée.

En France comme dans les autres pays, les Courlis cendrés hivernants occupent essentiellement le littoral, principalement de la Manche et de l'Atlantique (carte 3).

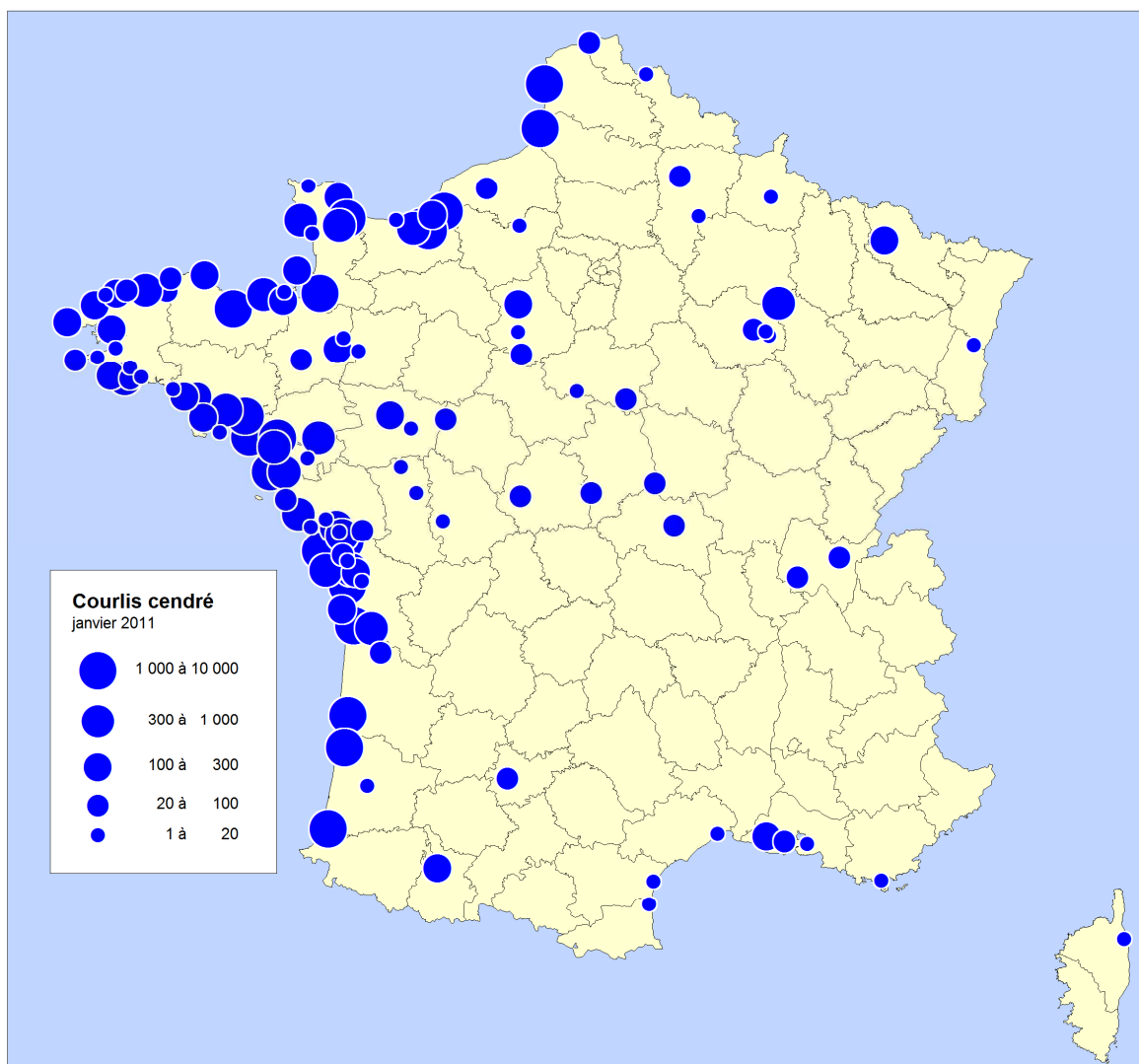


Carte 3 : Principaux sites d'hivernage du Courlis cendré sur le littoral français (moyenne des effectifs dénombrés en janvier de 2004 à 2010, d'après Mahéo 2004-2010).

Les sites les plus importants sont la baie des Veys, la baie du Mont Saint Michel, Moëze-Marennes-Oléron, le bassin d'Arcachon, la baie de Bourgneuf-Noirmoutier, et l'île de Ré.

L'effectif moyen dénombré sur le littoral de 2007 à 2017 a été de 29 500 (Mahéo 2007-2011, Mahéo & Le Dréan-Quénec'hdu 2012-2017).

Les recensements sur le littoral ne prennent pas en compte les hivernants continentaux évalués à 200 - 400 individus lors d'hivers « normaux » mais bien plus nombreux lors de certains hivers froids : 5 141 individus en janvier 1982, plus de 6 000 en janvier 1987 et 8 900 en janvier 2011 (Mahéo 1978-2011, Gillier *et al.* 2000, Mahéo & Triplet 2001, Wetlands International), sachant que ces évaluations sont partielles en raison de la dispersion du Courlis cendré à l'intérieur des terres et de l'écologie de l'espèce. Ces apports occasionnels d'oiseaux supplémentaires concernent simultanément le littoral et l'intérieur des terres, comme ce fut le cas en janvier 2011 (carte 4).



Carte 4 : Répartition des Courlis cendrés dénombrés en France en janvier 2011 (LPO-ONCFS 2012)

Ils soulignent l'importance de la France comme zone de refuge climatique. Néanmoins, ce phénomène n'est pas systématique et d'autres vagues de froid, parfois même sévères comme celle de janvier 1985, n'ont donné lieu à aucun apport notable d'hivernants. Cela illustre la complexité des déplacements liés au froid, en particulier la localisation des zones géographiques affectées par les intempéries au sein de l'aire d'hivernage européenne du Courlis cendré (Ridgill & Fox 1990, Mahéo & Triplet 2001).

Pendant les premières années suivant 2008, une abondance automnale et hivernale inhabituelle et durable de Courlis cendrés a été constatée en France sur des sites non strictement littoraux (Trollet 2013 b). Ce fut le cas notamment dans le Marais poitevin, dans le marais d'Olonne, et dans la vallée de l'Adour où s'alimentaient des Courlis cendrés qui se rassemblaient en dortoir sur une lagune du Pays basque espagnol (410 individus en janvier 2009 et 900 individus en janvier 2010) (Molina *et al.* 2010). Cette particularité, concomitante à la suspension de la chasse de cette espèce, n'a pu être étudiée correctement, mais ne semble pas s'être confirmée depuis.

Dynamique de population

La nidification du Courlis cendré est de type semi-colonial, quoique le cantonnement de couples isolés soit assez fréquent. Beaucoup d'observateurs s'accordent pour reconnaître au Courlis cendré une grande fidélité à son site de nidification.

En Alsace, les densités moyennes rapportées pour 10 hectares sont variables : elles étaient de 0,25 (Spitz 1959), 0,30 (dans le Ried de Colmar) (Engel & Schmitt 1975) et 0,33 - 0,40 (Sigwalt & Landmann 1979).

Dans le Jura, Joveniaux (1993) indique une densité de 0,40 couple pour 10 hectares sur un territoire de 900 ha.

Dans le Val de Saône, une densité plus forte de 0,88 à 1,36 pour 10 hectares a été trouvée pour la partie nord (1 230 ha) et de 0,77 à 1,38 pour la partie sud (1 330 ha) (Broyer & Roché 1991).

En Gironde, sur un territoire de 459 ha, une densité moyenne de 0,22 couple pour 10 hectares a été trouvée par F. Ibañez, avec un espacement moyen des nids de 720 mètres (300 - 975 m) (*in* Boutet & Petit 1987).

Pour la région Midi-Pyrénées sur des sites d'altitude, une densité plus faible de 0,15 couple pour 10 hectares est signalée par Dalous (1997).

Le Courlis cendré commence à se reproduire à l'âge de 2 ou 3 ans (Cotter 1990, Grant *et al.* 1999). Le nombre d'œufs par ponte est généralement de 4, assez souvent de 3 et plus rarement de 2 ou 5. En Bretagne, sur 23 pontes examinées, il y en avait une de 2 œufs (ponte tardive, probablement de remplacement), quatre de 3 œufs, dix-sept de 4 œufs et une de 5 œufs (Bargain *et al.* 1999). En Mayenne, sur 7 pontes trouvées, six comptaient 4 œufs et une 3 œufs (Arcanger 1997). En Normandie, sur 11 pontes trouvées, dix comptaient 4 œufs et une 3 œufs (Debout & Lang 1985).

Les données sur la productivité du Courlis cendré en France sont rares et s'expriment plus souvent en termes de succès à l'envol que de succès à l'éclosion. En Alsace, le nombre de jeunes à l'envol a été estimé à 0,5 par couple nicheur (Sigwalt 1989, Sigwalt 1994), ce que l'auteur considère comme très faible sachant que, pour seulement assurer le maintien de la population nicheuse, il devrait être de 0,8 ou 1,1 selon que l'on prend en compte les taux de mortalité indiqués par Kipp (1982) ou par Bainbridge & Minton (1978).

Dans les Deux-Sèvres, pour un échantillon de 17 couples suivis, ce taux a été évalué à 0,95 jeune à l'envol en 2002 (Gilet *et al.* 2002). Sur le même secteur, le taux relevé en 2010 et 2011 n'était plus que de 0,37 (Turpaud-Fizzala *et al.* 2012).

Dans d'autre pays d'Europe, le succès à l'envol a été estimé à 0,17 - 0,37 poussin par couple en Suède (Berg 1992 a et b, Berg 1994), à 0,32 - 0,72 en Finlande (Valkama & Currie 1999, Ylimaunu *et al.* 1987) et à 0,14 - 0,47 en Irlande du Nord (Grant *et al.* 1999). En Allemagne, ce succès à l'envol avait

été en moyenne de 0,32 par couple entre 1977 et 1990 dans la Haute Vallée du Rhin (Boschert & Rupp 1993), mais il n'était plus que de 0,05 pour la période 1991-2003 (Boschert 2004).

Les taux de survie de Courlis cendrés adultes estimés avant 2000 en Suède, Finlande, Allemagne, Pays-Bas, Irlande et au Royaume-Uni varient de 0,72 à 0,89. Pour les oiseaux en deuxième année civile, les taux de survie varient de 0,33 à 0,63 et pour les oiseaux de première année de 0,34 à 0,47. Les méthodes utilisées pour les plus anciennes de ces estimations sous-estimaient vraisemblablement le taux de survie (Bainbridge & Minton 1978, Berg 1994, Boyd 1962, Grant *et al.* 1999, Kipp 1982, Roodbergen *et al.* 2010 b, Speek *in* Glutz von Blotzheim *et al.* 1977, Valkama & Currie 1999, Ylimaunu *et al.* 1987). Pour évaluer si la productivité de la population de Courlis cendrés qu'ils étudiaient suffisait à son maintien, et en tenant compte de la probable sous-estimation des taux de survie publiés alors, Grant *et al.* (1999) ont supposé que la survie annuelle des juvéniles pouvait être comprise entre 0,50 et 0,65, et celle des oiseaux de plus d'un an de 0,88. Pour des Courlis cendrés hivernant au Royaume-Uni, ce dernier taux a été évalué plus récemment à 0,90 et y paraît stable ou en légère augmentation (Taylor & Dodd 2013). Meyer (2016) l'a estimé à 0,88 de 2013 à 2016 dans le nord de l'Allemagne.

Tendances d'évolution et statut de conservation

La nidification du Courlis cendré en France semble assez récente, probablement à partir du début du 20ème siècle, pour l'essentiel des sites de reproduction connus. Elle est sans doute plus ancienne en Bretagne et surtout en Aquitaine où l'espèce était déjà connue au 18ème siècle (Sigwalt 1994).

Le nombre total de couples nicheurs était estimé à 733 (Spitz 1959), puis à 1 165 (Spitz 1961) à la fin des années 1950 et à 1 020 - 1 085 en 1963 (Spitz 1963). Il n'existe pas d'évaluation fiable et précise pour les années 1970 mais Yeatman (1976) estimait à environ 1 000 couples les seuls noyaux de population alsacien et breton (500 chacun) pour la période 1971-1975. A partir d'enquêtes nationales, l'effectif nicheur a ensuite été estimé à 1 230—1 360 couples pour la période 1983-1984 (Dubois & Mahéo 1986), à 1 400 - 1 600 pour la période 1985-1989 (Sigwalt 1994) et à 2000 pour la période 1995-1996 (Deceuninck & Mahéo 1998). Pour la période 1998-2002 BirdLife International (2004) l'estimait à 1 500 - 1 800 couples.

Après son expansion historique, l'estimation actuelle de 1 300 - 1 600 couples fait donc apparaître un déclin récent modéré de l'espèce en France (Caupenne & Trolliet 2015).

En tant que nicheur, le Courlis cendré est classé en VU dans la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine (UICN France *et al.* 2016). Le critère de ce classement est C1, s'appliquant (dans le cas présent localement) à un taxon comprenant moins de 10 000 individus matures, et ayant subi un déclin continu estimé à au moins 10 % en 3 générations (dans le cas présent entre 2001 et 2016).

L'effectif de Courlis cendré dénombré sur le littoral français à la mi-janvier montre une tendance positive depuis la fin des années 1970 (Caupenne & Trolliet 2015, figure 2, $n=41$, $r=0.51$, $p=0.0002$).

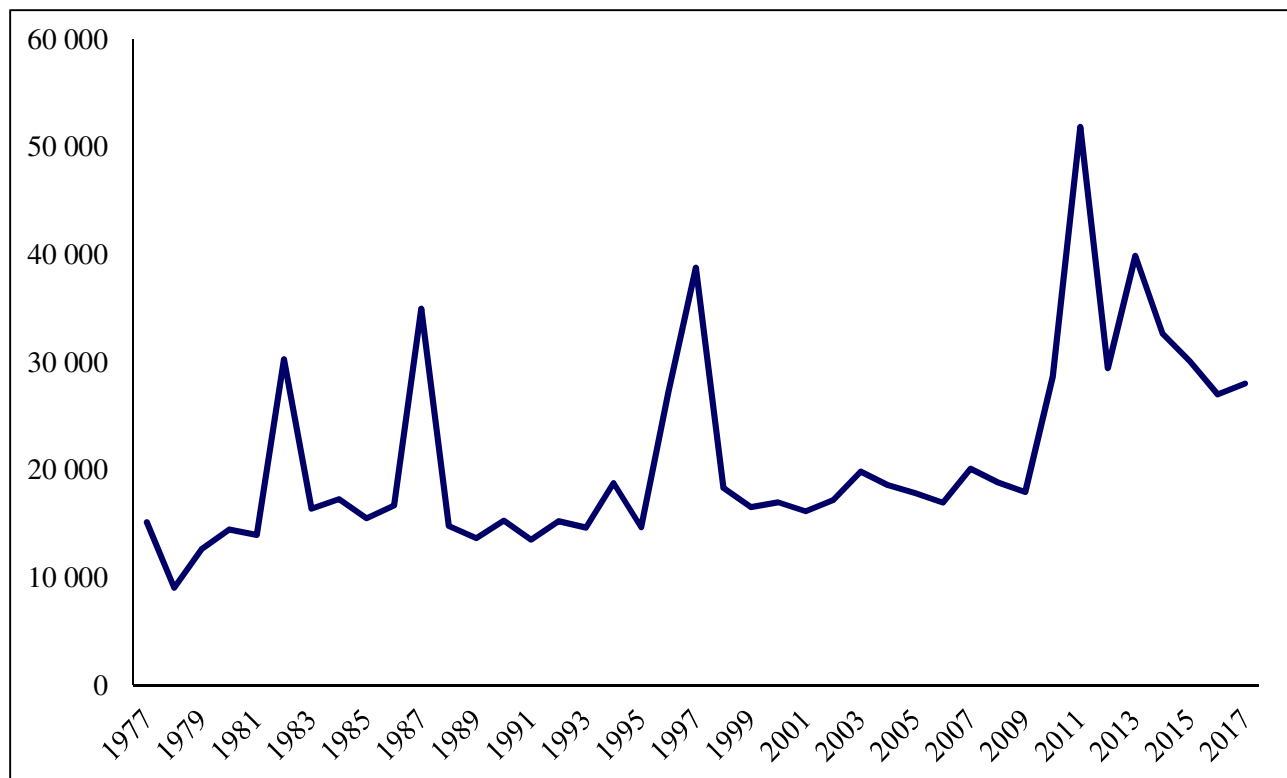


Figure 2 : Effectifs de Courlis cendrés dénombrés sur le littoral français métropolitain à la mi-janvier de 1977 à 2017 (d'après Mahéo 1996-2011 et Mahéo & Le Dréan-Quénec'h du 2012-2017).

En tant que nicheur, le Courlis cendré est classé en VU dans la liste rouge des oiseaux de France métropolitaine, et il est classé LC en tant qu'hivernant (UICN France *et al.* 2016).

L'effectif nicheur de *N. a. arquata* est en déclin avéré dans certaines parties de son aire de reproduction, spécialement dans les îles britanniques et les Pays-Bas (figures 3 et 4, Lewtak & Trzciński 2014, Brown *et al.* 2015, Colhoun *et al.* 2015, Eaton *et al.* 2015, Boele *et al.* 2016, Kelly *et al.* 2016, SOVON 2018).



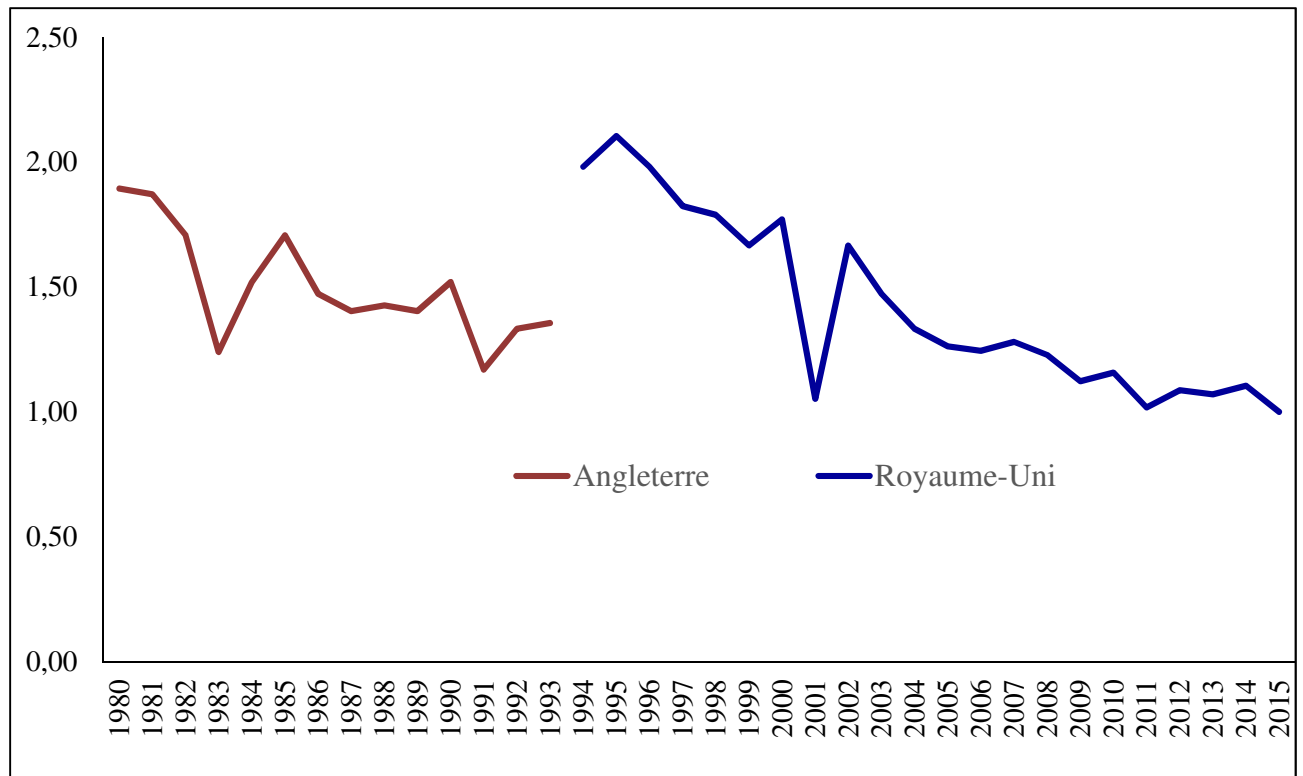


Figure 3 : Évolution de l'effectif nicheur en Angleterre et au Royaume-Uni de 1980 à 2015 (indice 1 en 2015) (www.bto.org/volunteer-surveys/bbs/latest-results/trend-graphs).

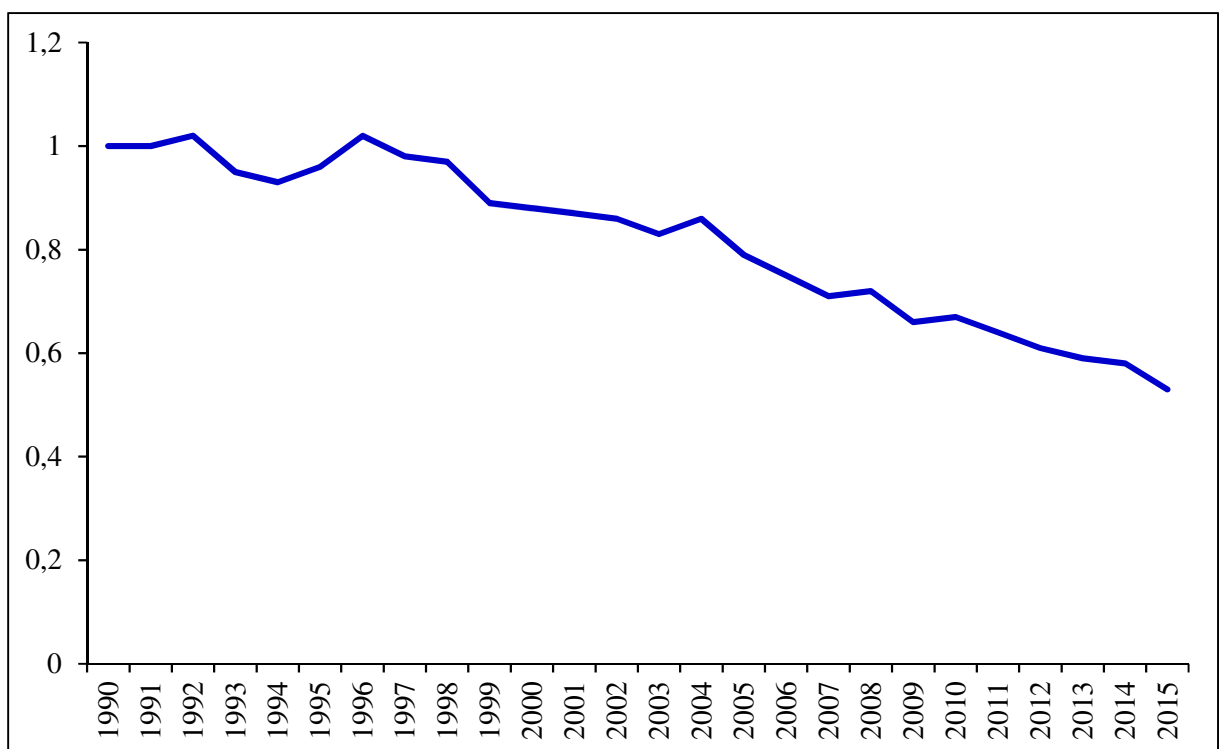


Figure 4 : Évolution de l'abondance du Courlis cendré nicheur aux Pays-Bas de 1990 à 2015 (SOVON 2018).

Lindström *et al.* (2015) montrent que, globalement, l'évolution de 2002 à 2013 est par contre probablement positive en Fennoscandie, et qu'elle est récemment significativement positive en

Finlande, pays d'importance majeure pour la reproduction de *N. a. arquata*. L'est de l'Europe, spécialement la Russie, est également pour cette espèce d'importance majeure, et probablement sous-estimée : sur 35 Courlis cendrés hivernant dans le nord de l'Allemagne et en Charente-Maritime dont un suivi satellitaire a pu montrer le trajet jusqu'à leurs sites de reproduction, 30 sont allés en Russie, et 2 au Bélarus (Schwemmer *et al.* 2016 et 2017, Bocher *et al.* 2017). La tendance d'évolution y est inconnue (e.g. Lappo *et al.* 2012). Les Courlis cendrés *N. a. arquata* nicheurs sont dispersés sur d'immenses territoires répartis de l'Atlantique à l'Oural, en bonne partie difficiles d'accès et où le nombre d'ornithologues est faible. En hiver, ces Courlis cendrés sont par contre concentrés, pour l'essentiel (95%) dans le nord-ouest de l'Europe, principalement sur les côtes, où sont réalisés chaque année des dénombrements relativement précis et fiables. Bien qu'étant eux-mêmes partiels, les recensements hivernaux constituent donc une source d'information plus globale et plus fiable. Suivant les informations qui en résultent, l'effectif de la sous-espèce nominale connaît une évolution positive depuis les années 1980, qui est toutefois proche de la stabilité depuis le milieu des années 1990 (figure 5, van Roomen *et al.* 2015).

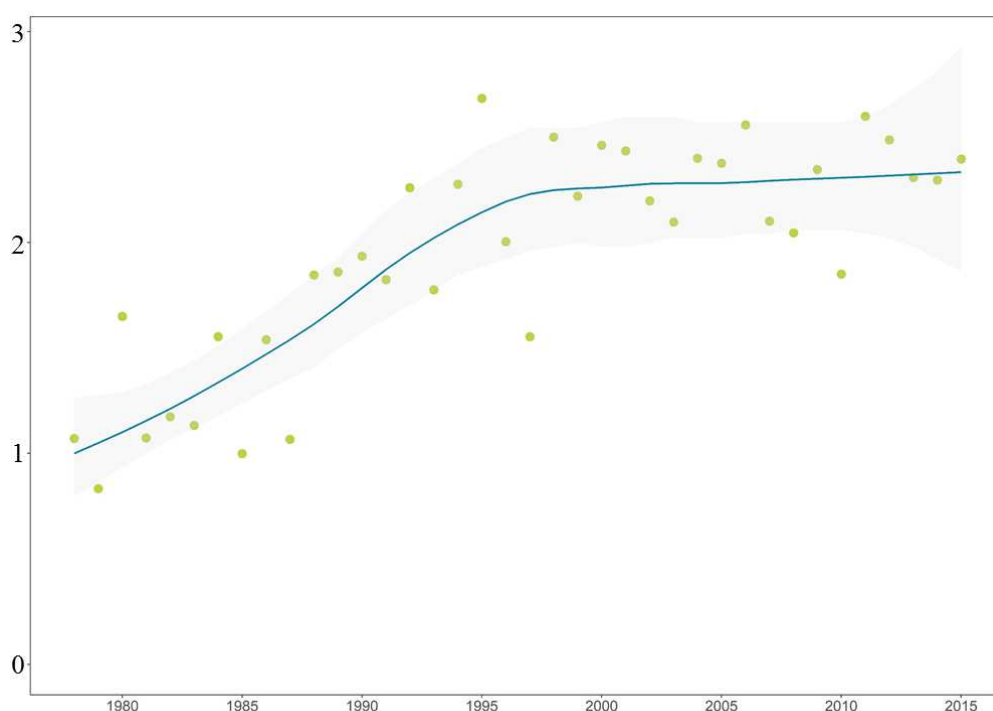


Figure 5 : Évolution de l'abondance relative de *N. a. arquata* d'après les recensements hivernaux de 1978 à 2015 (indice 1 en 1978, Nagy & Langendoen 2017).

N. a. arquata est classé VU dans la liste rouge européenne depuis 2015, d'après les critères A 2, 3 et 4, c'est-à-dire, concrètement, d'après la présomption d'une diminution de l'effectif au cours des trois générations précédentes (31,2 ans) d'au moins 30 %, et d'une diminution similaire au cours des 31,2 années suivantes (BirdLife International 2015 b).

Les dénombrements hivernaux de *N. a. orientalis* sont partiels et imprécis et ne peuvent être interprétés qu'avec prudence. Ils font présumer une évolution positive de la population (figure 6).

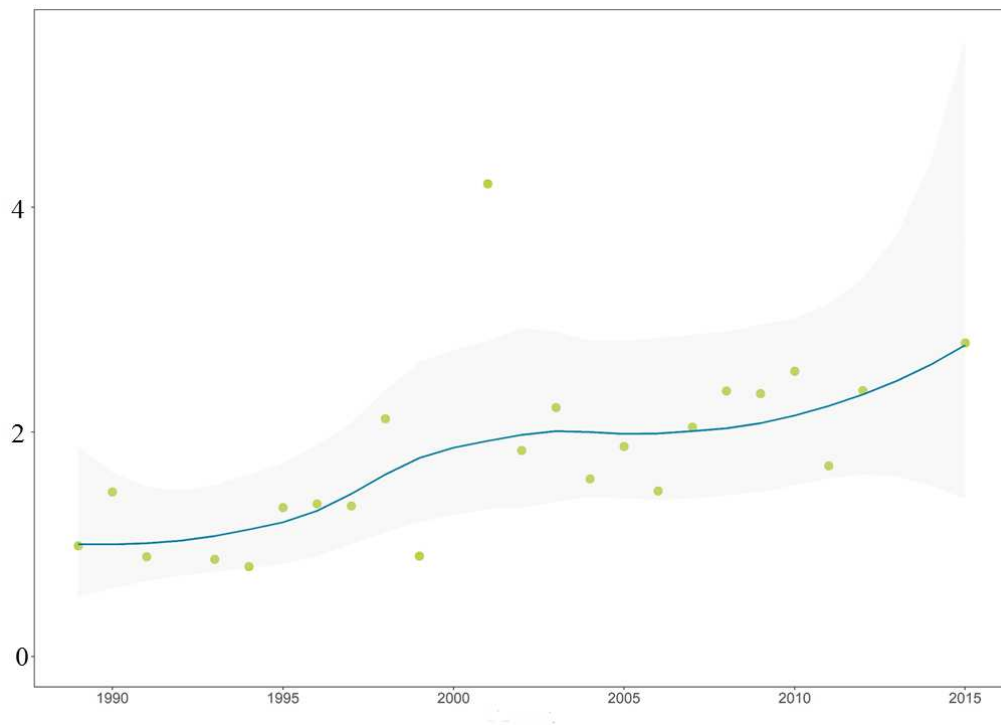


Figure 6 : Évolution de l'abondance de *N. a. orientalis* d'après les recensements hivernaux de 1989 à 2015 (Nagy & Langendoen 2017).

Depuis 2008, le Courlis cendré *N. arquata* est classé NT dans la liste rouge mondiale de l'UICN (BirdLife International 2015 a), d'après les critères A 2, 3 et 4, c'est-à-dire, concrètement, en raison d'une présomption de diminution de l'effectif proche de 30 % au cours des 3 générations précédentes, et d'une diminution similaire au cours des 3 générations suivantes.

Meltofte & Clausen (2016) ont mis en cause ce classement. Il est un fait que les informations disponibles actuellement n'accréditent pas l'hypothèse de diminutions respectivement supérieure à 30 % pour *N. a. arquata* depuis 1984, et proche de 30 % pour *N. arquata* depuis 1977.

BARGE A QUEUE NOIRE

Répartition et effectifs

La Barge à queue noire est répartie dans l'Ancien monde, en trois sous-espèces.

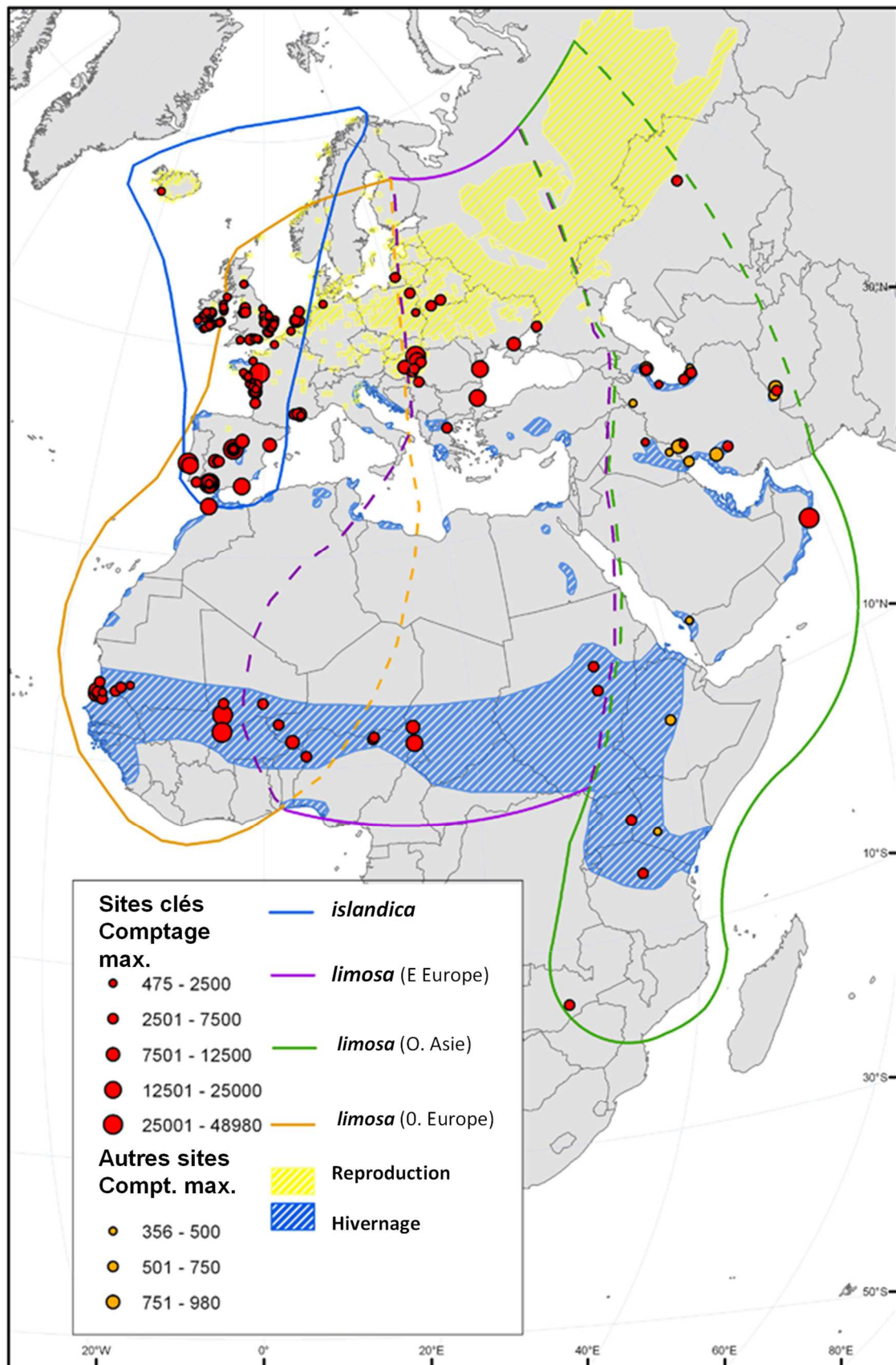
La sous-espèce *Limosa limosa melanuroides* niche en plusieurs populations disjointes du centre de la Sibérie jusqu'à l'Anadyr, l'est de la Mongolie et le nord-est de la Chine. Elle hiverne en Inde, Indochine, Taïwan, Philippines, Indonésie, Nouvelle-Guinée et Australie.

Limosa limosa islandica niche en Islande et, de façon marginale, dans les îles Féroé et Shetland et sur la côte du nord-ouest de la Norvège. Elle hiverne, principalement sur le littoral, des îles britanniques au Maroc.

Limosa limosa limosa niche de la Grande-Bretagne jusqu'à l'Ienisseï, et du sud de la Norvège au centre-ouest de la France. Elle hiverne principalement au sud du Sahara, du Sénégal à la Sierra Leone, dans le delta intérieur du Niger et dans le bassin du lac Tchad, ainsi que dans la péninsule ibérique et au Maroc (carte 5). Les oiseaux les plus orientaux hivernent au sud de la Caspienne, dans le Golfe persique et l'ouest de l'Inde.

La France est donc concernée par la sous-espèce islandaise et par les Barges à queue noire de la sous-espèce nominale nichant dans le nord-ouest de l'Europe, dont environ 90% le font aux Pays-Bas (carte 5).





Carte 5 : Aires de reproduction et d'hivernage des Barges à queue noire européennes (d'après Delany *et al.* 2009).

Le tableau 3 résume les estimations successives de la taille des populations européennes de ces deux sous-espèces et de leurs tendances d'évolution.

Source	<i>L. l. limosa</i> (Europe)		<i>L. l. islandica</i>	
	Couples	Individus	Couples	Individus
Piersma (1986)	102 000 - 123 000		10 000 - 30 000	
Beintema & Melter (1997)	130 000 - 255 000 ➔		5 000 - 15 000 ➔	
Scott (2002)		148 000 - 183 000 (O) ➔		35 000 ➔
Scott (2002)		93 000 - 173 000 (Est) ➔		
WI (2002)		148 000 - 183 000 (O) ➔		35 000 ➔
WI (2002)		93 000 - 173 000 (Est) ➔		
BirdLife International (2004)	84 000 - 115 000 ➔		15 000 - 25 000 ➔	
Gunnarsson <i>et al.</i> (2005 b)				47 000
Stroud <i>et al.</i> (2004)		148 000 - 163 000 (O) ➔		35 000 ➔
Thorup (2006)	86 500 - 120 000 ➔		25 000	56 000 - 75 000 ➔ ?
WI (2006)		162 000 - 183 000 (O) ➔		47 000 ➔
WI (2006)		90 000 - 165 000 (Est) ➔		
Delany <i>et al.</i> (2007)		162 000 - 183 000 (O) ➔		47 000 ➔
Delany <i>et al.</i> (2007)		90 000 - 165 000 (Est) ➔		
Delany <i>et al.</i> (2008)		162 000 - 183 000 (O) ➔		47 000 ➔
Delany <i>et al.</i> (2008)		90 000 - 165 000 (Est) ➔		
Delany <i>et al.</i> (2009)		160 000 - 180 000 (O) ➔		47 000 ➔
Delany <i>et al.</i> (2009)		90 000 - 165 000 (Est) ➔		
Schroeder (2010)				75 000 ➔
WI (2012 et 2014)		160 000 - 180 000 (O) ➔		50 000 - 75 000 ➔
WI (2012 et 2014)		90 000 - 165 000 (Est) ➔		
Trolliet 2014	78 000 - 96 000 ➔	233 000 - 288 000 ➔		90 000 ➔
Nagy & Langendoen (2017)				98 000 - 125 000 ➔

Tableau 3 : Tailles et tendances d'évolution estimées des populations européennes de Barge à queue noire

Le tableau 4 récapitule les estimations d'effectifs nicheurs en Europe, par pays.

Pays	Effectif nicheur (couples)	
	<i>L. l. limosa</i>	<i>L. l. islandica</i>
Allemagne	3900 - 4400	
Autriche	90 - 140	
Belarus	6 000 - 8 500	
Belgique	900 - 1 100	
Danemark	541 - 556	
Espagne	0 - 10	
Estonie	400 - 700	
Finlande	110 - 130	
France	150 - 180	
Hongrie	120 - 600	
Islande		33 000 - 42 000
Italie	15	
Lettonie	70 - 100	
Lithuanie	250 - 350	
Norvège	29 - 62	75 - 125
Pays-Bas	26 000 - 41 000	
Pologne	1 500 - 2 000	
R. d'Irlande		2 - 4
R. tchèque	10 - 20	
Roumanie	40 - 80	
Royaume uni	54 - 57	7 - 9
Russie (Europe)	15 000 - 30 000	
Serbie	15 - 30	
Suède	70 - 100	
Ukraine	13 000 - 15 000	
TOTAL	68 000 - 105 000	33 000 - 42 000

Tableau 4 : Estimations des effectifs nicheurs (nombres de couples) de Barges à queue noire en Europe et de leurs tendances d'évolution (d'après Kentie *et al.* 2016, Leyrer *et al.* 2017, Nagy & Langendoen 2017).

La France se trouve en limite sud-ouest de l'aire de reproduction régulière de l'espèce.

Dans les îles britanniques, en France et dans la péninsule ibérique, l'hivernage de *L. l. islandica* est localisé sur un nombre assez restreint de sites. Les oiseaux sont en général fidèles à leurs sites d'hivernage (Wernham *et al.* 2002), mais il y a des mouvements entre les sites tout au long de la période internuptiale.

Parallèlement à son expansion, *L. l. islandica* semble avoir accru sa plasticité écologique. Elle était auparavant plus ou moins cantonnée en dehors de sa période de reproduction aux milieux littoraux à sédiments très fins, contrairement à *L. l. limosa* qui fréquente préférentiellement des milieux d'eau douce ou saumâtre : milieux lagunaires arrière-littoraux, prairies humides et inondables, bordures de plans d'eau, marais, et, sur les sites d'hivernage africains, les rizières en eau ou bien asséchées après la récolte, les plaines alluviales inondées, les mares et plans d'eau peu profonds et les marais. *L. l. islandica* utilise maintenant de plus en plus couramment d'autres milieux (prairies inondées, marais arrière-littoraux, rizières...) en halte migratoire ou en hivernage. C'est par exemple le cas sur la réserve de Chanteloup (Vendée), dans un milieu lagunaire aménagé en situation arrière-littorale, où la présence de l'espèce en période d'hivernage *stricto sensu* était auparavant occasionnelle et fugace ;

depuis quelques années y hivernent des Barges à queue noire parmi lesquelles, à une exception récente près, toutes celles qui sont marquées sont islandaises (figure 7).

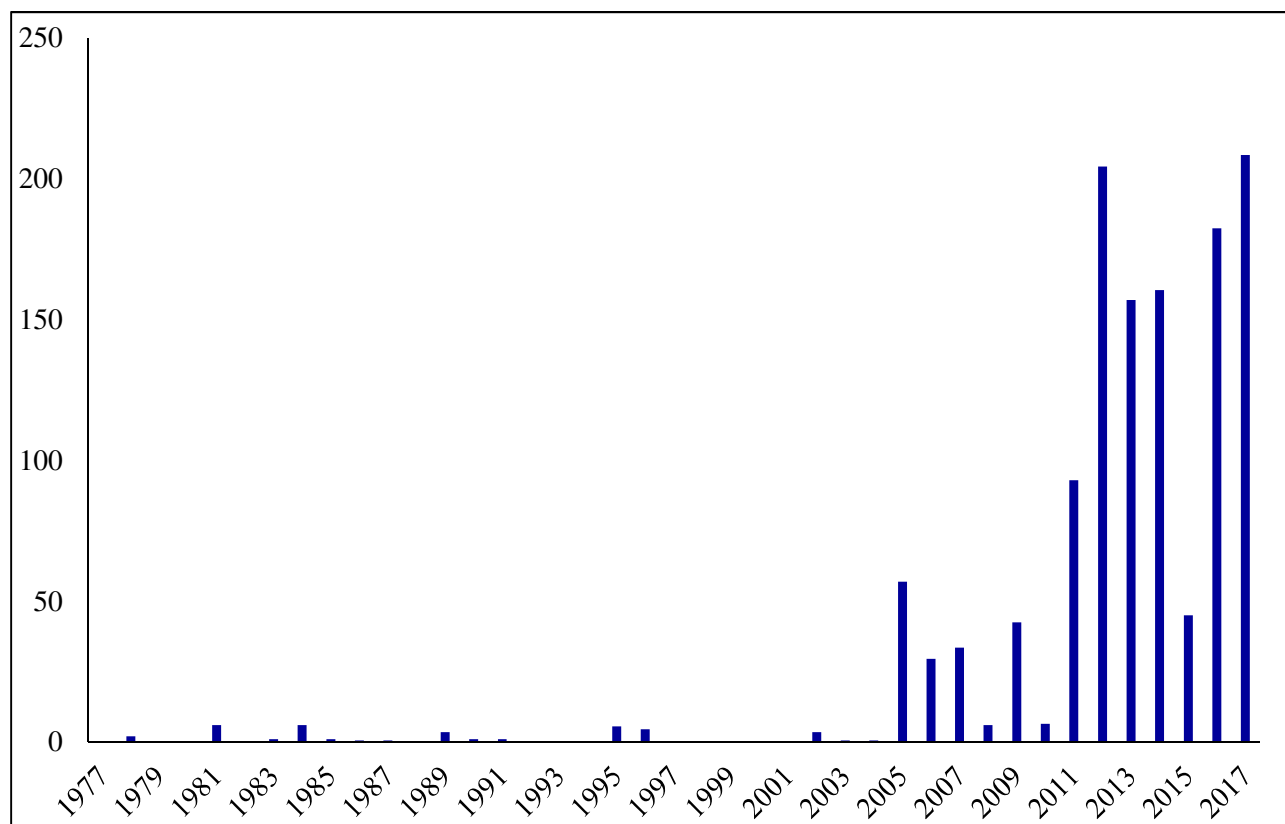


Figure 7 : Évolution du nombre moyen de Barges à queue noire en janvier à Chanteloup (Vendée) de 1977 à 2017.

Dans la péninsule ibérique, où hiverne aussi la sous-espèce nominale, bien que la grande majorité des Barges à queue noire islandaises continuent à utiliser des milieux intertidaux (Alves *et al.* 2010), certaines côtoient des Barges à queue noire continentales. C'est par exemple le cas en Estrémadure où 7,7% (Masero *et al.* 2009) ou 6,5% (Lopes *et al.* 2013) des Barges à queue noire exploitant en hiver les rizières sont islandaises, et dans les marais d'Andalousie (Márquez-Ferrando *et al.* 2011). Et, depuis deux décennies, des Barges à queue noire islandaises migrent vers leurs zones de reproduction en faisant un détour par les Pays-Bas où elles font halte et s'alimentent aussi bien sur des vasières intertidales que sur des prairies humides, y compris à l'intérieur du pays. En 2002, entre 19 et 28% de la population islandaise est ainsi passée par les Pays-Bas, où le séjour des oiseaux dure en moyenne 13 jours (Gerritsen & Tijssen 2003).

En France, l'utilisation simultanée de mêmes sites par les deux sous-espèces est de plus en plus courante.

Le développement de rizières en Estrémadure et au Portugal est mis à profit non seulement par des hivernants, mais surtout par une partie importante de la population du nord-ouest de l'Europe de *L. l. limosa* en milieu et fin d'hiver, qui s'y alimente principalement de riz tombé au sol, après la récolte (Lourenço & Piersma 2008 b, Lourenço 2010, Santiago-Quesada *et al.* 2010).

Sur les rizières portugaises, l'espèce est présente de fin décembre à début mars, et il y a des arrivées importantes à partir de la mi-janvier (figure 4). Le temps moyen de séjour de ces oiseaux est d'au moins 22 jours (Lourenço *et al.* 2010). Sur les rizières d'Estrémadure, les oiseaux marqués fin janvier, début février et fin février y restent respectivement en moyenne au moins 34,7, 14,4 et 8,3 jours (Masero *et al.* 2011).

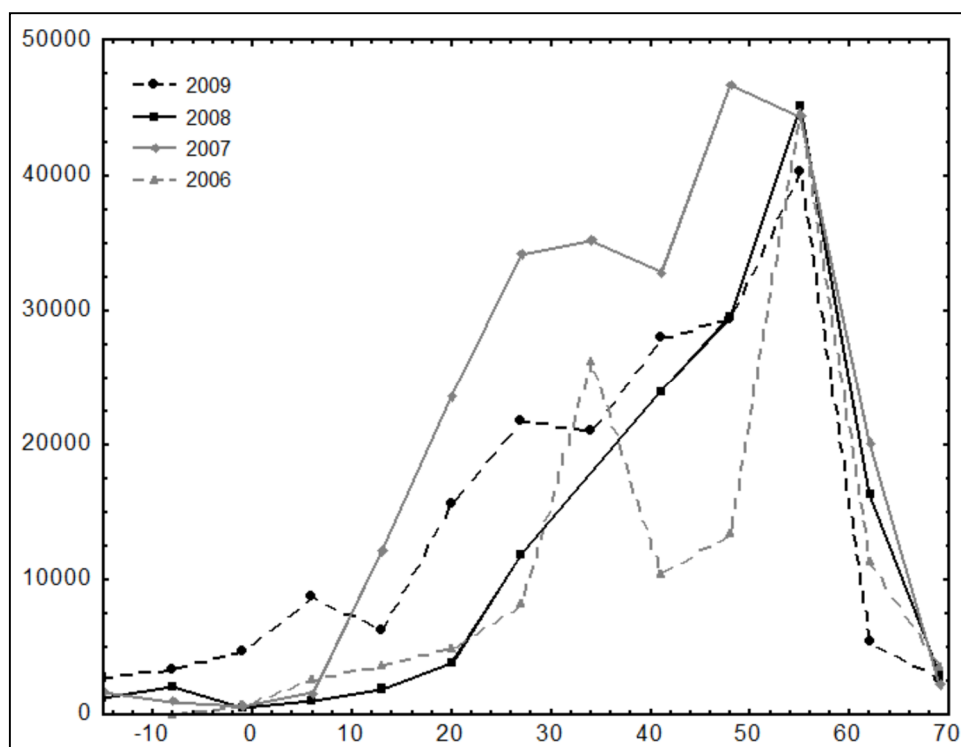


Figure 8 : Effectif de Barges à queue noire dénombrés sur des rizières portugaises durant les hivers 2005-2006 à 2008-2009; le temps est exprimé en nombres de jours à partir du 1^{er} janvier, qui a la valeur 0 (Lourenço *et al.* 2010).

Une partie des *L. l. limosa* quittent donc précocement leurs zones d'hivernage d'Afrique de l'Ouest pour s'arrêter, assez longtemps, dans la péninsule ibérique. Les jeunes ont tendance à s'arrêter de façon croissante au Portugal plutôt qu'en Estrémadure (Verhoeven *et al.* 2018).

Pendant leur deuxième année civile, les *L. l. limosa* ne rejoignent habituellement pas leurs zones de reproduction, et restent estiver en Afrique ou dans le sud de l'Europe (Beintema & Drost 1986).

Le nombre total de Barges à queue noire présentes en Europe à la mi-janvier est approximativement compris entre 144 000 et 157 000 (tableau 5).

Pays	Effectif mi-janvier	Année(s)
Espagne	35 000 - 74 000	2008 - 2010
France	28 965	2013
Irlande	8 647	2013
Pays-Bas	362	2012
Portugal	20 660	2013
Royaume-Uni	37 121	2013

Tableau 5 : Estimation par pays du nombre de Barges à queue noire présentes à la mi-janvier en Europe de l'Ouest (Mahéo 2010, Lourenço *et al.* 2010, Crowe *et al.* 2011, Masero *et al.* 2011, Holt *et al.* 2011, Langendoen & Flink 2012).

Rappelons que ces nombres comprennent, dans la péninsule ibérique, un mélange des deux sous-espèces. Au moyen d'une analyse des contrôles visuels d'oiseaux marqués en Islande d'une combinaison de bagues colorées, Gunnarsson *et al.* (2005 b) avaient estimé qu'en 1999-2002, l'effectif hivernal de *L. l. islandica* était de 47 000 individus, valeur reprise ensuite par d'autres auteurs (tableau 3). Ils estimaient que, parmi ces 47 000 oiseaux, 15 000, soit 32% hivernaient dans la zone commune aux deux sous-espèces (Portugal, Espagne et Maroc).

Cette proportion est-elle encore valide ? Depuis une dizaine d'années, le nombre de *L. l. islandica* a fortement augmenté, tandis que celui de *L. l. limosa* a nettement baissé. Globalement, la proportion de *L. l. islandica* parmi les Barges à queue noire a donc fortement augmenté. Pendant la même période, des *L. l. limosa* ont avancé leur remontée vers le nord à partir de l'Afrique de l'Ouest pour stationner, à partir de mi-janvier, dans la péninsule ibérique. Il est donc probable que le début de ce stationnement y soit pris en compte par les dénombrements de mi-janvier, ce qui aurait un effet contraire sur l'évolution qu'a pu avoir la proportion de *L. l. islandica*. Si l'on suppose que ces deux effets se compensent, une proportion de 32% serait toujours utilisable, et l'effectif récent de *L. l. islandica* présent à la mi-janvier dans la péninsule ibérique serait de 26 200 à 30 400. Ajouté aux effectifs dénombrés en janvier 2010 en France et dans les îles britanniques, et en janvier 2009 aux Pays-Bas cela aboutirait à un effectif présent en Europe de 85 100 à 89 140 individus à la fin des années 2000. Compte tenu de celles hivernant au Maroc (voir ci-après), l'effectif total de *L. l. islandica* pouvait être en janvier, à la fin des années 2000, de l'ordre de 90 000 (Trolliet 2014). Depuis, cette population a augmenté. Elle est estimée actuellement à 98 000 - 125 000 (Nagy & Langendoen 2017).

La France accueillerait donc en janvier près du quart de la population islandaise.

Au Maroc, des reprises de bagues attestent de la présence de *L. l. islandica*, en mélange avec *L. l. limosa*. Lourenço & Piersma (2008 a) indiquent que l'effectif hivernal y a diminué, en se référant à Blondel & Blondel (1964), et à un dénombrement de 2006. L'analyse des résultats de dénombrements depuis les années 1970 ne montre en fait pas de tendance à la diminution. L'effectif hivernal est compris entre 5 000 et 20 000 individus (Dakki *et al.* 2001, Kuijper *et al.* 2006, Qninba *et al.* 2007). Les Barges à queue noire hivernant en Algérie (3 230 en 2010, Langendoen & Flink 2012) sont probablement des *L. l. limosa*.

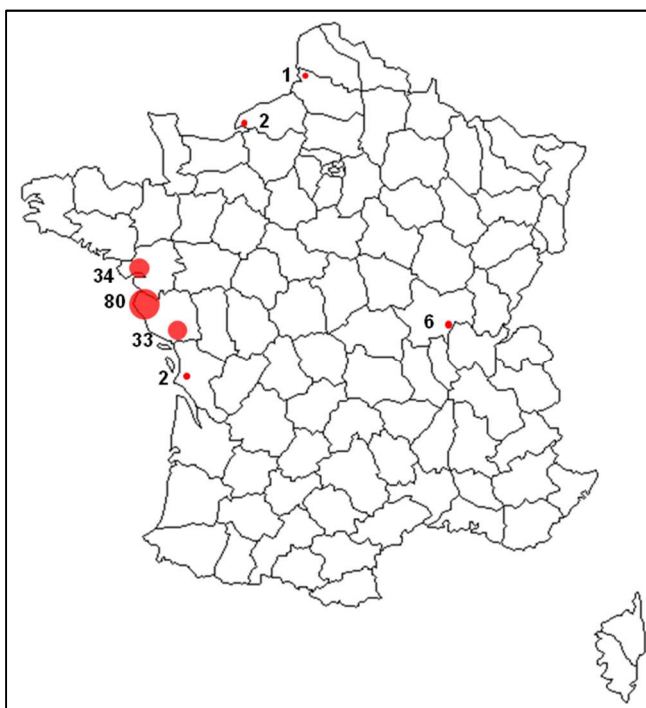
Au Royaume-Uni, par où transitent la plupart des *L. l. islandica* qui stationnent en France, les effectifs maximaux sont notés généralement en septembre et en mars.

En France, *L. l. limosa* niche ou a niché dans des prairies naturelles humides, des prairies de fauche inondables, des bords d'étangs, des formations à *Puccinellia maritima*, etc.

C'est en Vendée qu'a eu lieu le premier cas de reproduction connu, en 1936 (Bardin 1938). Par la suite, ce n'est qu'à partir des années 1950 que sont signalés d'autres secteurs de nidification, souvent éphémères, en Dombes, Sologne, Bretagne (Finistère et Morbihan), Alsace, Yvelines, vallée de la Saône, Brenne, Normandie, Lorraine, Somme, estuaire de la Loire... (Vaucher 1952, Boutinot 1957, Merlet 1961, Monnat 1968, Brichambaut 1969, Yeatman 1976, Kempf 1979, Janin & Janin 1980, Trotignon 1983, Janin 1985, Debout & Lang 1985, François 1989, Broyer & Bernard 1994, Bargain *et al.* 1999).

Les sites continentaux à l'exception de la vallée de la Saône, et les sites du Finistère, du Morbihan et du Cotentin ont depuis été abandonnés, mais l'espèce s'est installée en Grande Brière (Loire-Atlantique) et, plus récemment, dans le marais de Brouage (Charente-Maritime). Outre ces deux derniers sites et la vallée de la Saône, la Barge à queue noire niche actuellement en Vendée (Marais breton et Marais poitevin), dans l'estuaire de la Seine et dans la vallée de la Somme (carte 6).

Malgré l'abandon de divers sites de reproduction, l'augmentation de l'effectif nicheur en Vendée et en Loire-Atlantique a généré une évolution positive de l'effectif national. Comptant sans doute moins de 20 couples au début des années 1970 (Yeatman 1976), compris entre 85 et 110 couples à la fin des années 1980 (Trolliet & Ibañez 1990, Broyer & Bernard 1994), ce dernier est maintenant de 150 à 180 couples.



Carte 6 : Répartition et effectifs des couples de Barge à queue noire en France (LPO & ONCFS 2012).

Les arrivées en France de *L. l. islandica* débutent en juillet, et se poursuivent jusqu'en novembre, avec deux temps forts en août et novembre. Les départs ont lieu surtout de février à début avril (figure 9), et ces oiseaux arrivent en Islande à partir de mi-avril, jusqu'à mi-mai ; les oiseaux appariés l'année précédente tendent à arriver de façon synchrone, même s'ils n'ont pas hiverné ni migré ensemble, ce qui facilite leur fidélité (Gunnarsson *et al.* 2004, Gunnarsson 2005 b, Boyd & Petersen 2006). Pendant les deux dernières décennies, les dates d'arrivée en Islande ont avancé en moyenne d'une demie journée par an, probablement en raison de l'élévation des températures, et peut-être à cause de pressions densité-dépendantes (Gunnarsson 2010) ; on ignore s'il en est de même de la chronologie de la migration prénuptiale en France.

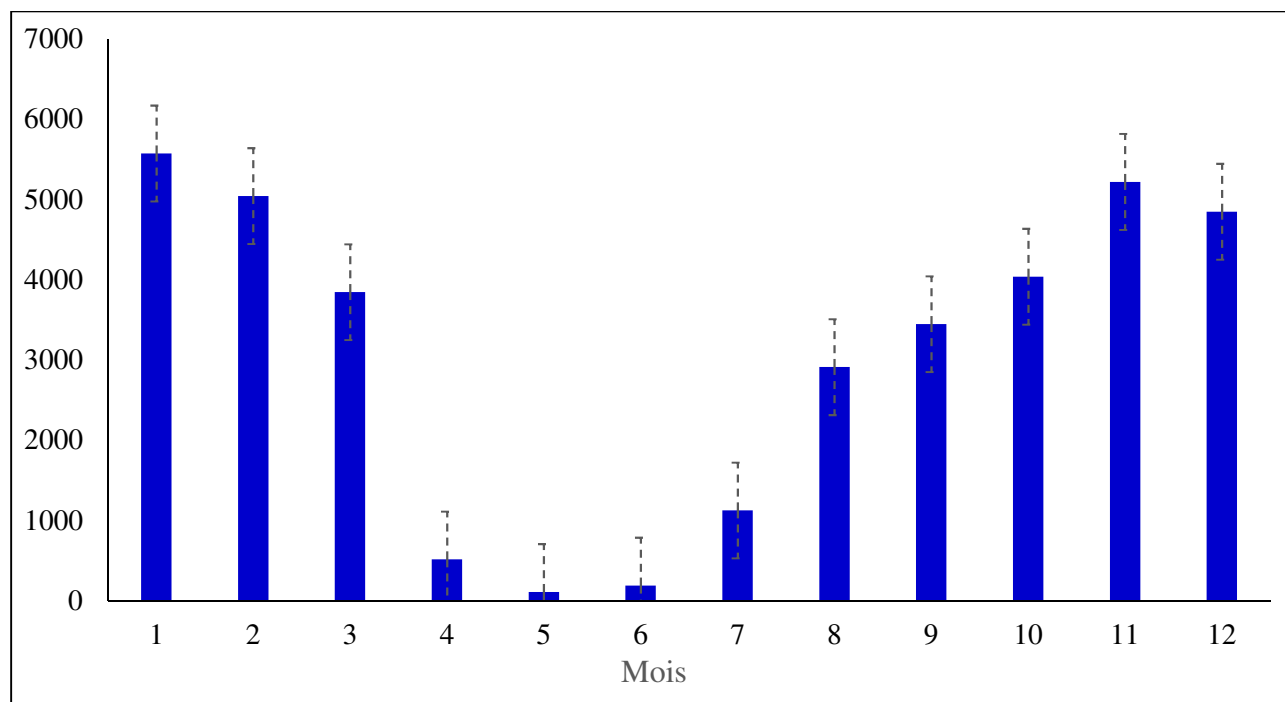


Figure 9 : Chronologie moyenne (1976-2015) du stationnement de Barges à queue noire (*L. l. islandica*) sur l'ensemble Baie de l'Aiguillon/Pointe d'Arçay (Vendée), par mois.

La migration postnuptiale de *L. l. limosa* est souvent directe, les oiseaux rejoignant leurs zones d'hivernage, situées de la péninsule ibérique à l'Afrique subsaharienne, à partir de leurs zones de reproduction. Seule une petite partie des oiseaux suspendent leur trajet pour faire halte en France (Beintema & Drost 1986). Davantage le font en Espagne, avant de rejoindre l'Afrique de l'Ouest, après une escale d'environ deux semaines (Márquez-Ferrando *et al.* 2018). Ces haltes ont lieu principalement de juin à août, et deviennent insignifiantes en septembre (Girard 1992, figure 10). Les arrivées en Afrique de l'Ouest ont lieu à partir de début juillet (Kleijn *et al.* 2010 b).

La migration prénuptiale a lieu de février (débutant selon les années entre le 8 et le 20) à avril. Les effectifs les plus importants sont notés en mars (figure 10).

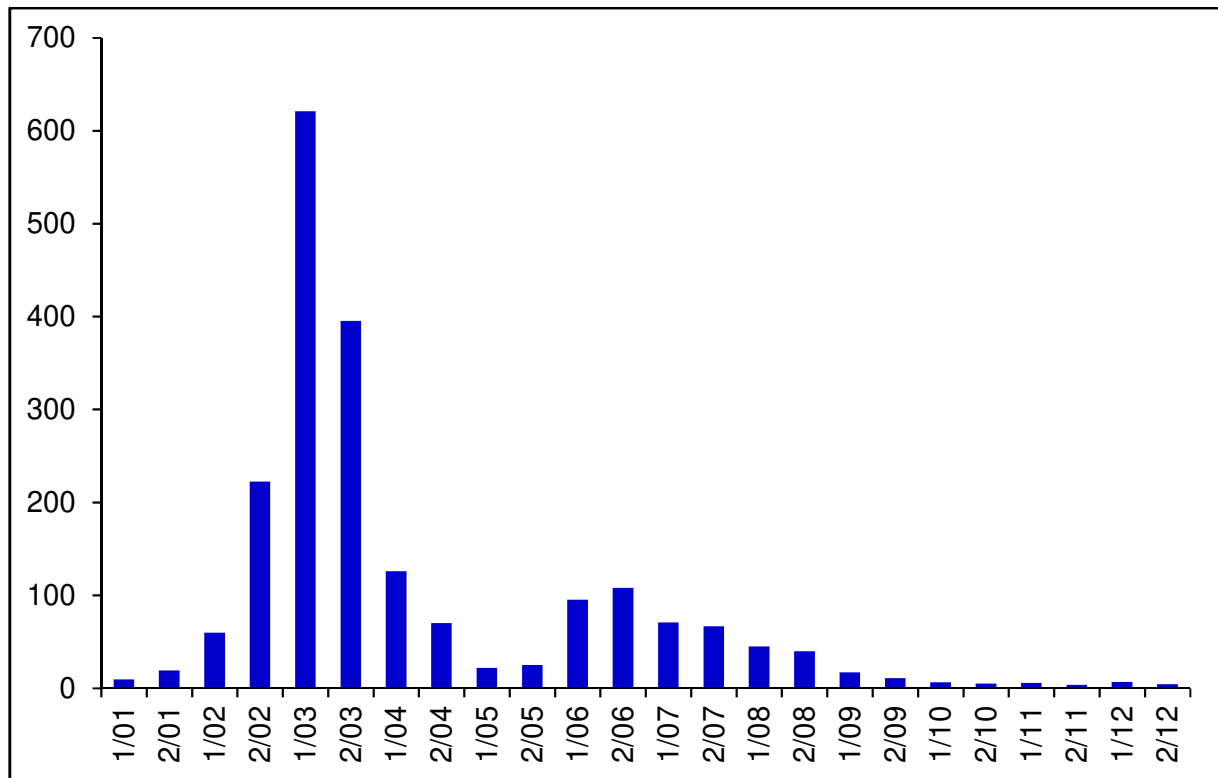


Figure 10 : Chronologie moyenne (1977-2012) du stationnement de Barges à queue noire (très majoritairement *L. l. limosa*) à Chanteloup (Vendée), par quinzaine.

Durant cette migration prénuptiale de *L. l. limosa*, les haltes sont plus durables qu'en été. Les deux sites français historiquement les plus importants sont l'ouest du Marais poitevin et les Basses vallées angevines. Dans le Marais poitevin, des effectifs instantanés compris entre 20 000 et 40 000, qui pouvaient être parfois observés dans les années 1980, ne le sont plus ; en 2006 et 2008, les effectifs maximaux notés ont été respectivement d'un peu plus de 10 000 et de 2 900, et depuis ils sont rarement supérieurs à 2 000 (Joyeux *et al.* 2014). Cette régression dans le Marais poitevin ne peut s'expliquer seulement par l'évolution des habitats dans la mesure où les meilleurs sites sont restés à peu près intacts. Elle peut s'expliquer pour partie par le déclin global de la population concernée. Mais elle est aussi probablement la conséquence de l'évolution du schéma migratoire résumée ci-dessus : des *L. l. limosa*, ayant passé l'automne et le début de l'hiver en Afrique de l'Ouest, plutôt que de rejoindre directement la France pour y faire halte avant de regagner leurs zones de reproduction du nord de l'Europe, quittent maintenant l'Afrique de l'Ouest dans le courant de l'hiver pour faire halte dans la péninsule ibérique ; elles peuvent y reconstituer leurs réserves énergétiques, et en repartent directement vers le nord de l'Europe sans avoir besoin de s'arrêter de nouveau en France. Dans les Basses vallées angevines, les effectifs en halte prénuptiale peuvent encore dépasser 20 000 individus, et il n'y a pas de tendance négative apparente (Kuijper *et al.* 2006).

D'une façon générale, l'évolution de l'importance du transit d'un oiseau migrateur est difficile à évaluer faute de pouvoir connaître la durée de séjour des individus et ses variations dans le temps. C'est le cas des Barges à queue noire des deux sous-espèces transitant en France, et ce d'autant plus que ces deux sous-espèces peuvent être mélangées, et ne sont en pratique pas discernables en nature la plupart du temps. A défaut d'une analyse précise de données provenant d'un suivi intensif

d'oiseaux marqués individuellement, la seule approche possible consiste à calculer le nombre de jours x individus, sur des sites où les effectifs sont suivis de façon intensive et constante, ce qui reflète l'abondance de l'espèce en stationnement et son évolution. La figure 11 montre l'évolution du nombre annuel de jours x individus depuis 40 ans sur la réserve de Chanteloup. L'abondance de l'espèce y fluctue fortement. Dans la mesure où l'abondance annuelle est déterminée avant tout par les effectifs en halte pré-nuptiale (figure 10), ces fluctuations peuvent être dues aux variations des régimes de vents durant cette migration, des niveaux d'eau locaux, du degré d'inondation de haltes alternatives telles que le Marais poitevin, etc. A la fin de la période, dans les années 2000 et 2010, se dessine une tendance à l'augmentation, qui est sans doute en partie due à l'occurrence croissante de *L. l. islandica* en hivernage (figure 7), mais aussi en migration comme le montrent les contrôles d'oiseaux marqués individuellement. Bien que sur l'ensemble de la période les Barges à queue noire soient très majoritairement des *L. l. limosa*, ce qui est conforté par la figure 51, la seule mesure de l'abondance de l'espèce ne permet maintenant plus de préciser ce qu'il en est pour *L. l. limosa*.

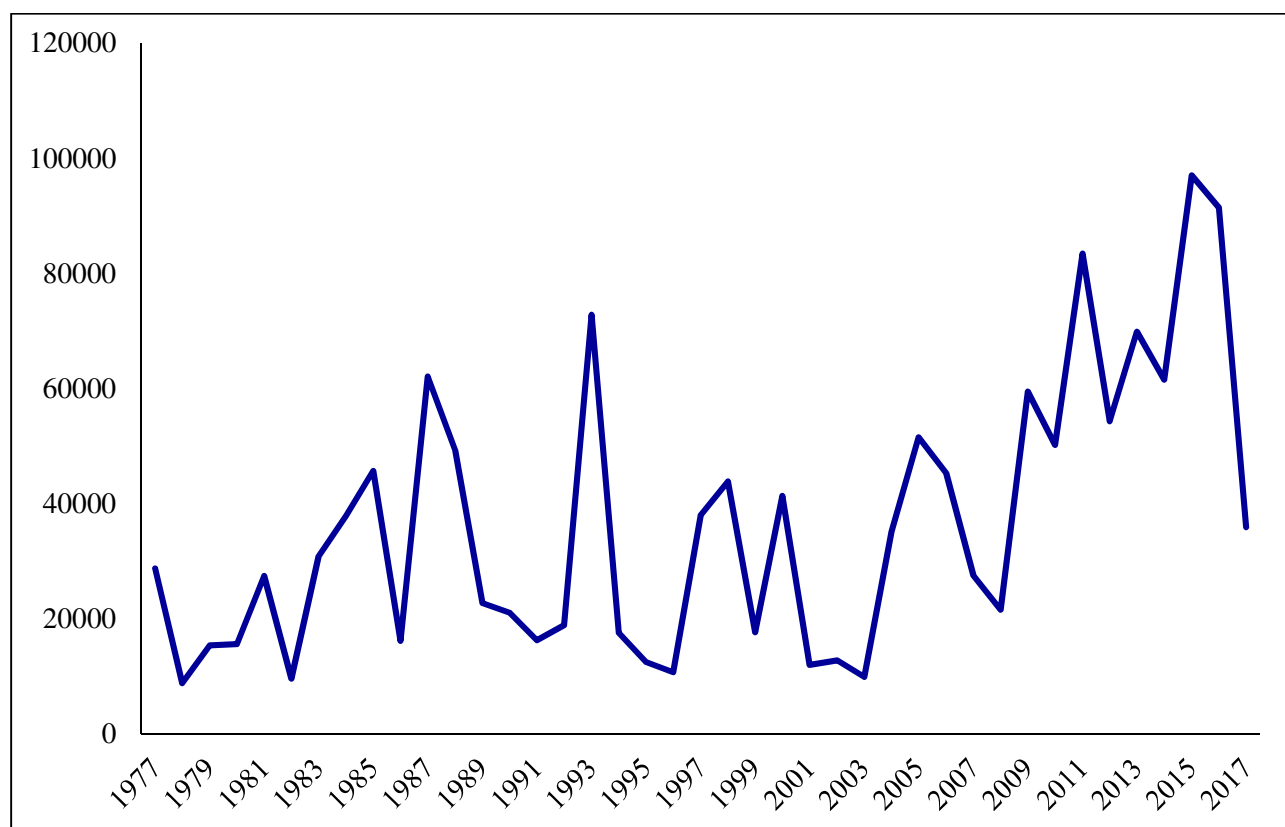
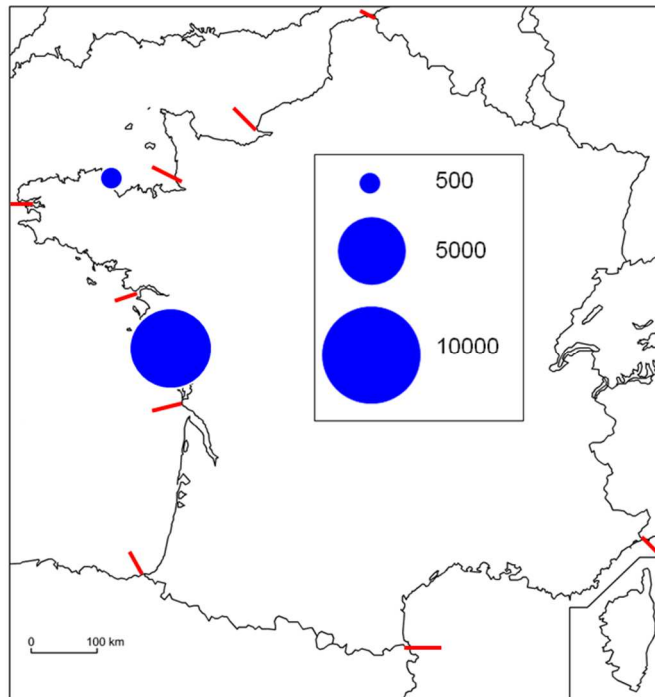
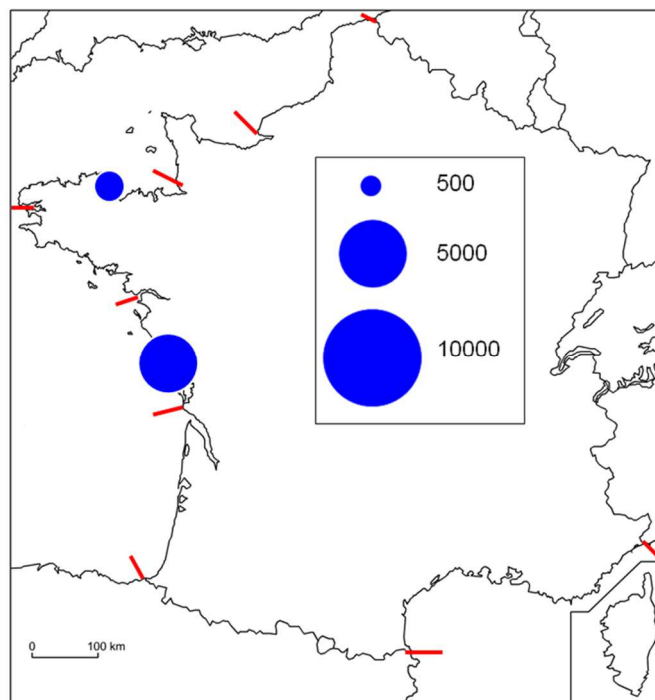


Figure 11 : Évolution, de 1977 à 2017, du nombre annuel de jours x individus de Barge à queue noire à Chanteloup.

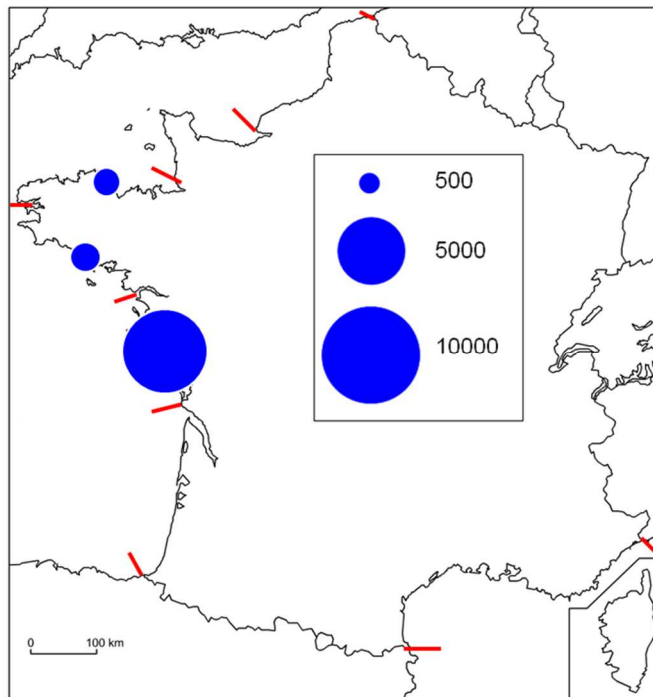
Initialement très concentré sur la Baie de l'Aiguillon et la Pointe d'Arçay (cartes 7 à 9), l'hivernage s'est ensuite développé, en particulier sur le littoral de Charente-Maritime, dans le sud de la Bretagne et en Baie du Mont St Michel (cartes 10 et 11).



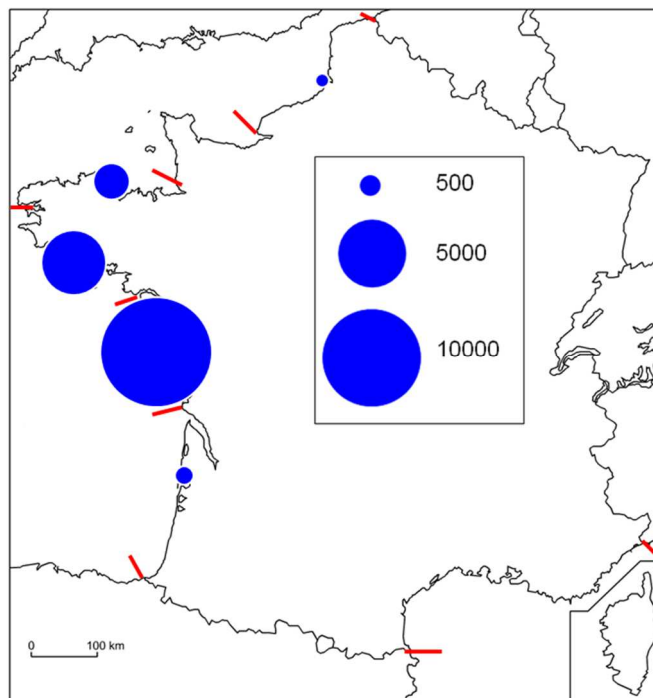
Carte 7 : Principaux secteurs français d'hivernage de la Barge à queue noire de 1977 à 1985.



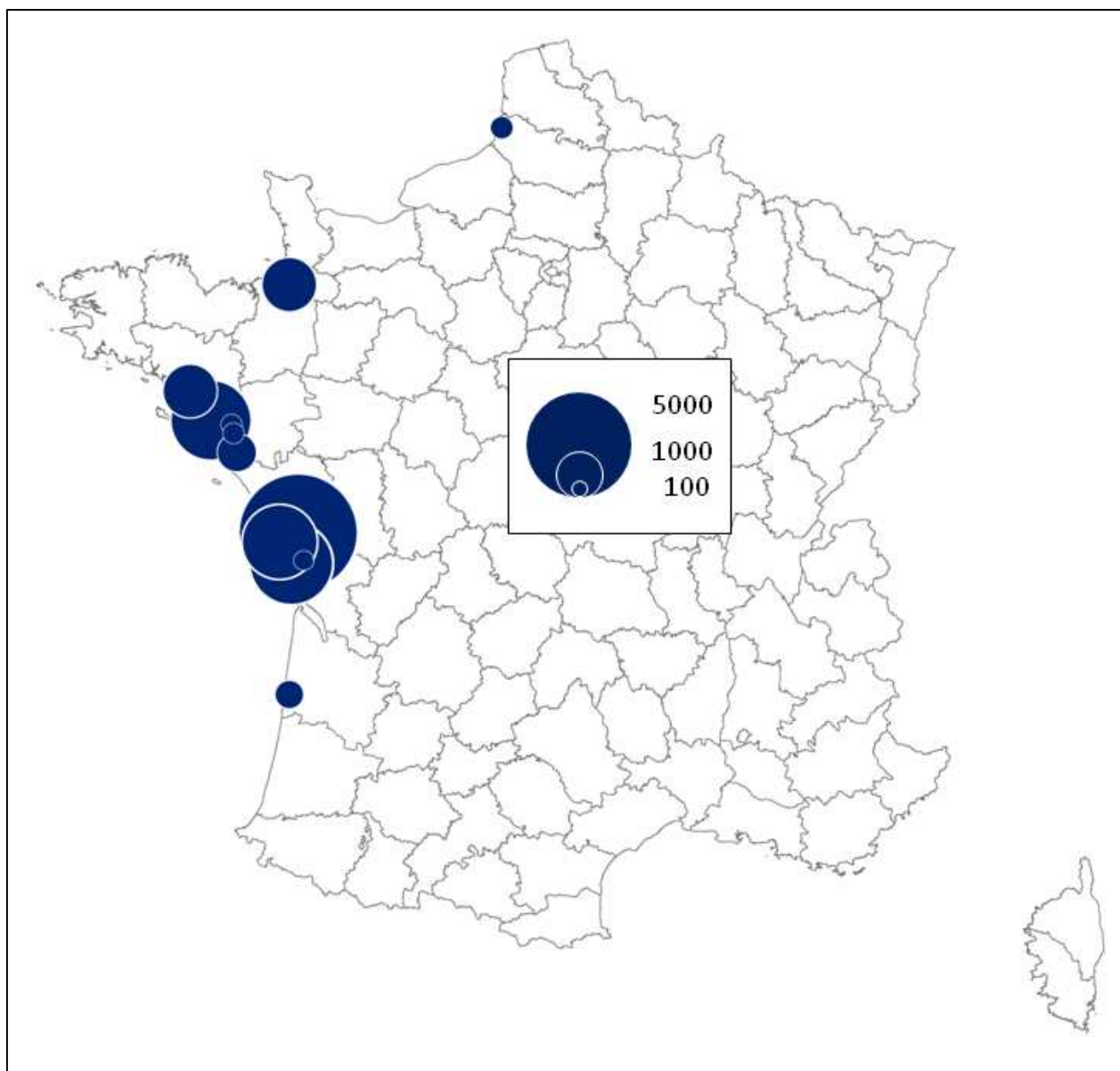
Carte 8 : Principaux secteurs français d'hivernage de la Barge à queue noire de 1986 à 1994.



Carte 9 : Principaux secteurs français d'hivernage de la Barge à queue noire de 1995 à 2003.



Carte 10 : Principaux secteurs français d'hivernage de la Barge à queue noire de 2004 à 2010.



Carte 11 : Principaux sites français d'hivernage de la Barge à queue noire de 2004 à 2010 (moyenne des effectifs dénombrés en janvier de 2004 à 2010, d'après Mahéo 2004-2010).

De 2012 à 2017, le nombre moyen de sites occupés est 26 ; il est en augmentation.

Dynamique de population

L. l. islandica

Le taux de succès des pontes est compris entre 20% et 75%. Entre 20% et 80% des couples élèvent au moins un jeune. La productivité est sans doute comprise entre 0,5 et 0,8 jeune par couple (Gill *et al.* 2007).

La survie juvénile (jusqu'au premier automne) est d'environ 0,5. La survie annuelle est ensuite comprise entre 0,87 et 0,99; elle est meilleure en hiver, et moins bonne pendant la migration

prénuptiale. Après avoir augmenté à la fin des années 1990, cette survie a sans doute ensuite baissé (Gill *et al.* 2007).

L. l. limosa

Le succès des pontes est compris entre 19% et 71% ; il est en moyenne de 39%. Le nombre moyen d'œufs éclos par ponte réussie est de 3,5 (Roodbergen & Klok 2008).

La productivité est très variable mais en moyenne comprise entre 0,13 et 0,59 jeune à l'envol par couple. Elle a fortement chuté durant les dernières décennies (Gerritsen 2006, Gill *et al.* 2007, Roodbergen & Klok 2008, Schekkerman *et al.* 2005, 2008 et 2009, Schekkerman & Teunissen 2006).

La productivité devrait être comprise entre 0,68 et 0,83 (Klok *et al.* 2009), ou égale à 0,85 (Schroeder *et al.* 2009) pour stabiliser la population aux Pays-Bas.

Des programmes de marquage coloré conduits aux Pays-Bas et en Suède montrent que 80 à 95,5% des adultes reviennent sur leurs sites de reproduction (Johansson 2001, Groen & Hemerik 2002, Schekkerman *et al.* 2005, Both *et al.* 2006). La fidélité des adultes à leur site de nidification est forte : 90% reviennent nicher à moins de 700 m du site de nid de l'année précédente, et il arrive que la même touffe d'herbe soit réoccupée (Ibañez & Trolliet 1992, Groen 1993, Lourenço *et al.* 2008) ; mais elle n'est pas totale, et le taux de survie des adultes est en réalité supérieur à ces valeurs (Groen & Hemerik 2002). Selon Roodbergen *et al.* (2008 b), les valeurs les moins élevées du taux de survie fournies par des contrôles visuels d'oiseaux marqués s'expliquent par une moindre fidélité sur certains sites en raison des échecs de la reproduction précédente. Les valeurs les plus récentes et les plus importantes sont particulièrement élevées pour un limicole (Evans 1994). Cette très forte survie serait difficile à améliorer (Schroeder *et al.* 2009). Elle est égale ou supérieure à celle constatée il y a quelques décennies (Kleijn *et al.* 2010 b).

La survie des poussins jusqu'à l'âge d'envol est de 7% (Schekkerman *et al.* 2009). Elle a nettement baissé depuis 30 ans (Schekkerman *et al.* 2008).

La philopatrie est elle-même forte, et la plupart des oiseaux qui se reproduisent le font à moins de 6 km de leur lieu de naissance (Kruk *et al.* 1998).

Il n'y a pas de différence significative du taux de survie entre mâles et femelles (Groen & Hemerik 2002).

Les Barges à queue noire se reproduisent habituellement à partir de l'âge de 2 ans. Certaines le font toutefois en Allemagne dès l'âge d'un an (H. Hötter com. pers.).

Tendances d'évolution et statut de conservation

Le tableau 3 montre le contraste existant entre les évolutions de ces deux sous-espèces en Europe.

A la fin du 19e siècle, *L. l. islandica* ne nichait que dans un secteur restreint du sud de l'Islande. Elle a ensuite augmenté son effectif et étendu sa répartition, surtout à partir de 1920, ce qui est expliqué par l'augmentation des températures sur cette île (Prater 1975). Depuis, elle a colonisé presque toutes les zones humides de l'île, et cette expansion est toujours en cours (Gunnarsson *et al.* 2005 a et 2007). L'abondance de cette sous-espèce a fortement augmenté, depuis la fin des années 1980. Dans le nord-ouest de l'Europe, l'effectif hivernant a plus que quadruplé depuis 1990 (figure 12). Nagy & Langendoen (2017) indiquent que le fort accroissement sur l'ensemble de la période est significatif, mais que la tendance récente à court terme est plus incertaine. Rares sont dans le monde les populations de limicoles jouissant d'une évolution aussi positive que *L. l. islandica* (Trollet *et al.* 2017). Cela est imputable principalement à l'élévation des températures en Islande, et à un bilan démographique positif associant de bonnes survie et productivité.

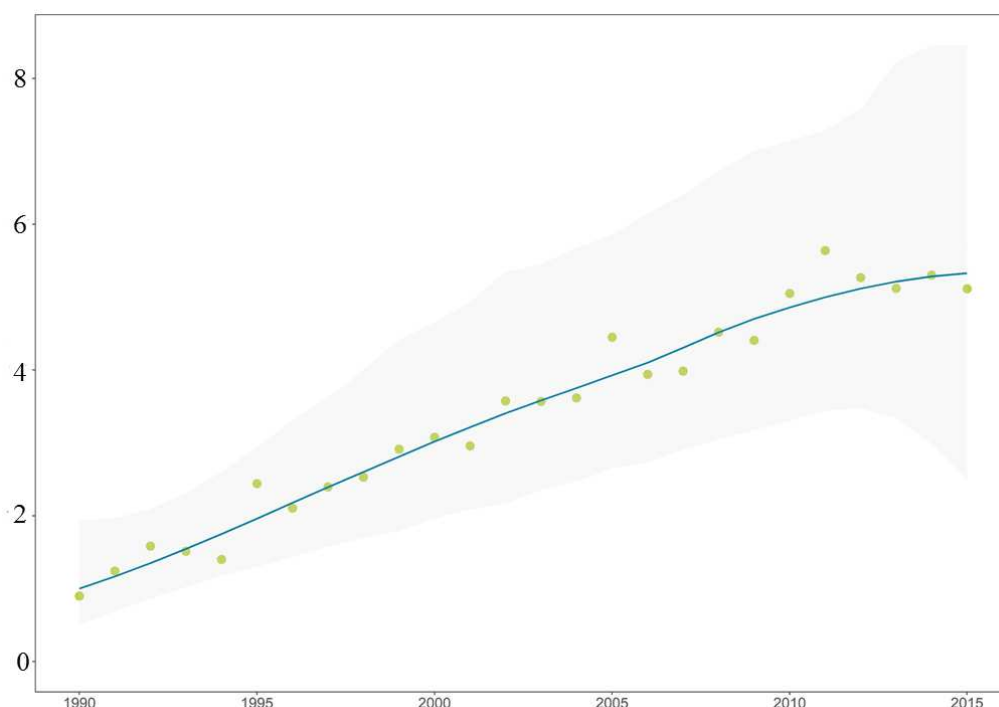


Figure 12 : Évolution de l'abondance de *L. l. islandica* d'après les recensements hivernaux de 1990 à 2015 en France et dans les îles britanniques (Nagy & Langendoen 2017).

Après avoir diminué de la fin des années 1970 à la fin des années 1980, l'effectif hivernant en France a fortement augmenté (figure 14), plus rapidement que dans le reste du nord-ouest de l'Europe (figure 12 et 13). Cette augmentation est due pour partie à l'augmentation de la population globale, et pour partie à une évolution de la répartition hivernale de cette sous-espèce qui se fortifie au nord (îles britanniques et France) au détriment du Portugal et peut-être du Maroc.

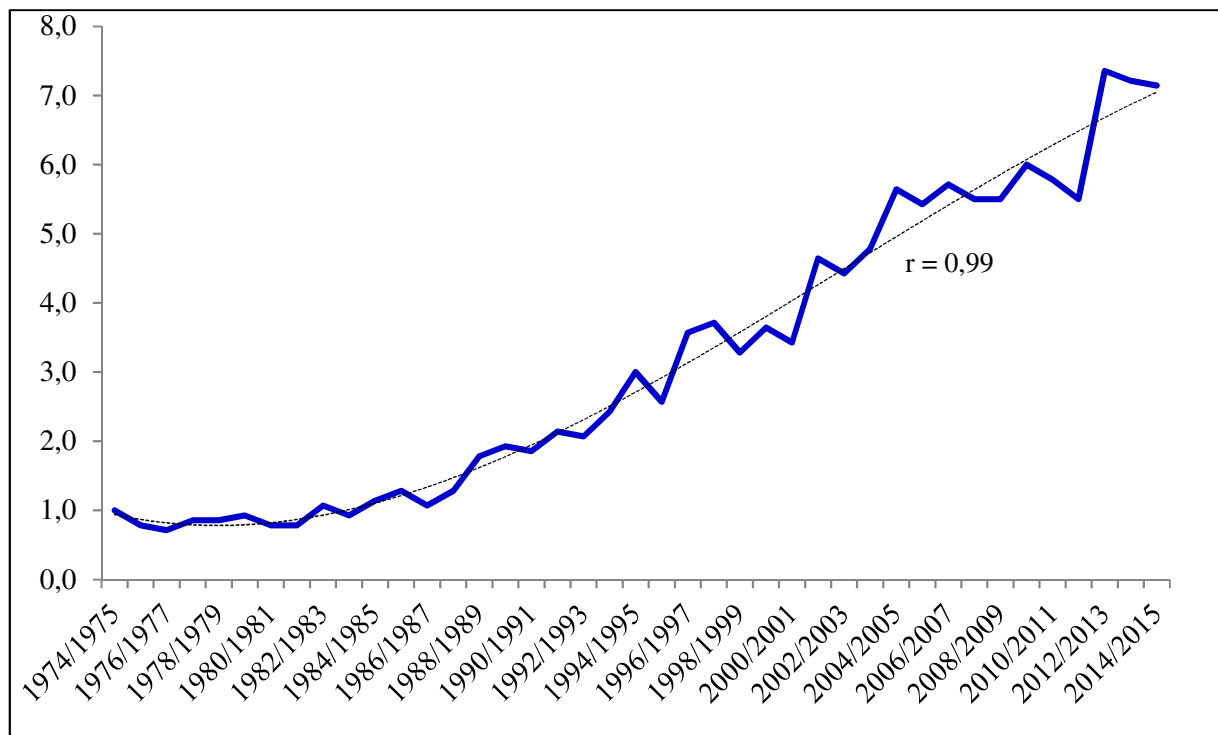


Figure 13 : Évolution relative de l'abondance de *L. l. islandica* en période internuptiale au Royaume-Uni de 1974 à 2015 (d'après Frost *et al.* 2016, indice 1 en 1974 - 1975).

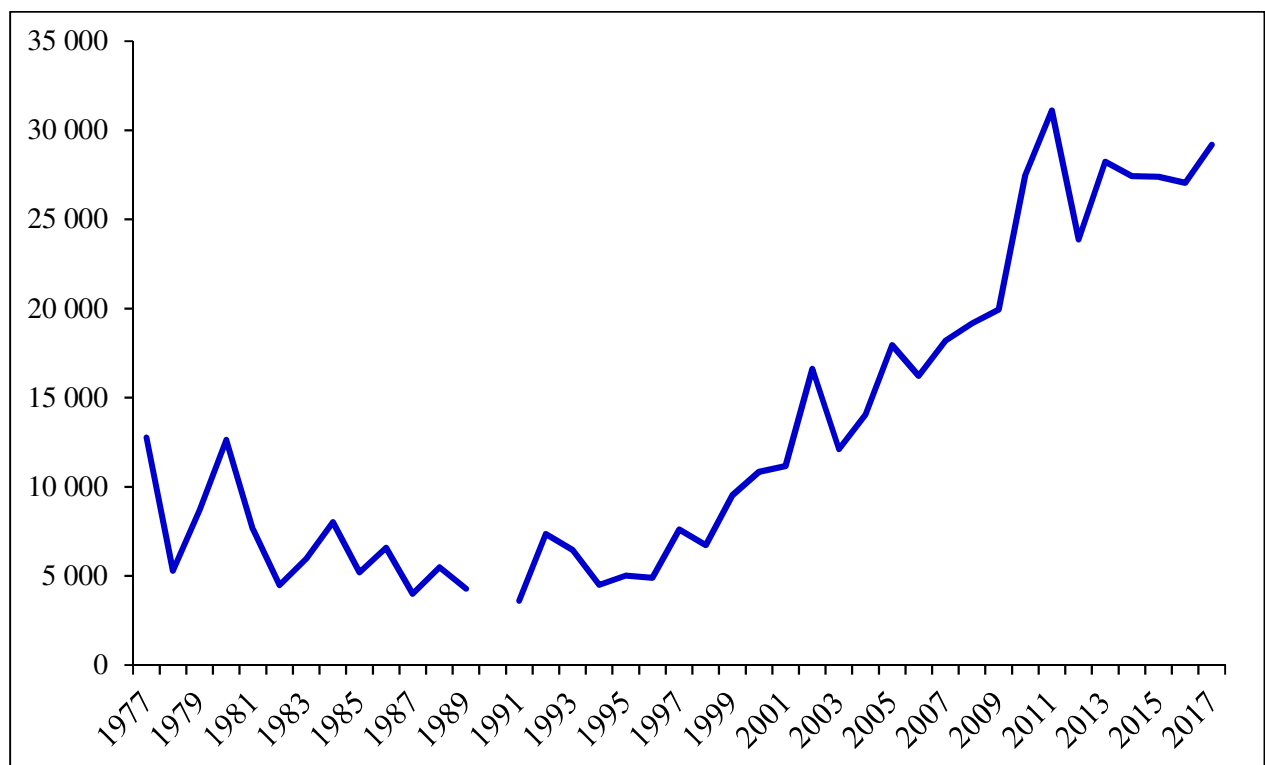


Figure 14 : Effectifs de Barges à queue noire dénombrés sur le littoral français à la mi-janvier de 1977 à 2017 (d'après Mahéo 1996-2011 et Mahéo & Le Dréan-Quénec'hdu 2012-2017).

La baisse constatée en janvier 2012 par rapport aux deux années antérieures est particulièrement nette sur le principal site du pays (figure 15). Cette baisse a probablement été amplifiée par le fait que la reproduction de *L. l. islandica* a été mauvaise en 2011.

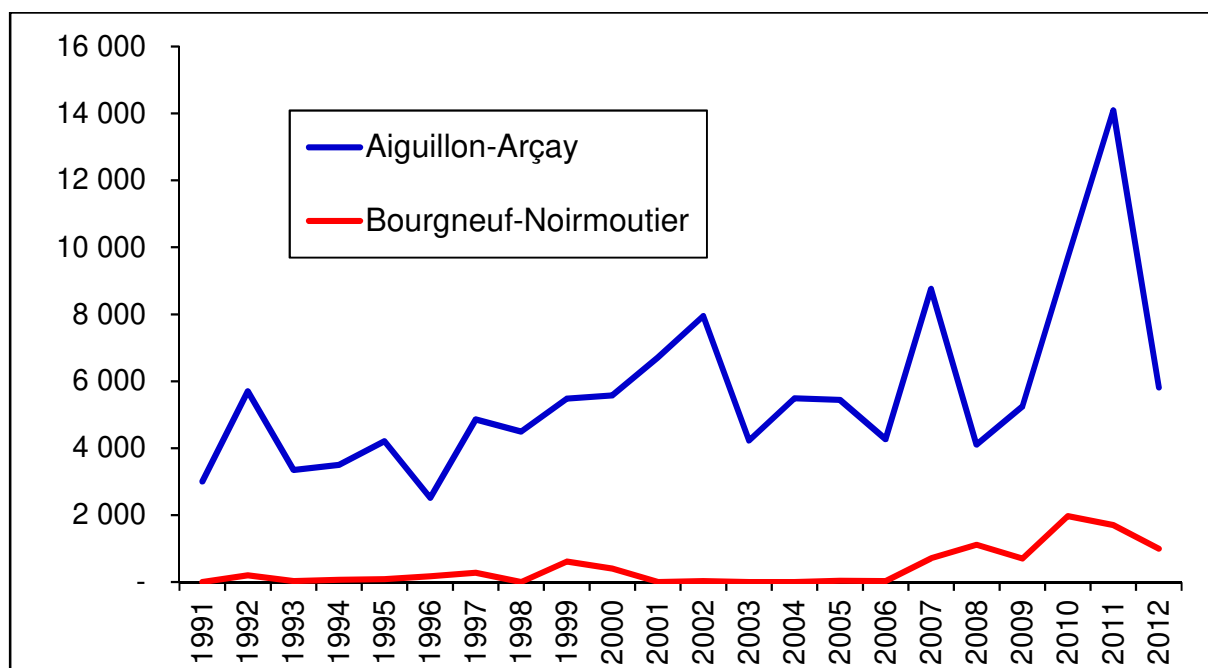


Figure 15 : Effectifs de Barges à queue noire dénombrés en Vendée à la mi-janvier de 1991 à 2012.

L. l. limosa subit par contre un fort déclin en Europe de l’Ouest, particulièrement aux Pays-Bas (figure 16).

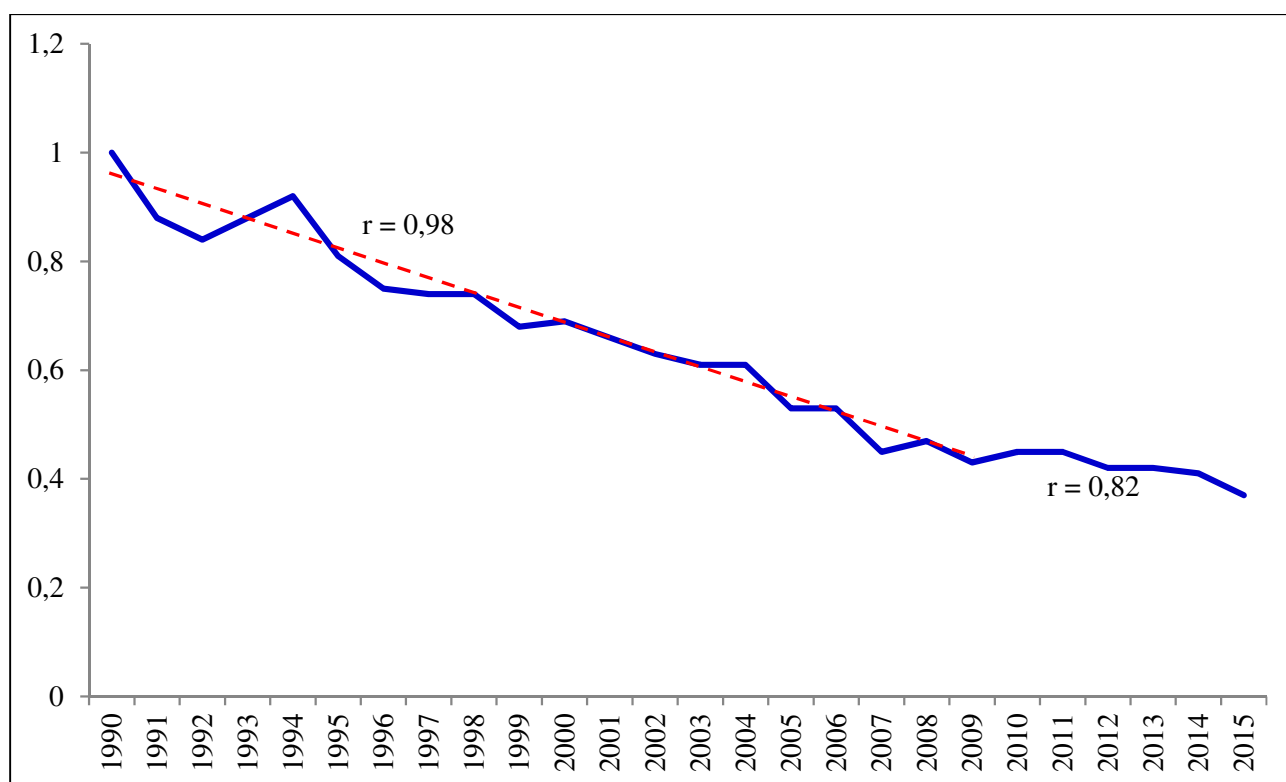


Figure 16 : Évolution relative de l’effectif reproducteur de Barges à queue noire aux Pays-Bas de 1990 à 2015; l’indice 1 correspond à l’effectif en 1990 (SOVON 2018).



Plus que celle de la Barge à queue noire islandaise, l'évolution de la population de Barges à queue noire continentales est bien difficile à appréhender sur ses zones d'hivernage, situées principalement en Afrique subsaharienne.

Depuis le début des années 1990, plusieurs auteurs ont fait état d'une forte chute de l'importance du delta du Sénégal pour l'hivernage de la Barge à queue noire. Cela ne provient en fait que d'une mention de « centaines de mille » faite par Roux (1959). Cette observation a été faite en octobre 1958, lors d'une crue exceptionnelle et éphémère, et ne correspondait pas à un hivernage régulier. Depuis, il n'y a pas eu d'observations hivernales atteignant 20 000 individus. Les dénombrements de cette espèce réclament une méthode particulière, et ne fournissent pas des résultats exhaustifs. L'effectif maximal noté durant les années 1990 et 2000 a été de 11 000 individus en 1993 (Trollet *et al.* 1995). Les effectifs plus récents obtenus, probablement partiels, ont ensuite été compris entre 2 000 et 4 000 individus (Diagana & Dodman 2006), similaires à ceux notés auparavant lorsqu'un dénombrement adapté n'était pas mis en œuvre, puis en moyenne de 1 730 individus entre 2013 et 2017 (Triplet *et al.* 2017). On peut donc considérer que l'effectif hivernant y est d'au plus quelques milliers, et peut-être en déclin.

Kuijper *et al.* (2006) estiment à 101 000 ($\pm$ 65 000) le nombre de Barges à queue noire hivernant du sud du Sénégal à la Guinée, dont 40% en Guinée-Bissau.

Dans le delta intérieur du Niger (Mali), l'effectif hivernant peut être estimé à 40 000 - 45 000 (figure 17, Girard *et al.* 2009, Kuijper *et al.* 2006), et il en est de même dans le Bassin du lac Tchad, où les Barges à queue noire proviennent probablement d'Europe centrale et orientale (figure 17). Les effectifs dénombrés dans le Bassin du lac Tchad en 1984, 1986 et 1987 étaient compris entre 8 400 et 30 400 (Zwarts *et al.* 2009). Il n'y a donc pas eu de déclin apparent dans ces deux régions.

Il peut y avoir des échanges entre zones d'hivernage au cours d'une même saison, puisqu'une Barge à queue noire néerlandaise équipée d'un émetteur satellite a été capturée pour la consommation locale dans le delta intérieur du Niger en octobre 2009 après avoir passé deux mois en Guinée-Bissau (www.wetlands.org).

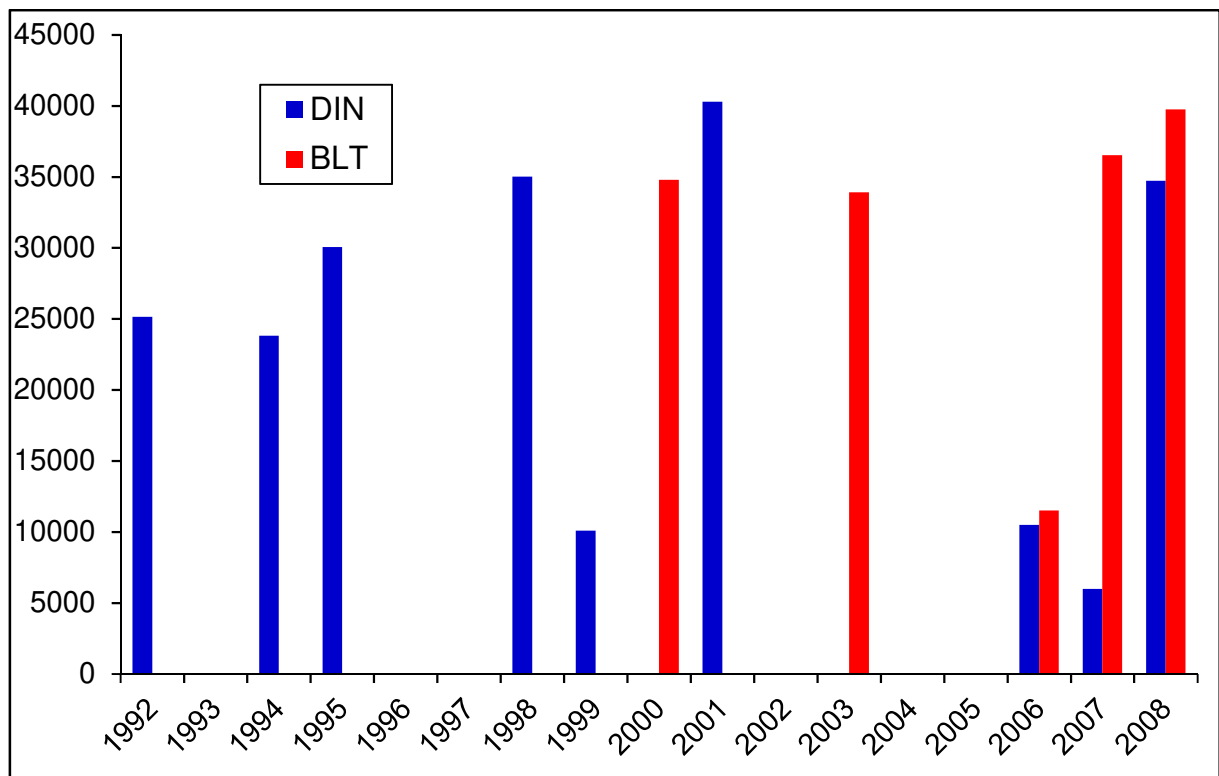


Figure 17 : Effectifs de Barges à queue noire dénombrés au Mali dans le delta intérieur du Niger (Girard *et al.* 2009), et dans le Bassin du lac Tchad (Trolliet & Fouquet inédit).

Il apparaît donc que la Barge à queue noire islandaise a un statut de conservation particulièrement favorable, puisqu'elle a durant ces dernières décennies connu une forte augmentation de son effectif, et une expansion géographique, en période de reproduction comme d'hivernage.

L'évolution de la Barge à queue noire continentale en Europe orientale est mal connue, mais probablement négative. Plus à l'ouest, cette sous-espèce connaît un déclin continu et préoccupant. Sa situation est moins négative en France, puisque l'effectif nicheur y a augmenté au cours des dernières décennies, mais il y est vulnérable en raison de sa faiblesse, et de sa localisation sur un nombre très restreint de sites.

L'espèce est classée NT dans la liste rouge mondiale et VU dans la liste rouge européenne (BirdLife International 2015). *L. l. islandica* est classée NT en tant qu'hivernante dans la liste rouge française, et *L. l. limosa* y est classée VU en tant que nicheuse et de passage.

ÉVALUATION DES MORATOIRES

Notre propos est de tenter d'évaluer l'effet de suspensions de la chasse de ces deux espèces sur les populations concernées.

Notons d'abord que l'effet de la suspension de la chasse d'une espèce est le strict « négatif » de l'effet de la chasse de cette espèce. Les évaluations de l'un comme de l'autre de ces effets peuvent donc également contribuer à la réponse à la question posée.

Nous utiliserons trois approches distinctes, et indépendantes l'une de l'autre, qui sont donc susceptibles d'aboutir à des conclusions divergentes, voire contradictoires.

La première consiste à inventorier, dans la littérature scientifique, les facteurs négatifs dont des études ou analyses montrent qu'ils contribuent aux déclin local de ces populations, en accordant une attention particulière à la chasse.

La deuxième consiste à examiner l'effet de l'arrêt de la chasse de ces espèces sur des indicateurs présumés pertinents.

La troisième consiste à évaluer l'effet de la chasse, en estimant sa durabilité.

Ces deux espèces sont (ou étaient) peu représentées dans les tableaux de chasse, et ne font pas l'objet de chasses spécialisées. Il n'est guère vraisemblable que la suspension de leur chasse ait eu un effet significatif sur le nombre de chasseurs, et sur la pression de chasse, comme tend à le confirmer la figure 48. Ces moratoires n'ont donc guère eu d'incidence sur le dérangement cynégétique, et leur effet éventuel est donc celui de l'arrêt du prélèvement cynégétique.

Notons que, pour le Courlis cendré en France, cet arrêt n'a été que temporaire, entre 2008 et 2012, puisque sa chasse a de nouveau été ouverte à partir de 2012 sur le littoral, où s'opérait auparavant l'essentiel du prélèvement.

1. ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES FACTEURS NÉGATIFS ET CONTRIBUTION DE LA CHASSE

1.1. COURLIS CENDRÉ

Si la tendance globale d'évolution de la population européenne de Courlis cendré est peut-être positive, il y a localement des déclin accentués. Les paramètres de la dynamique de cette population sont eux-mêmes mal connus faute de données suffisamment abondantes, solides et récentes. Il semble que la survie des oiseaux volants ait augmenté ; la productivité paraît faible et en diminution.

Il s'agit donc d'évoquer les facteurs susceptibles d'avoir contribué à cette diminution de la productivité, sans omettre ceux pouvant affecter la survie des oiseaux volants.

1.1.1. Perte et dégradation d'habitats

Nichant initialement dans les tourbières et les landes tourbeuses, le Courlis cendré a dû faire face à la rapide transformation de ces milieux à partir de la seconde moitié du 19^{ème} siècle, notamment en Europe continentale. Il semble s'être facilement adapté à la conversion des tourbières en prairies humides. Cette adaptation, jointe à la progression générale des herbages en Europe occidentale, a entraîné son expansion, à la fois géographique et numérique, jusqu'au milieu du 20^{ème} siècle. Depuis, cette tendance s'est inversée localement. Dans les régions où la régression des effectifs nicheurs est constatée, les causes identifiées sont presque toujours attribuables à la diminution ou à la dégradation des milieux favorables :

- régression et morcellement des surfaces en herbe
- modification de la structure prairiale par l'intensification des pratiques agricoles (drainage, fertilisation...)
- mécanisation de l'exploitation des terres (arasement des sols, ensilage et fauche précoces) entraînant la destruction des pontes et des nichées
- abandon des méthodes d'exploitation traditionnelles (landes) et de l'élevage extensif
- conversion de prairies de fauche, de tourbières et de landes en cultures (maïs) ou en boisements (peupliers, conifères).

En Alsace, dans le contexte agro-économique actuel, le maintien de grandes surfaces de prairies extensives présente de moins en moins d'intérêt pour l'agriculteur (Sigwalt 1992). Les labours ont réduit et morcelé les surfaces de prairies, faisant éclater les grands noyaux de peuplement comme celui du Ried de Colmar (50 couples jusqu'au début des années 1970, moins de 15 en 1986). De ce fait, la moitié des couples occupe des situations précaires (milieux marginaux, couples isolés...) où le succès de reproduction est moindre. Les prairies restantes sont exploitées de plus en plus intensivement : nivellement du terrain en mars-avril détruisant les pontes, fauches précoces et répétées détruisant les poussins, épandage d'engrais rendant l'herbe trop dense, ce qui entrave les déplacements des poussins et rend difficile la recherche de nourriture (Sigwalt 1989).

Le principal facteur d'échec de la reproduction réside dans la fauche trop précoce des prairies : sauf accident météorologique, la fenaison est réalisée en deux à trois semaines entre le 25/05 et le 15/06, alors qu'elle s'étalait du 15/06 au 14/07 dans les années 1960-1970. La pratique de l'ensilage qui se développe, beaucoup plus précoce que la fenaison, aggrave d'autant la situation. Le fait que les dernières prairies disponibles occupent généralement des secteurs facilement inondables est un autre facteur aggravant. Les premières couvées y sont fréquemment détruites ce qui entraîne des pontes et nichées de remplacement tardives d'autant plus exposées à la destruction par les travaux de fenaison. En Bretagne, l'évolution contemporaine de l'agriculture régionale a entraîné une réduction des surfaces de landes et toutes celles installées sur des sols pouvant être cultivés ont été détruites (Monts d'Arrée et Menez Horn). Elle a eu aussi pour conséquence une diminution des landes fauchées et donc une augmentation moyenne de la hauteur des plantes qui composent cette formation végétale (ajoncs, bruyères). La fermeture du milieu qui en résulte, accentuée localement par la plantation de résineux, diminue les possibilités d'installation des couples. Lorsque la fauche des landes est

abandonnée, les Courlis cendrés peuvent se maintenir plusieurs années mais finissent par désertir le site lorsque les boisements spontanés se développent. Une troisième conséquence est l'homogénéisation des habitats par abandon des enclaves pâturées qui aboutit à une réduction de la densité des nicheurs. En outre, le drainage des zones humides (tourbières, landes, prairies) a concerné des surfaces importantes au cours des dernières décennies et contribué à l'altération de nombreux sites indispensables à l'alimentation des poussins (Guermeur & Monnat 1980, Bargain *et al.* 1998-1999).

Dans le Val de Saône, l'importance de l'effectif nicheur de Courlis cendré est une donnée plutôt rassurante et la conséquence à la fois des mesures agro-environnementales destinées en premier lieu au Rôle des genêts (*Crex crex*) et au maintien d'une gestion traditionnelle des prairies (absence de fertilisation, fauches tardives). Néanmoins, il est fréquent que des prairies soient retournées lorsque le risque d'inondation printanière paraît acceptable pour la culture. En conséquence, ce sont souvent les sites les plus exposés aux crues qui sont les mieux préservés, mais les probabilités de succès y sont plus faibles. En outre, lorsque la prairie n'est pas abandonnée à la friche ou affectée à la populiculture, la fenaison y devient plus rapide à mesure que la taille des parcelles s'accroît par remembrement (Broyer & Roché 1991, Broyer 2001).

En Lorraine, la dégradation des milieux de reproduction en vallées fluviales est attribuée à l'exploitation des ressources alluvionnaires, mais aussi et surtout aux modifications des pratiques agricoles telles que l'intensification, la déprise et le boisement des espaces prairiaux (Salvi 1993). Le Courlis s'y maintient plus ou moins bien là où des mesures agro-environnementales sont mises en place pour protéger les prairies de fauches, notamment dans les vallées de la Meuse, de la Nied, de la Vezouze, de la Seille, de la Sarre et de l'Albe (Brodier 2011).

En Picardie, le drainage des pâtures pour en faire des terres à blé ou à maïs a fortement réduit le nombre de couples nicheurs (Sueur 1995) et l'extraction de granulats menace les sites de reproduction de la Vallée de l'Oise (C.O.P. 1995).

Le drainage, cette fois en préalable à l'enrésinement et à la maïsiculture, est mis en cause également en Aquitaine dans la régression de l'espèce, ainsi que l'abandon du pastoralisme nécessaire à l'entretien de la lande (Boutet & Petit 1987).

En Midi-Pyrénées, les pertes d'habitats constatées sont liées à la construction d'une autoroute, à des assèchements pour mise en culture et au développement des infrastructures touristiques (Dalous 1997).

Dans les Deux-Sèvres, une étude menée en 2002 montrait que les menaces indirectes (régression et artificialisation des milieux prairiaux) pesaient plus sur l'espèce que les menaces directes (destructions des nids lors des travaux agricoles). Dans le cas des prairies de fauche, la phénologie de la reproduction du Courlis cendré était assez bien adaptée au calendrier agricole, la plupart des couples ayant achevé leur reproduction avant le 1^{er} juillet alors que les fauches intervenaient en général à cette date ou peu avant. En revanche, la disparition des prairies naturelles au profit de labours ou leur transformation en prairies artificielles amendées constituaient des menaces plus

sérieuses (pour trois couples installés en prairies amendées, la reproduction s'est soldée par un échec). Dans ce type de couvert, la densité de la végétation gênait le déplacement des poussins, rendait plus difficile la surveillance de la nichée par les adultes et, de fait, favorisait la prédation (Gilet *et al.* 2002). Une étude analogue menée en 2010 et 2011 sur le même secteur arrive cependant à un constat beaucoup moins positif quant au succès de reproduction : une fauche avancée de près de deux mois par rapport à la « normale » en raison d'un déficit hygrométrique récurrent permettant un accès précoce aux prairies humides et leur exploitation (à la mi-mai en 2010 et dès fin avril en 2011) entraînant un taux d'échec de 80% (Turpaud-Fizzala *et al.* 2012). Par ailleurs, les auteurs indiquent qu'au cours des dix dernières années, la fréquence des fauches et la fertilisation ont fortement augmenté (Fouquet 2012).

Globalement, la perte et la dégradation des habitats de reproduction dues à l'intensification agricole et à l'urbanisation sont considérées comme les premières causes de déclin de limicoles nicheurs prairiaux, notamment du Courlis cendré, en Europe de l'Ouest (Galbraith 1988, Hötter 1991, Chamberlain *et al.* 2000, Donald *et al.* 2001 et 2006, Berendse *et al.* 2004, Gregory *et al.* 2004, Wilson *et al.* 2004, Ausden & Bolton 2012, Kentie *et al.* 2013, Baillie *et al.* 2014, Kentie 2015, Bell & Calladine 2017).

1.1.2. Prédation

De nombreuses études ont montré l'impact croissant et déterminant que pouvait avoir la prédation sur la productivité et la dynamique de populations d'oiseaux nichant au sol, particulièrement de limicoles (Bellebaum 2006, MacDonald & Bolton 2008, Sharpe *et al.* 2008, Bellebaum & Bock 2009, Ausden *et al.* 2011, Roodbergen *et al.* 2012, Roos *et al.* 2014, Buchanan *et al.* 2017, Meyer & Hötter 2017, Newton 2017, Mason *et al.* 2018). Roodbergen *et al.* (2012) estiment que la prédation sur les pontes de cinq espèces de limicoles, dont le Courlis cendré et la Barge à queue noire, a augmenté d'environ 40 % en Europe de l'Ouest durant les quatre décennies précédant leur étude. Avec l'intensification de l'agriculture, c'est ce qui explique la régression de nombreuses populations locales de limicoles en Europe (Newton 1993 et 1998, Boschert 2005, Teunissen *et al.* 2005 et 2008, Ławicki *et al.* 2011).

Cela est confirmé par des expériences de contrôle ou d'exclusion des prédateurs (Côté & Sutherland 1997, Bolton *et al.* 2007, Fletcher *et al.* 2010, Rickenbach *et al.* 2011, Smith *et al.* 2011, Malpas *et al.* 2013, Meyer & Hötter 2017, Burrell *et al.* 2017). Dans des landes d'altitude britanniques, le contrôle du Renard *Vulpes vulpes* et de la Corneille *Corvus corone* a abouti au triplement du succès de reproduction du Vanneau *Vanellus vanellus*, du Pluvier doré *Pluvialis apricaria* et du Courlis cendré ; dans les parties du dispositif expérimental où ce contrôle a eu lieu, les effectifs nicheurs de ces trois espèces ont augmenté (d'au moins 14% par an), tandis qu'ils diminuaient (d'au moins 17% par an) dans les autres (Fletcher *et al.* 2010). Indépendamment de dispositifs expérimentaux, diverses études ont montré que le contrôle des prédateurs pouvait bénéficier aux limicoles nicheurs, dont le Courlis cendré (e.g. Tharme *et al.* 2001, Baines *et al.* 2008, Pearce-Higgins *et al.* 2009 a, Douglas *et al.* 2014, Franks *et al.* 2017, Mustin *et al.* 2018). En Grande-Bretagne, Il y a une relation négative entre l'abondance du Courlis cendré nicheur et son évolution, et celles de ses prédateurs, et la pression de prédation croissante pourrait contribuer au déclin de l'espèce (Amar *et al.* 2010, Franks *et al.* 2017).

Une étude menée en Suède sur des sites agricoles mixtes (prairies et cultures) portant sur le choix du site de nid et le succès de reproduction du Courlis cendré, montre que la prédation sur les œufs et les poussins, principalement par les corvidés et le Vison d'Amérique, est la principale cause de perte des nids (43%), loin devant les pertes dues aux travaux agricoles (21%) et le piétinement par le bétail (7%) (Berg 1992).

En Finlande, une autre étude, destinée à quantifier de manière expérimentale l'intensité de la prédation sur les nids de Courlis cendré dans deux régions agricoles en se basant sur des nids réels et des nids artificiels, a montré que le taux de prédation sur ces derniers était nettement plus élevé que sur les nids réels (79% contre 31%). Parmi les prédateurs identifiés sont cités la Pie bavarde (*Pica pica*), la Corneille mantelée (*Corvus corone cornix*), le Vison d'Amérique, l'Hermine (*Mustela erminea*), le Renard et le Chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*), les deux dernières espèces totalisant 32% des cas de prédation identifiés (Valkama *et al.* 1999). L'intensité de la prédation sur les nids pourrait être une des raisons du déclin du Courlis cendré observé dans le sud de la Finlande, où 68 % des nids étudiés n'ont pas abouti à une éclosion, 81 % des pertes de pontes étant dues à la prédation. (Ylimaunu *et al.* 1987, Valkama & Currie 1999).

En Irlande du Nord, le déclin du Courlis cendré serait en partie attribuable à une augmentation de la prédation sur les œufs et les poussins par le Renard, la Corneille mantelée et le Goéland brun (*Larus fuscus*), augmentation due à une baisse dans l'intensité du contrôle des prédateurs. De 1993 à 1995, seulement de 3,6 % à 19 % des nids étudiés ont abouti à une éclosion. La prédation était responsable de 85-97 % des échecs (Grant *et al.* 1999) et facilitée par d'autres facteurs affectant le milieu, tels la surdensité du bétail, le drainage et la fragmentation des sites de nidification (Henderson *et al.* 2002).

En Allemagne, sur 136 nids étudiés par Boschert (2004 et 2005), 70 ont été victimes de prédation. Dans le nord de ce pays, Meyer (2016) a estimé à 30 % - 66 % les pertes de pontes dues à la prédation. Des clôtures empêchant le passage de mammifères prédateurs ont permis une augmentation de la productivité de 0,17 à 0,40 jeunes à l'envol par couple.

En France, aucune étude ne semble avoir été menée sur ce sujet. Néanmoins, la surdensité croissante des populations de sangliers suite à l'agrainage et à la culture du maïs d'affouragement a été avancée comme une contribution au déclin du Courlis cendré dans les Rieds alsaciens, soit par prédation directe des pontes, soit par leur destruction par retournement des prairies (Alsace Nature 2010).

1.1.3. Dérangement

Le dérangement humain sur les sites de reproduction peut dégrader la productivité, voire provoquer la disparition de petites populations locales. Son rôle est toutefois plus important en période internuptiale, en particulier sur le littoral et dans des zones humides proches où se concentrent des activités telles que chasse, tourisme, pêche et autres activités de loisir.

Le Courlis cendré est considéré comme un des limicoles les plus méfiants et les plus farouches sur ses sites d'hivernage (Davidson & Rothwell 1993) avec une distance de fuite parmi les plus élevées en cas de dérangement humain (Smit & Visser 1993).

En période estivale sur le bassin d’Arcachon, c’est l’intensité du dérangement touristique qui est probablement à l’origine d’un changement de comportement alimentaire du Courlis cendré, celui-ci passant d’un rythme d’activité tidal à un rythme d’activité nyctéméral, ne lui permettant alors de s’alimenter qu’à l’occasion d’une seule marée basse journalière. Une mue complète intervenant à cette période de l’année et les contraignant à une sédentarisation prolongée, ces perturbations ne sont sans doute pas sans conséquence sur l’état physiologique des courlis qui doivent se passer de se nourrir durant la basse mer diurne, effectuer des efforts de vol supplémentaires pour trouver des repaires tranquilles tout en orientant leur métabolisme vers la synthèse de protéines nécessaires au remplacement des plumes (Boutet 1982).

Quant au dérangement dû à la chasse, ses effets directs et indirects ont été décrits et il a donné lieu à plusieurs analyses bibliographiques (Madsen & Fox 1995, Tamisier *et al.* 2003). En Baie de Somme par exemple, il a été montré qu’il provoquait chez les limicoles un processus d’évitement des vasières exploitables sans la présence des chasseurs. Les oiseaux se reportent alors sur la Réserve Naturelle pour s’y alimenter, entraînant une surexploitation du milieu (Sueur *et al.* 2003). Comme pour les autres causes, ces dérangements conduisent souvent les oiseaux à s’envoler, augmentant fortement les dépenses énergétiques journalières et diminuant les périodes de repos, ces dépenses d’énergie pouvant être compensées jusqu’à un certain point (Fitzpatrick & Bouchez 1998, Triplet *et al.* 2003).

Globalement, le dérangement humain en période internuptiale est souvent considéré comme un facteur déterminant, mais Pearce-Higgins *et al.* (2017) concluent que son impact sur les populations de Courlis est probablement faible.

1.1.4. Pollution

L’effet potentiel sur le Courlis cendré de la pollution générale par les pesticides est très mal connu. Il est probable qu’elle agisse en premier lieu indirectement, en réduisant fortement la biomasse d’invertébrés dont se nourrissent en particulier les poussins.

Currie & Valkama (1998) n’ont pas détecté d’effet de la pollution par des métaux lourds sur l’alimentation et le succès de reproduction de Courlis cendrés, hormis une plus grande concentration dans la coquille d’œufs sur un site pollué.

L’effet du saturnisme pouvant faire suite à l’ingestion de plomb n’a pas été étudié chez cette espèce. Mieux connus chez les anatidés que chez les limicoles, les risques d’intoxication liés à l’ingestion de plombs de chasse sont en effet aussi à prendre en considération. Leur présence en tant que « grit » a été trouvée dans des gésiers de Bécassines des marais *Gallinago gallinago* et sourdes *Lymnocyptes minimus* dans l’ouest de la France, sans que cette seule présence permette cependant de conclure sur la réalité d’une intoxication (Veiga 1984, Beck & Granval 1997). Celle-ci a été mise en évidence en Camargue chez neuf espèces d’oiseaux d’eau dont la Barge à queue noire (Amiard-Triquet *et al.* 1991). Bien que l’utilisation de la grenaille de plomb pour la chasse soit interdite en France dans les zones humides depuis le 1^{er} juin 2006, l’ingestion de plombs résiduels par le Courlis cendré reste possible dans ces milieux.

1.1.5. Mortalité cynégétique

Meltofte (1986) considérait que les prélèvements importants de Courlis cendrés au Danemark et en France pouvaient être responsables du déclin de la population de Fennoscandie dans les années 1950. Compte tenu de la stratégie démographique des limicoles en général, et du Courlis cendré en particulier, un taux de prélèvement un peu important peut rapidement avoir un impact négatif sur la dynamique de la population et sur son évolution. Au Danemark, le prélèvement annuel était en moyenne supérieur à 40 000 dans les années 1950 – 1970 (Laursen 2005). Les prélèvements en France étaient vraisemblablement beaucoup plus importants qu’actuellement (voir notamment 3.1.1). On manque d’informations sur cette période pour savoir ce qu’il en était, mais il est tout à fait possible que les prélèvements réalisés en Europe dans les années 1950 n’aient pas été durables.

Jiguet *et al.* (2012) comparent les tendances d’évolution de l’abondance de 30 espèces d’oiseaux d’eau, dont le Courlis cendré et la Barge à queue noire, réparties en deux catégories selon qu’elles sont chassables ou non. Globalement, la première catégorie ne montre pas de tendance significative, tandis que la seconde montre une tendance positive significative. Pour la Barge à queue noire, les données d’abondance sont fournies par l’observatoire des Oiseaux nicheurs rares et menacés, et nous utilisons ces données en 2.2.2.1. Pour le Courlis cendré, les données d’abondance sont fournies par le Suivi temporel des oiseaux communs ; le Courlis cendré n’est pas un oiseau nicheur commun en France, où il est en fait assez rare et localisé. Dans la mesure où la chasse se pratique en période internuptiale durant laquelle des dénombrements annuels fiables sont faits sur le littoral où sont alors concentrés les limicoles côtiers, il nous semble plus pertinent d’examiner la tendance d’évolution des effectifs hivernants (figure 2).

Taylor & Dodd (2013) montrent que la survie des Courlis cendrés adultes hivernant au Pays de Galles a augmenté légèrement (de 86,9 % à 90,5 %) après l’arrêt de la chasse de cette espèce au Royaume-Uni. Ils en déduisent une relation de causalité, ce qui est bien entendu illégitime. L’hypothèse d’une relation de causalité paraît improbable dans la mesure où la survie estimée des adultes n’a augmenté qu’à partir de 1994, c’est-à-dire 12 ans après l’arrêt de la chasse en 1982. Si un arrêt du prélèvement a un effet sur la survie des adultes, cet effet devrait débiter immédiatement après. Ils concluent que cette augmentation de la survie n’a pu empêcher par la suite le déclin de l’hivernage de cette espèce au Royaume-Uni (voir figure 29).

Robin *et al.* (2014), indiquant que l’effectif de Barges à queue noire à la mi-janvier avait doublé en France entre 2003 et 2013, et que notamment celui du Courlis cendré semblait stable (ce qui n’est pas le cas, voir figure 2), suggèrent que les moratoires (qu’ils datent de 2007), ont fortement amélioré le statut de ces deux espèces.

Nous n’avons donc pas connaissance de publications ornithologiques pouvant utilement contribuer à l’évaluation de ces moratoires.

Le Courlis cendré fait l’objet d’un Plan d’action dans le cadre de l’AEWA* (Brown 2015). Dans la mesure où ce Plan d’action contient des prescriptions relatives à la chasse de cette espèce, nous pouvons attendre qu’elles soient fondées sur une analyse solide de l’effet de cette chasse.

* : Accord sur les oiseaux d’eau d’Afrique – Eurasie, sous la convention de Bonn.

Nous citons ci-dessous l'intégralité de ce qui, dans ce document, justifie ces prescriptions :

“whilst the numbers of birds shot in France is likely to be less than 1% of the total population, the impact of this harvesting on the total population and the portion of the population that overwinters or migrates through France en route to Iberia and West Africa, is currently disputed.”

«Increase survival rates 3.1 Any harvest, if undertaken, is sustainable.»

Nous y trouvons une présomption de la faiblesse du taux de prélèvement sur *N. a. arquata*, que nous confirmons (voir 3.1.2.). Nous y lisons également que ce prélèvement français porterait en fait sur une portion de cette sous-espèce, constituée par les oiseaux hivernant ou transitant dans ce pays. Nous n'y trouvons par contre aucune précision à propos de cette portion de la population, aucune référence à un écrit antérieur, aucune information ni aucune analyse.

Certes, la France n'est fréquentée annuellement que par quelques dizaines de milliers d'individus, ne constituant qu'une petite minorité de l'effectif total de l'espèce, ou de la sous-espèce nominale. Mais cette minorité ne constitue pas une « population » au sens biogéographique du terme. Ces oiseaux ne sont pas toujours les mêmes ou leurs descendants. Il ne s'agit pas d'une fraction autonome de *N. a. arquata*. Le prélèvement cynégétique est constitué essentiellement de jeunes (Laursen 2005), qui sont plus « erratiques » que les adultes. Et, s'il n'y a pas de différenciation connue à l'intérieur de la population européenne, c'est parce qu'il y a un brassage génétique constant, dû principalement aux oiseaux accédant à la reproduction, dont la philopatrie n'est pas totale. La France accueille en fait des Courlis cendrés provenant de l'ensemble de l'aire de reproduction de *N. a. arquata*. C'est ce que montrent les reprises de bagues (e.g. Wernham *et al.* 2002, Bakken *et al.* 2003, Bairlein *et al.* 2014), ainsi que la géolocalisation de Courlis cendrés hivernant en France : parmi 21 Courlis cendrés hivernant en Charente-Maritime dont le trajet a pu être suivi jusque sur leurs zones de reproduction, 16 sont allés en Russie, 2 au Bélarus, 2 en Allemagne et 1 en Finlande (Bocher *et al.* 2017).

1.1.6. Autres facteurs

Dans les îles britanniques a été constatée une augmentation de l'infestation de poussins par des Tiques *Ixodes sp.*, vecteurs de nombreux agents pathogènes et source de mortalité chez cette espèce.

La densité de Courlis cendrés nicheurs peut être réduite localement par l'implantation d'éoliennes (Pearce-Higgins 2009 b et 2012).

1.2. BARGE Á QUEUE NOIRE

1.2.1. Perte et dégradation d'habitats

L. l. islandica

En Islande la plupart des zones de basse altitude sont exploitées par l'agriculture, et, depuis le milieu du 20^{ème} siècle, plus de 90% des zones humides y ont été drainées dans le sud et l'ouest du pays.



De plus, une partie des zones de reproduction islandaises est menacée par le boisement (Gunnarsson *et al.* 2006). Dans le cadre d'une politique nationale visant en premier lieu à développer la production de bois, 1 500 à 2 000 ha sont plantés annuellement en conifères, surtout à basse altitude (Eysteinnsson 2006). Les limicoles nicheurs se raréfient, puis disparaissent de ces plantations lorsqu'elles atteignent une vingtaine d'années (Elmarsdottir *et al.* 2007).

L. l. limosa

Le drainage de marais et de prairies et landes humides y a permis la culture de prairies artificielles, en particulier aux Pays-Bas et dans les régions voisines, où niche l'essentiel de la population de *L. l. limosa*. Le niveau d'eau y est contrôlé, la végétation y est à peu près mono spécifique, elle est fertilisée, et elle est fauchée plus fréquemment et de plus en plus tôt (aux Pays-Bas, la fauche de l'herbe ne commençait pas avant le 10 juin au début du 20^{ème} siècle ; elle débute maintenant fin avril), ce qui est de plus accentué par le réchauffement climatique (Schekkerman & Beintema 2007, Kleijn *et al.* 2010 a).

Ces facteurs sont, pour l'essentiel, à l'origine de la régression en Europe des espèces d'oiseaux exploitant les milieux prairiaux agricoles, en particulier de celles qui nichent au sol (Chamberlain *et al.* 2000).

Cette évolution des pratiques agricoles n'a pas d'effet sur les adultes, dont la ressource alimentaire (invertébrés du sol) peut même être améliorée par la fertilisation. Elle a par contre un impact sévère sur la survie des pontes, par destruction directe ou en facilitant la prédation de celles qui bénéficient de dispositifs de protection contre la fauche. Son impact l'est aussi sur la survie des poussins, par destruction directe (5% à 10% des poussins), en facilitant la prédation (les poussins ont 2 à 3 fois plus de risques d'être capturés par un oiseau prédateur dans les parcelles récemment fauchées), et par réduction des ressources alimentaires (insectes capturés sur la végétation). Cette réduction est due à la fauche, à la pauvreté de l'entomofaune des prairies artificielles, et à la fertilisation, dont le niveau est inversement corrélé à la masse moyenne des insectes présents sur les prairies ; le drainage réduit l'accessibilité des vers de terre, que les poussins ont intérêt à incorporer à leur régime en fin de période d'élevage (Beintema *et al.* 1991, Schekkerman & Beintema 2007, Schekkerman & Boele 2009, Schekkerman *et al.* 2009, Schroeder *et al.* 2012, Kentie *et al.* 2013). Pour bénéficier de moins mauvaises conditions, les familles se concentrent d'ailleurs lorsqu'elles le peuvent sur les bordures non fertilisées de parcelles en prairie (Oosterveld *et al.* 2009). En Allemagne, les couples nicheurs se concentrent sur des prairies gérées extensivement, et le succès des pontes y est meilleur (Barkow 2010).

Les pertes de pontes dues aux travaux agricoles ont été multipliées par 6,7 entre la fin des années 1980 et la fin des années 1990 (Teunissen *et al.* 2005, figure 18).

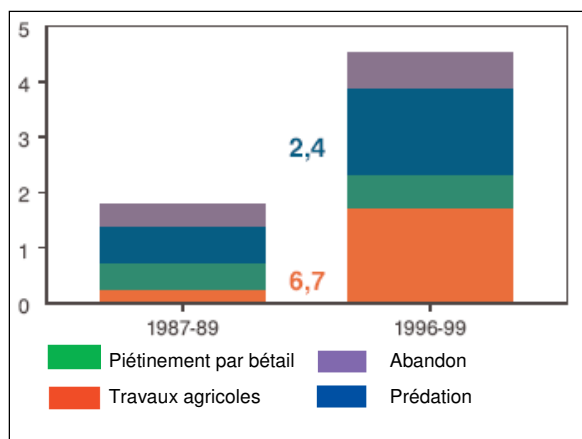


Figure 18 : Probabilités journalières de pertes (%) de pontes de Barge à queue noire pour différentes causes aux Pays-Bas. Les nombres correspondent au facteur multiplicateur de l'effet de deux causes (travaux agricoles et prédation) entre la fin des années 1980 et la fin des années 1990.

Roodbergen (2010) fait état de ce que le taux moyen des pertes de pontes dues aux activités agricoles a baissé de 22,5 à 14,1% entre les périodes 1981-1995 et 1996-2006, mais souligne que les études les plus récentes ont souvent été menées dans des réserves ou des espaces bénéficiant de mesures agri-environnementales, et qu'il est donc possible que les pertes agricoles aient augmenté ailleurs.

L'augmentation de la charge en bétail des prairies pâturées qui accompagne l'intensification herbagère accroît les pertes de pontes par piétinement (Mandema *et al.* 2013).

La Barge à queue noire habite des milieux ouverts. Les éléments du paysage réduisant cette ouverture peuvent aboutir à une perte ou à une dégradation de son habitat. Le boisement de milieux auparavant favorables constitue une perte directe d'habitat, comme c'est le cas de plantations de Peupliers sur d'anciennes prairies inondables dans les basses vallées angevines. Mais la plantation d'arbres isolés ou de haies peut aussi réduire l'habitat disponible parce que la Barge à queue noire évite leur proximité, probablement à cause de l'insécurité, pour les oiseaux volants et pour les pontes et nichées, que cela présente vis-à-vis de rapaces et corvidés. A la perte directe et à la fragmentation d'habitats que causent l'urbanisation et la création d'infrastructures s'ajoute une perte indirecte en raison de leur évitement par la Barge à queue noire, dont la tolérance à leur égard est relativement faible. C'est ainsi que la densité de couples nicheurs peut être réduite ou devenir nulle dans un rayon de plus d'un kilomètre autour de tels éléments du paysage ou infrastructures (Vliet *et al.* 2010). Kentie *et al.* (2008) et Melman *et al.* (2008) considèrent que ce facteur peut intervenir dans l'explication du relatif insuccès des mesures agri-environnementales mises en œuvre aux Pays-Bas en faveur de cette espèce (Klein *et al.* 2001, Berendse *et al.* 2004, Breeuwer *et al.* 2009).

Dans le nord-ouest de l'Europe, et particulièrement aux Pays-Bas, des efforts considérables ont été entrepris afin de freiner la dégradation des conditions de reproduction de cette espèce. Ils sont le fait de l'État, de collectivités, de nombreux organismes et associations et de très nombreux bénévoles et agriculteurs. Ils portent sur la protection et la gestion d'espaces en faveur de cette espèce et de ses espèces compagnes, la protection de nids contre la fauche, des mesures agri-environnementales contractuelles, des campagnes d'information et de sensibilisation, etc. Dans le meilleur des cas (sites gérés pour partie en faveur de cette espèce), la productivité des Barges à queue noire peut être doublée par rapport à ce qu'elle est en

moyenne ailleurs, tout en restant inférieure à ce qu'elle devrait être pour assurer le maintien de la population. Globalement, si l'ensemble de ces actions a indéniablement eu un effet positif, il n'a cependant pas suffi à empêcher la diminution continue de l'effectif (Kleijn & Lammertsma 2013, Franks *et al.* 2016).

1.2.2. Prédation

De nombreuses études ont montré l'impact déterminant que pouvait avoir la prédation sur la productivité et la dynamique de populations d'oiseaux nichant au sol, particulièrement de limicoles (e.g. Bolton *et al.* 2007, MacDonald & Bolton 2008, Ausden *et al.* 2009, Roodbergen *et al.* 2012, Mason *et al.* 2018). Avec l'intensification de l'agriculture, c'est ce qui explique la régression de nombreuses populations locales de limicoles en Europe (Newton 1993 et 1998, Boschert 2005, Bellebaum 2006, Cervencik *et al.* 2008, Teunissen *et al.* 2005 et 2008, Laidlaw *et al.* 2015). Cela est confirmé par des expériences de contrôle des prédateurs (Côté & Sutherland 1997, Bolton *et al.* 2007, Fletcher *et al.* 2010, Smith *et al.* 2010). L'intensification agricole facilite la prédation sur les pontes (Kentie *et al.* 2015).

Cet impact est aggravé là où sont présents des prédateurs introduits tels que Vison d'Amérique *Mustela vison*, Raton laveur *Procyon lotor* ou Chien viverrin *Nyctereutes procyonoides* (Berg 1992, Langgemach & Bellebaum 2005).

En Islande, les prédateurs potentiels d'œufs et de poussins de *L. l. islandica* sont assez peu nombreux, et localisés ou/et en assez faible densité : Renard polaire *Vulpes lagopus*, Vison d'Amérique, Grand corbeau *Corvus corax*, Goélands *Larus sp.*, Grand labbe *Stercorarius skua*, Labbe parasite *Stercorarius parasiticus* et Hibou des marais *Asio flammeus*. L'impact de leur prédation sur la productivité de la Barge à queue noire islandaise n'a pas été étudié. Mais dans l'étude de Katrínardóttir (2012) sur le Courlis corlieu *Numenius phaeopus* en Islande où il cohabite avec la Barge à queue noire, la prédation sur les pontes s'est avérée importante et prépondérante parmi les causes de pertes, et due en premier lieu au Mouton, dont on sait qu'il peut être un prédateur d'œufs et de poussins d'oiseaux nichant au sol, probablement pour pallier des carences locales en éléments minéraux (Furness 1988, Pálsdóttir 1992).

Aux Pays-Bas, 22 espèces d'oiseaux et de mammifères prédateurs d'œufs et de poussins ont été identifiés (Teunissen *et al.* 2008). Le Renard est le principal prédateur d'œufs. Cette prédation est en augmentation. Entre la fin des années 1980 et la fin des années 1990, le taux de pertes de pontes dues à la prédation a été multiplié par 2,4 (Teunissen *et al.* 2005, figures 18 et 19). Entre les périodes 1981-1995 et 1996-2006, il est passé de 21,8% à 42,1% (Roodbergen 2010). Dans sa zone d'étude du NO-Overijssel (Pays-Bas), Brandsma (2002) notait une densité forte et croissante de limicoles nicheurs (dont la Barge à queue noire) de 1987 à 1993. Sur cette zone, la plupart des milieux de reproduction bénéficiaient de mesures agri-environnementales portant sur la fauche et le pâturage et visant à améliorer les conditions de reproduction de ces espèces. Dans les années 1990, le Renard s'est répandu à partir de l'est du pays vers les régions de prairies humides où se reproduit surtout la Barge à queue noire. A partir de 1993, le nombre de limicoles nicheurs a décliné rapidement, et presque toutes les pontes et nichées ont fait l'objet

de prédation, ce qui conduit Brandsma (2002) à conclure qu'il y a un choix à faire entre les limicoles et le Renard.

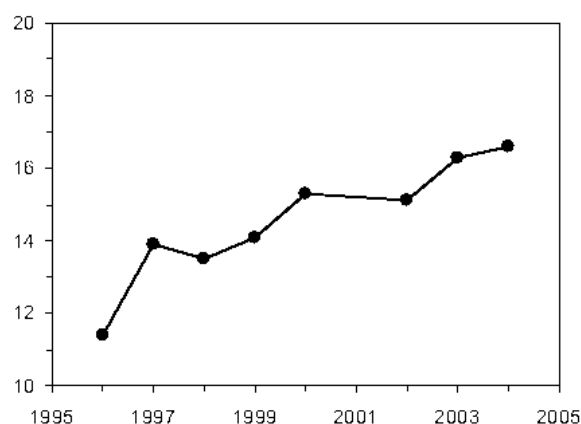


Figure 19 : Évolution de 1996 à 2004 des pertes (en %) de pontes au sol (toutes espèces) par prédation aux Pays-Bas (Teunissen *et al.* 2005).

Une quinzaine d'espèces d'oiseaux et de mammifères ont été identifiés comme prédateurs de poussins de Barges à queue noire. Ils causent entre 70% et 85% des pertes de poussins. Cette prédation est surtout le fait de l'Hermine *Mustela erminea*, de la Buse variable *Buteo buteo*, du Héron cendré *Ardea cinerea* et de la Corneille *Corvus corone*. La Buse variable, absente de la plupart des zones de reproduction de la Barge à queue noire jusque dans les années 1980, y est maintenant omniprésente. D'autres prédateurs tels que le Renard, l'Autour *Accipiter gentilis*, l'Épervier *Accipiter nisus*, la Corneille, la Cigogne blanche *Ciconia ciconia* et des laridés *Larus sp.* y sont aussi apparus ou s'y sont répandus (Teunissen *et al.* 2008, Schekkerman *et al.* 2009).

Sur des îles de la mer des Wadden, la bonne densité de couples nicheurs, et une meilleure productivité, sont attribuées à l'absence de mammifères prédateurs, en particulier du Renard (Treffler *et al.* 2010).

Sur la plupart des sites, la prédation sur les poussins est la cause prépondérante de l'extrême faiblesse de la productivité, et du déclin de la population (Teunissen *et al.* 2005, Schekkerman 2007, Schekkerman *et al.* 2009). Ce facteur, et son aggravation, peuvent expliquer le relatif insuccès des mesures agri-environnementales mises en œuvre aux Pays-Bas en faveur de cette espèce ou d'autres espèces nichant en prairie humide (Gill *et al.* 2007, Schekkerman 2007, Verhulst *et al.* 2007, Melman *et al.* 2008).

La prédation sur les oiseaux volants peut être le fait des grandes espèces de Faucons *Falco sp.*, en Europe comme en Afrique. Aux Pays-Bas, l'Autour s'est répandu depuis deux décennies dans des habitats atypiques, et peut y nicher dans de très petits boisements ; il exerce maintenant une prédation sur la Barge à queue noire (G. Gerritsen com. pers.), dont l'impact est inconnu.

1.2.3. Dérangement

Le dérangement causé par les rapaces et les humains (et leurs chiens, véhicules et aéronefs) a un effet immédiat sur le comportement des limicoles, leur répartition et leur bilan énergétique (Boyle & Samson 1985, Cayford 1993, Davidson & Rothwell 1993, Kirby *et al.* 1993, Smit & Visser 1993, Klein *et al.* 1995, Triplet *et al.* 1998, Waterman *et al.* 2004, Yasué 2006, Drewitt

2007, Cresswell 2008, Ferrari *et al.* 2009, Forgues 2009, Virzi 2010). En outre, différentes causes de dérangement peuvent renforcer mutuellement leurs effets (Koolhaas *et al.* 1993). Ces effets peuvent bien entendu être compensés dans une certaine mesure, notamment par une augmentation de la durée ou/et de l'intensité de l'alimentation, y compris éventuellement nocturne, ou par une augmentation de la tolérance au dérangement (Urfi *et al.* 1996, Fitzpatrick & Bouchez 1998, Gill *et al.* 2001, Navedo & Masero 2007, Ponsero *et al.* 2008, Tjørve & Tjørve 2010). Si le dérangement est répété, il peut toutefois aboutir à la sous-exploitation temporaire de certains milieux, et, au-delà d'un certain seuil d'intensité ou de fréquence, il peut causer la désertion de ces milieux, la dégradation de la condition physique des oiseaux et de leur probabilité de survie ou compromettre le succès de leur reproduction (Pfister *et al.* 1992, Hüppop & Gabrielsen 1999, West *et al.* 2002, Sueur *et al.* 2003, Triplet *et al.* 2003, Goss-Custard *et al.* 1995 et 2006, Tjørve & Tjørve 2010).

En période de reproduction, la Barge à queue noire est l'un des limicoles les plus actifs pour défendre ses pontes et nichées des prédateurs potentiels (y compris l'homme), par des comportements agressifs ou de diversion (Green *et al.* 1990, Jónsson & Gunnarsson 2010). La fréquentation humaine des sites de reproduction est donc une source de dérangement qui peut, si elle est prolongée, aboutir à la désertion du site ou à l'échec de la reproduction. Holm & Laursen (2009) ont montré qu'au Danemark un dérangement modéré par des marcheurs avait un impact négatif sur la densité de couples nicheurs jusqu'à 500 m du cheminement utilisé. Pendant que les oiseaux sont en vol en raison de ce dérangement, les pontes sont plus exposées à la prédation. La forte sensibilité de cette espèce pendant sa reproduction peut expliquer que de nombreux sites ne soient plus occupés.

A la perte directe et à la fragmentation d'habitats que causent l'urbanisation et la création d'infrastructures s'ajoute une perte indirecte en raison de leur évitement par la Barge à queue noire, dont la tolérance à leur égard est relativement faible. C'est ainsi que la densité de couples nicheurs peut être réduite ou devenir nulle dans un rayon de plus d'un kilomètre autour de tels éléments du paysage ou infrastructures, en particulier lorsque ces dernières sont éclairées de nuit (Molenaar *et al.* 2000 et 2006, Reijnen *et al.* 1996 et 1997, Reijnen & Foppen 2006, Wallander *et al.* 2006, Van der Vliet *et al.* 2008 et 2010, Bénitez-López *et al.* 2010). Kentie *et al.* (2008) et Melman *et al.* (2008) considèrent que ce facteur peut intervenir dans l'explication du relatif insuccès des mesures agri-environnementales mises en œuvre aux Pays-Bas en faveur de cette espèce.

Sa sensibilité au dérangement humain est moindre en période internuptiale, et Gill *et al.* (2001 b) n'ont pas détecté d'effet de ce dérangement sur l'exploitation de vasières littorales par *L. l. islandica* dans l'est de l'Angleterre. Sur la réserve de Chanteloup (Vendée) et ses abords, il est d'ailleurs courant que des dizaines ou centaines de Barges à queue noire s'alimentent, sans être perturbées, à moins de 50 m de bâtiments et de leurs occupants, ou d'une route.

1.2.4. Pollution

Lebedeva (1998) considère que, malgré l'insuffisance d'informations à ce sujet, l'usage de pesticides pourrait être un des facteurs affectant le succès de reproduction de limicoles en Russie.

Aux Pays-Bas, des Barges à queue noire nichant sur des sites pollués par des métaux lourds (plomb, mercure, cadmium) sont intoxiquées, sans doute en raison de ce qu'elles s'y nourrissent en partie de vers de terre, mais leur succès de reproduction ne semble pas en être affecté (Roodbergen *et al.* 2008 a). Cette pollution a cependant un impact négatif sur le peuplement de vers de terre et affecte en conséquence les disponibilités alimentaires de la Barge à queue noire (Klok *et al.* 2006).

Mieux connus chez les anatidés que chez les limicoles, les risques d'intoxication liés à l'ingestion de plombs de chasse sont aussi à prendre en considération. Leur présence en tant que « grit » a été trouvée dans des gésiers de Bécassines des marais *Gallinago gallinago* et sourdes *Lymnocyptes minimus* dans l'ouest de la France, sans que cette seule présence permette cependant de conclure sur la réalité d'une intoxication (Veiga 1984, Beck & Granval 1997). Celle-ci a été mise en évidence en Camargue chez neuf espèces d'oiseaux d'eau dont la Barge à queue noire (Amiard-Triquet *et al.* 1991). Bien que l'utilisation de la grenaille de plomb pour la chasse soit interdite en France dans les zones humides depuis le 1^{er} juin 2006, l'ingestion de plombs résiduels par la Barge à queue noire reste possible dans ces milieux.

Les risques d'intoxication encourus par les Barges à queue noire hivernant en Afrique de l'Ouest par suite du traitement de cultures, ou des luttes anti acridienne ou aviaire, sont inconnus.

1.2.5. Mortalité cynégétique

Nous n'avons pas connaissance de publications ornithologiques pouvant utilement contribuer à l'évaluation du moratoire sur la chasse de la Barge à queue noire.

Pearce-Higgins *et al.* (2017) signalent que le prélèvement de Barge à queue noire en France avant le moratoire de 2008 estimé par Trollet (2014) était significatif, et recommandent d'évaluer son impact potentiel.

La Barge à queue noire fait l'objet d'un Plan d'action dans le cadre de l'AEWA (Jensen *et al.* 2008). Dans la mesure où ce Plan d'action contient des prescriptions relatives à la chasse de cette espèce, nous pouvons attendre qu'elles soient fondées sur une analyse solide de l'effet de cette chasse. Nous citons ci-dessous l'intégralité de ce qui, dans ce document, justifie ces prescriptions :

“To minimise the mortality, the plan also calls for a stop of hunting of the species throughout the entire range covered by this plan.”.

La mortalité subie par *L. l. limosa*, ou son évolution, ne sont pas identifiées dans ce document comme susceptibles de contribuer au déclin de *L. l. limosa*. Ne s'y trouve aucune estimation de la mortalité cynégétique subie par cette sous-espèce, ni de son possible impact sur la population. L'exemple, on ne peut plus proche, de *L. l. islandica*, n'est pas examiné.

On ne trouve donc dans ce document aucune information ou analyse à ce sujet.

A notre connaissance, il n'y a donc pas d'éléments de bibliographie pouvant réellement contribuer à évaluer l'effet du moratoire de 2008 sur les deux populations de Barge à queue noire concernées.

1.2.6. Autres facteurs

Compétition intra spécifique et densité-dépendance :

L'expansion remarquable de *L. l. islandica* l'a conduit à coloniser de nouveaux sites et milieux de reproduction, dont la qualité s'éloigne de celle des milieux occupés initialement. Il s'ensuit une dégradation de la productivité qui contribuera à réguler la population. De même, l'augmentation de l'effectif et l'utilisation croissante de sites de halte migratoire ou d'hivernage de moindre qualité contribuera à cette régulation. En Grande-Bretagne, l'augmentation de l'effectif hivernant de *L. l. islandica* repose principalement sur des sites initialement moins peuplés. Les Barges à queue noire occupant ces sites s'alimentent moins facilement, ont une moins bonne survie, et arrivent plus tard sur leurs zones de reproduction islandaises (Gill *et al.* 2001 a, Gunnarsson *et al.* 2005 a).

Sur les rizières portugaises, la consommation de riz par les Barges à queue noire réduit la densité de grains jusqu'à celle en-deçà de laquelle il n'est plus rentable, d'un point de vue énergétique, de les rechercher (Lourenço 2010).

La cohabitation croissante des deux sous-espèces sur des sites où elles exploitent les mêmes ressources génère une concurrence alimentaire entre elles. L'effet que celle-ci peut avoir sur *L. l. limosa* est toutefois sans doute négligeable en raison de la diminution de sa propre abondance.

Compétition inter spécifique et kleptoparasitisme :

Il y a bien entendu une concurrence alimentaire entre la Barge à queue noire et d'autres limicoles qui partagent les mêmes ressources. Elle est cependant limitée d'une part par la morphologie de l'espèce lui permettant un accès à des proies enfouies trop profondément pour être atteintes par la plupart des autres espèces, et d'autre part par ses préférences en matière d'habitat, qui limitent le recouvrement avec les niches écologiques d'autres espèces. C'est ainsi par exemple que la Barge rousse, morphologiquement très proche, privilégie des milieux intertidaux où les sédiments sont moins fins que ceux préférés par la Barge à queue noire.

Comme d'autres limicoles, les Barges à queue noire sont localement victimes de kleptoparasitisme de la part de laridés (Amat & Aguilera 1989, Dominguez 2002), ce qui ne semble pas pouvoir influencer significativement sur leur survie.

Réchauffement climatique :

Le réchauffement du climat dans le nord de l'Europe, s'il a jusqu'alors été favorable à *L. l. islandica*, pourrait à terme lui devenir néfaste si elle n'avait pas la capacité d'adapter en conséquence la chronologie de sa migration pré-nuptiale.

Ce facteur pose déjà un problème à *L. l. limosa*, qui risque de s'accroître en raison de son incapacité à adapter la chronologie de sa reproduction à l'avancée du cycle des invertébrés dont se nourrissent les poussins, et à celle des calendriers agricoles. Si, à l'instar d'autres espèces, la Barge à queue noire a pu partiellement s'adapter à l'élévation des températures de fin d'hiver et du printemps et à la plus grande précocité de la fauche en avançant (d'environ 14 jours) sa reproduction entre 1930 et 1976, ce n'est plus le cas depuis pour des raisons méconnues, qui peuvent être des limites physiologiques, des contraintes liées au cycle annuel des adultes, ou une trop forte inadéquation avec la période de meilleure disponibilité alimentaire pour les poussins (Schroeder *et al.* 2012). Cette incapacité à adapter autant que nécessaire sa période de reproduction contribue peut-être au déclin de *L. l. limosa* (Musters *et al.* 2010).

Par son effet sur les zones humides, l'évolution climatique est une cause de dégradation des habitats d'hivernage de *L. l. limosa* en Afrique de l'Ouest, particulièrement en zone sahélienne.

Collisions :

Les collisions avec des véhicules ou avec le réseau de fils aériens, qui avant les années 1960 ne faisaient pas partie des causes de mortalité signalées pour les oiseaux bagués et retrouvés, correspondent maintenant à plus de 20% des reprises (van Noordwijk & Thomson 2008).

2. EFFET DE L'ARRÊT DE LA CHASSE

Ne pouvant procéder à des comparaisons transversales entre des situations simultanées différant seulement par la présence ou l'absence de chasse à ces espèces, nous sommes cantonnés à des comparaisons longitudinales, sur des séries temporelles. Nous avons utilisé des indicateurs liés à l'abondance des populations concernées, c'est-à-dire susceptibles de subir un prélèvement en France, et pour lesquels des valeurs annuelles étaient disponibles.

Les moratoires appliqués en France à partir de 2008 constituent, de fait, des tests de l'effet de l'arrêt des prélèvements cynégétiques correspondants. Ces prélèvements, ou leur suppression, ne constituent bien sûr qu'un des multiples facteurs pouvant déterminer l'évolution de l'abondance de la population considérée. Nous ne pouvons donc pas rechercher directement l'effet d'un moratoire, mais seulement celui de la période qui lui a succédé, sans pouvoir

préjuger des causes de cet effet éventuel. Nous comparons donc l'évolution de l'indicateur entre deux périodes. Cette évolution est approchée par une régression linéaire. La première période est celle précédant l'année à partir de laquelle un moratoire est susceptible d'avoir eu un effet sur la valeur de l'indicateur ; elle commence l'année qui satisfait deux conditions : être la plus ancienne possible, tout en assurant une bonne pertinence de la régression linéaire, attestée par une valeur satisfaisante du coefficient de régression. La seconde période commence l'année à partir de laquelle un moratoire est susceptible d'avoir eu un effet sur la valeur de l'indicateur, et se termine le plus tard possible, c'est-à-dire en pratique la dernière année pour laquelle nous disposons d'une valeur de l'indicateur. L'année à partir de laquelle un moratoire est susceptible d'avoir eu un effet sur la valeur de l'indicateur diffère suivant l'indicateur. Si celui-ci se rapporte à un effectif hivernant, l'effet potentiel du moratoire est supposé commencer immédiatement, c'est-à-dire l'année suivante. S'il se rapporte à un effectif nicheur, il est par contre retardé. En effet, ces oiseaux ne commencent à se reproduire qu'à un âge moyen compris entre 2 et 3 ans, et, lorsqu'il y a un prélèvement, il est constitué surtout de jeunes (Beintema & Drost 1986, Laursen 2005). Un moratoire ne peut donc commencer à avoir un effet net sur un effectif nicheur que deux ans plus tard.

L'interaction entre l'effet de l'année sur l'évolution de la variable utilisée et celui de la période suivant l'arrêt de la chasse (avec le cas échéant un décalage lorsque la variable concerne des oiseaux nicheurs) est testée au moyen d'un modèle linéaire.

La puissance de ces tests est limitée par le recul, somme toute assez faible, dont nous disposons, en particulier pour les indicateurs relatifs aux oiseaux nicheurs.

Mais avant d'être suspendue en France, la chasse de ces espèces a déjà été arrêtée dans d'autres pays européens. Même si ce n'était pas leur but, ces arrêts de la chasse de ces espèces constituent également, de fait, autant d'expériences en conditions réelles que nous pouvons mettre à profit pour compléter notre recherche.

La plupart des indicateurs sont présentés sous forme indiciaire, et, sauf mention contraire, la valeur 1,0 de cet indice correspond à celle de la première année prise en compte.

2.1. COURLIS CENDRÉ

Rappelons que la chasse de cette espèce n'a pas été ouverte sur l'ensemble du territoire français de 2008 à 2012, mais qu'elle a ensuite été ouverte sur le littoral (*sensu stricto*). En période internuptiale, la très grande majorité des Courlis cendrés sont sur les côtes. Les reprises de bagues, dues principalement à la chasse, sont fortement concentrées en zone littorale (e.g. Bainbridge 2002, Bakken *et al.* 2003, Bairlein *et al.* 2014). Mais la localisation de ces reprises de bagues se réfère à des communes, sans qu'on puisse faire la distinction entre les reprises faites sur le territoire lui-même de communes côtières et celles faites sur le domaine public maritime attenant. Nous ne pouvons savoir quelle était avant 2008 la proportion du prélèvement national qui provenait du DPM. Sans pouvoir être plus précis, on doit toutefois considérer qu'il s'agissait de la grande majorité du prélèvement total. La période suivant 2008 est donc elle-

même, de fait, subdivisée en deux parties : 2008 – 2012, durant laquelle le prélèvement a été nul, et celle faisant suite à 2012, durant laquelle le prélèvement a été, si l'on fait abstraction d'une tendance à long terme de ce prélèvement (voir 3.1.1.), vraisemblablement peu inférieur à ce qu'il était avant 2008. L'effet éventuel de ces moratoires concernant le Courlis cendré est donc essentiellement celui de l'arrêt total du prélèvement en 2008 – 2012. Mais cet effet éventuel ne porte pas que sur cette période. Dans la mesure où le prélèvement concerne essentiellement des jeunes oiseaux (voir 3.3.3.), l'effet éventuel d'un arrêt du prélèvement sur le recrutement d'adultes nicheurs est différé, et il est susceptible de s'être poursuivi après 2012. Il serait donc irréaliste d'imaginer pouvoir détecter l'effet respectif éventuel de ces deux sous-périodes si courtes et récentes. Pour ce qui concerne le cas des suspensions de la chasse de cette espèce en France, la période suivant 2008 est donc traitée comme une période unique, tout en sachant qu'au cours de cette période, les conditions ont changé. Cela confirme l'intérêt d'examiner également le cas d'arrêts de la chasse de cette espèce à l'étranger, qui sont plus anciens, et pérennes.

2.1.1. Effectif nicheur aux Pays-Bas

Des recensements annuels sur un échantillon de sites permettent d'obtenir une valeur annuelle de l'indice d'abondance du Courlis cendré nicheur dans ce pays (Boele *et al.* 2016).

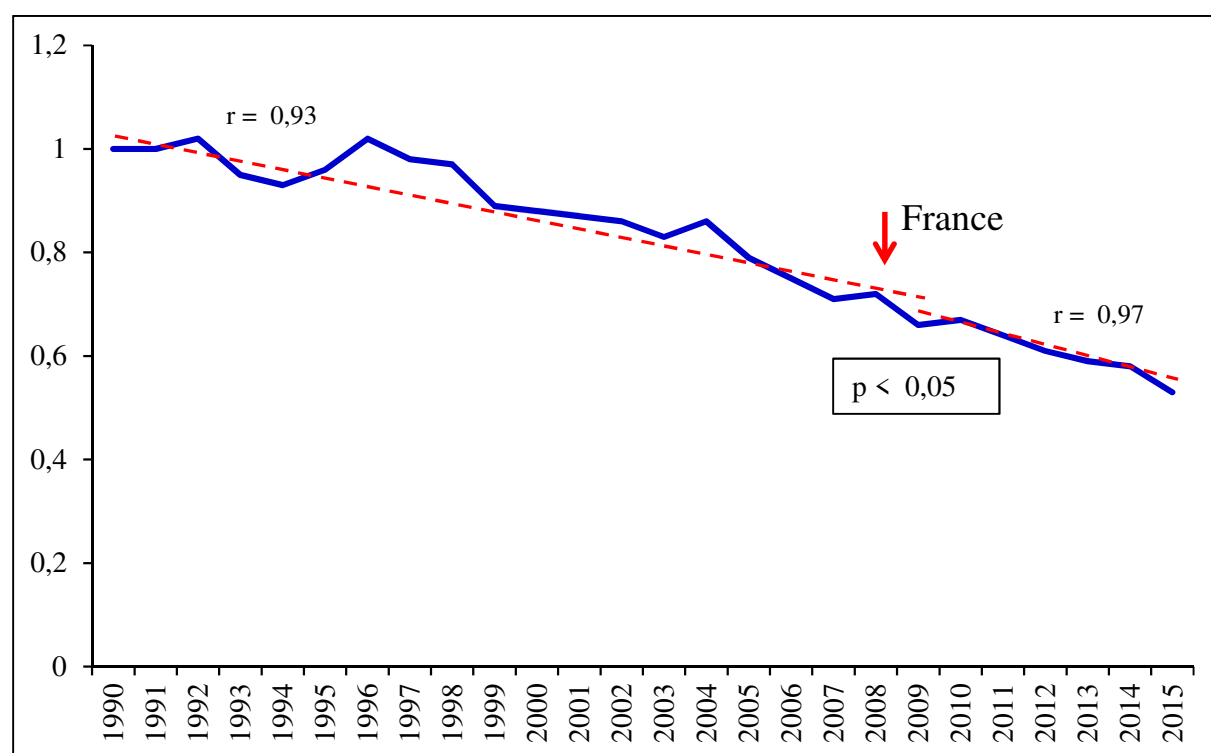


Figure 20: Évolution de l'abondance du Courlis cendré nicheur aux Pays-Bas de 1990 à 2015 : effet période (France)

L'effet de la seconde période, faisant suite au moratoire de 2008 en France, apparaît significativement négatif (figure 20).

La chasse du Courlis cendré est interdite en Italie depuis 1992.

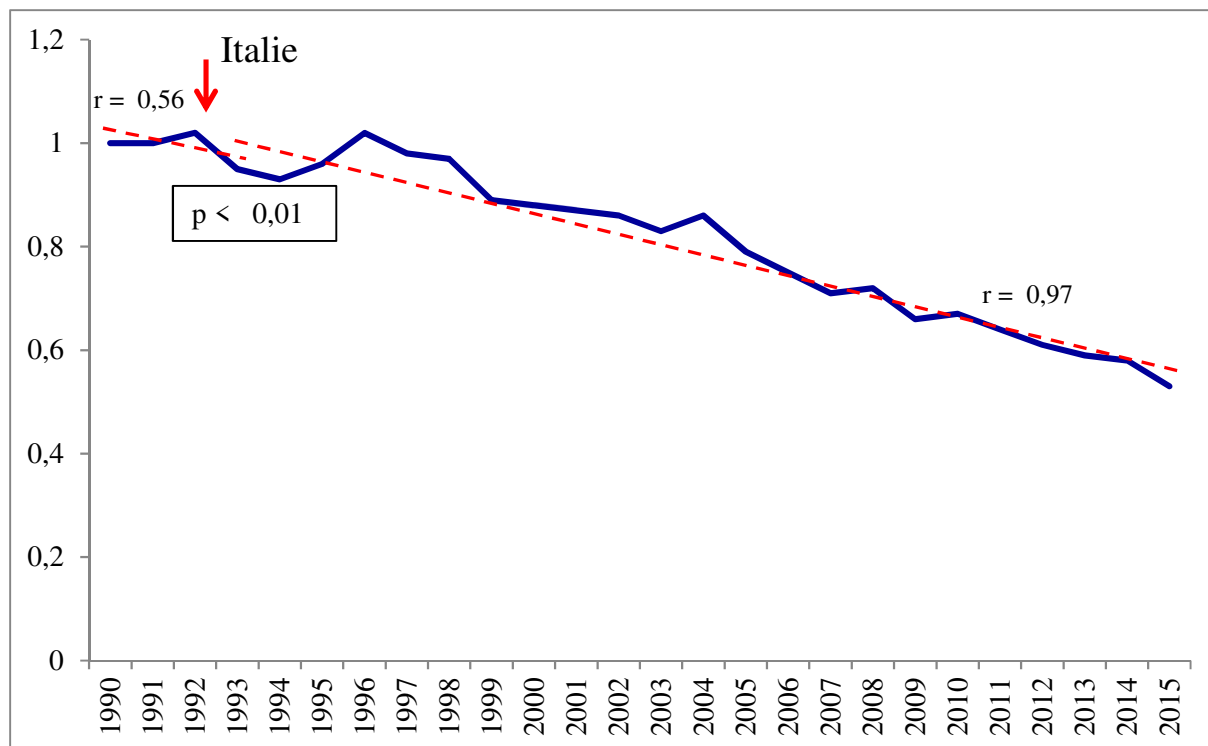


Figure 21 : Évolution de l'abondance du Courlis cendré nicheur aux Pays-Bas de 1990 à 2015 : effet période (Italie)

La chasse du Courlis cendré est interdite au Danemark depuis 1994. L'effectif nicheur aux Pays-Bas a diminué plus rapidement par la suite (figure 22).

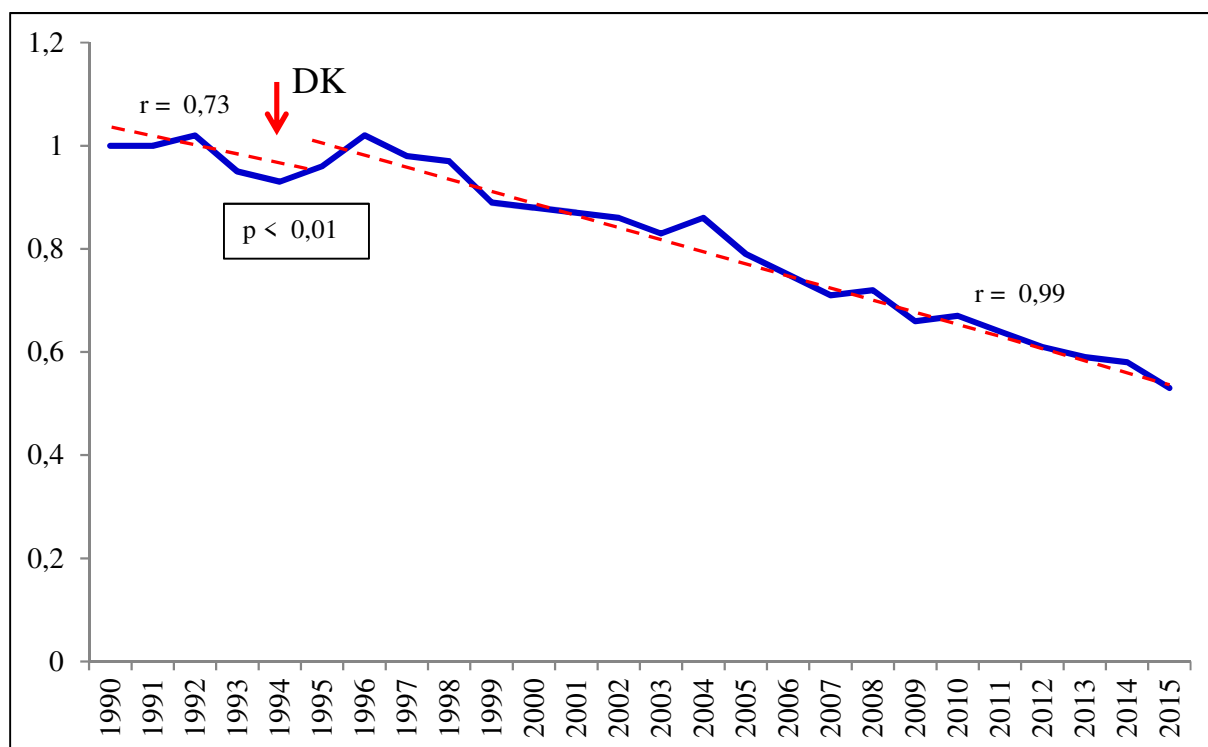


Figure 22: Évolution de l'abondance du Courlis cendré nicheur aux Pays-Bas de 1990 à 2015 : effet période (Danemark)

La chasse du Courlis cendré a été interdite en Espagne en 1990, mais des prélèvements illicites y ont néanmoins persisté quelque temps (Barbosa 2001).

2.1.2. Effectif nicheur au Royaume-Uni

Un indice d'abondance analogue a été produit en Angleterre à partir de 1980, puis dans l'ensemble du Royaume-Uni depuis 1994 (figure 23). La chasse de cette espèce a été interdite au Royaume-Uni en 1982.

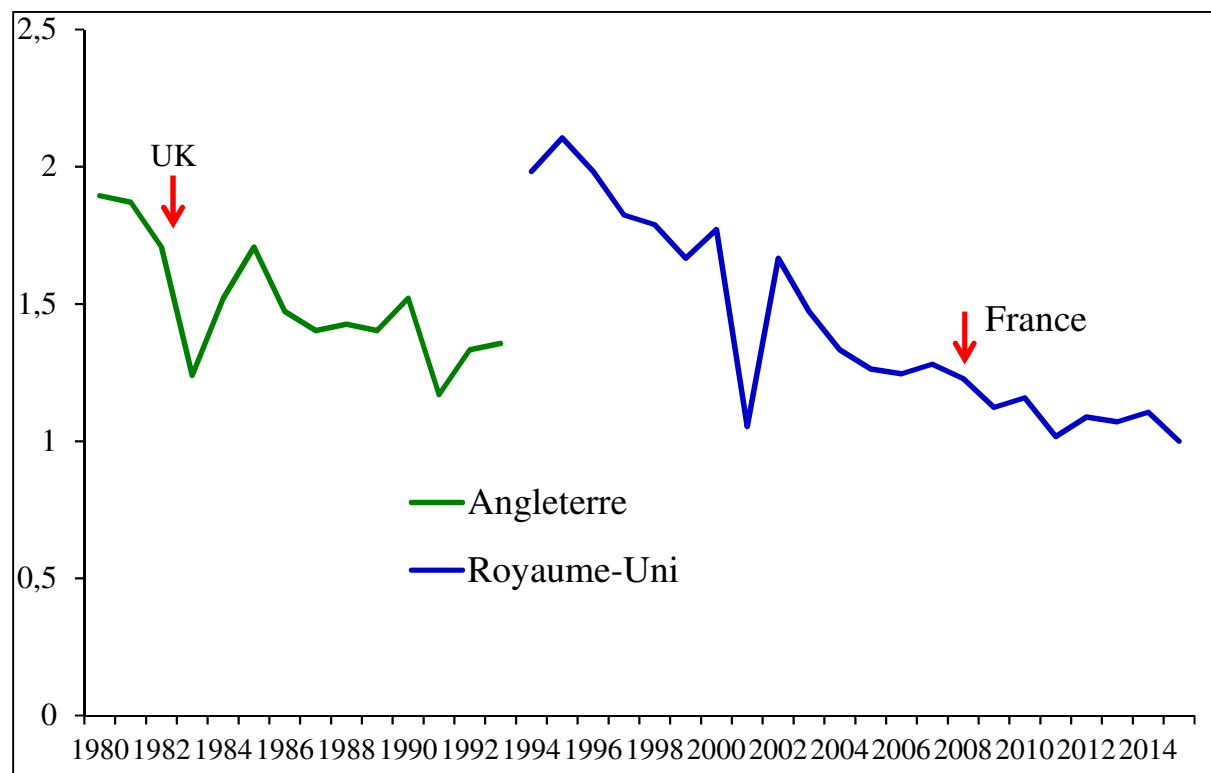


Figure 23 : Évolution de l'effectif nicheur en Angleterre et au Royaume-Uni de 1980 à 2015 ; indice 1 en 2015 (www.bto.org/volunteer-surveys/bbs/latest-results/trend-graphs).

L'effectif nicheur a peut-être diminué moins rapidement après l'arrêt de la chasse au Royaume-Uni (figure 24).

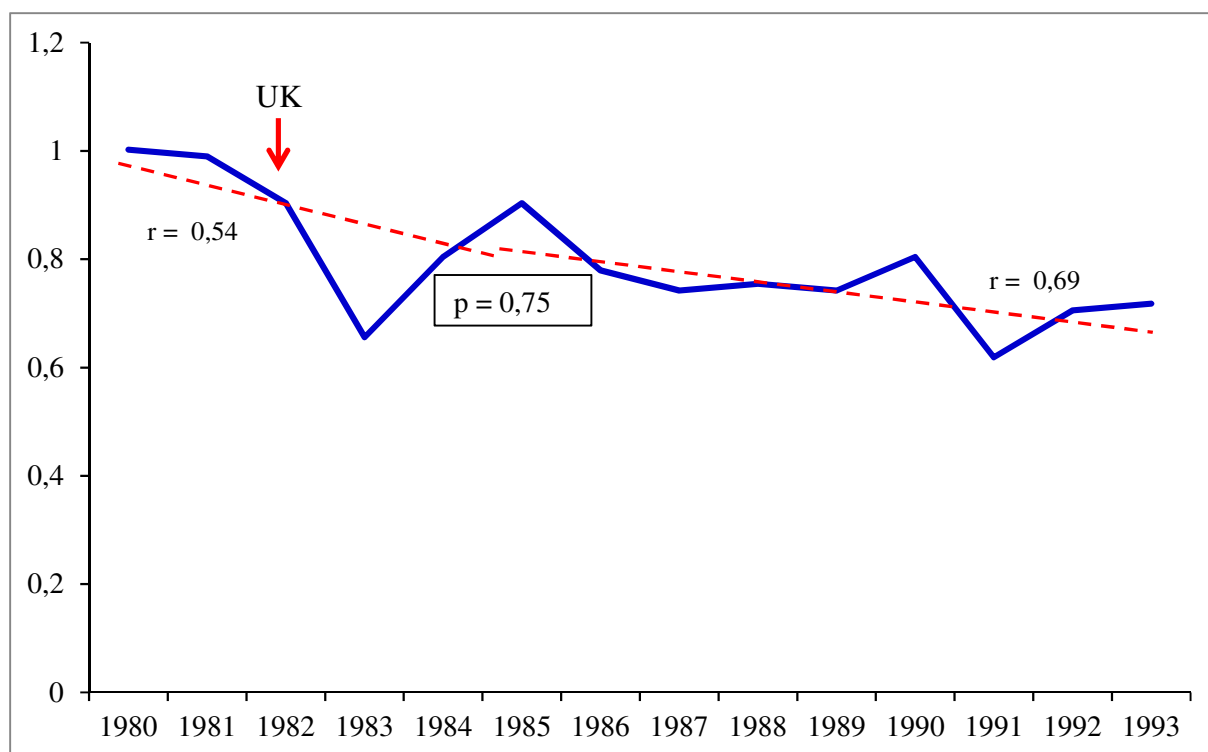


Figure 24: Évolution de l'abondance du Courlis cendré nicheur en Angleterre de 1980 à 1993 : effet période (Royaume-Uni)

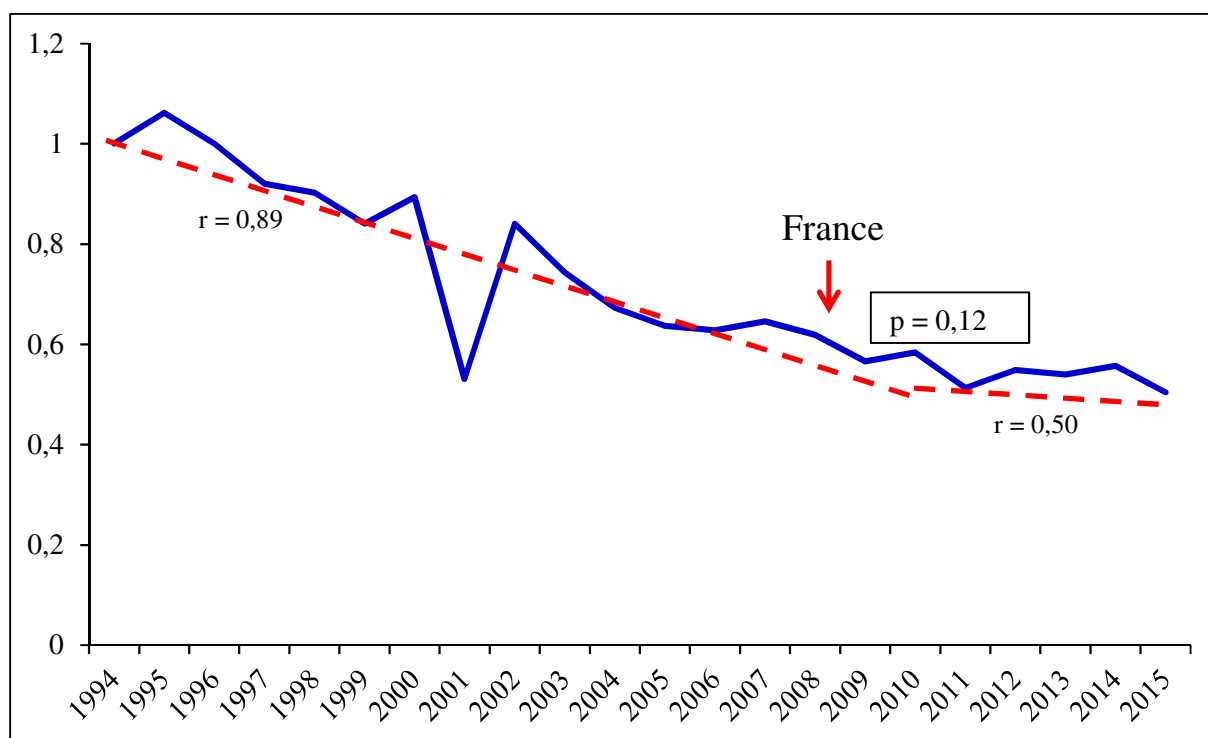


Figure 25: Évolution de l'abondance du Courlis cendré nicheur au Royaume-Uni de 1994 à 2015 : effet période (France)

De même, l'effectif nicheur au Royaume-Uni a peut-être diminué moins vite après le moratoire français (figure 25).



2.1.3. Effectif de mi-janvier sur le littoral français

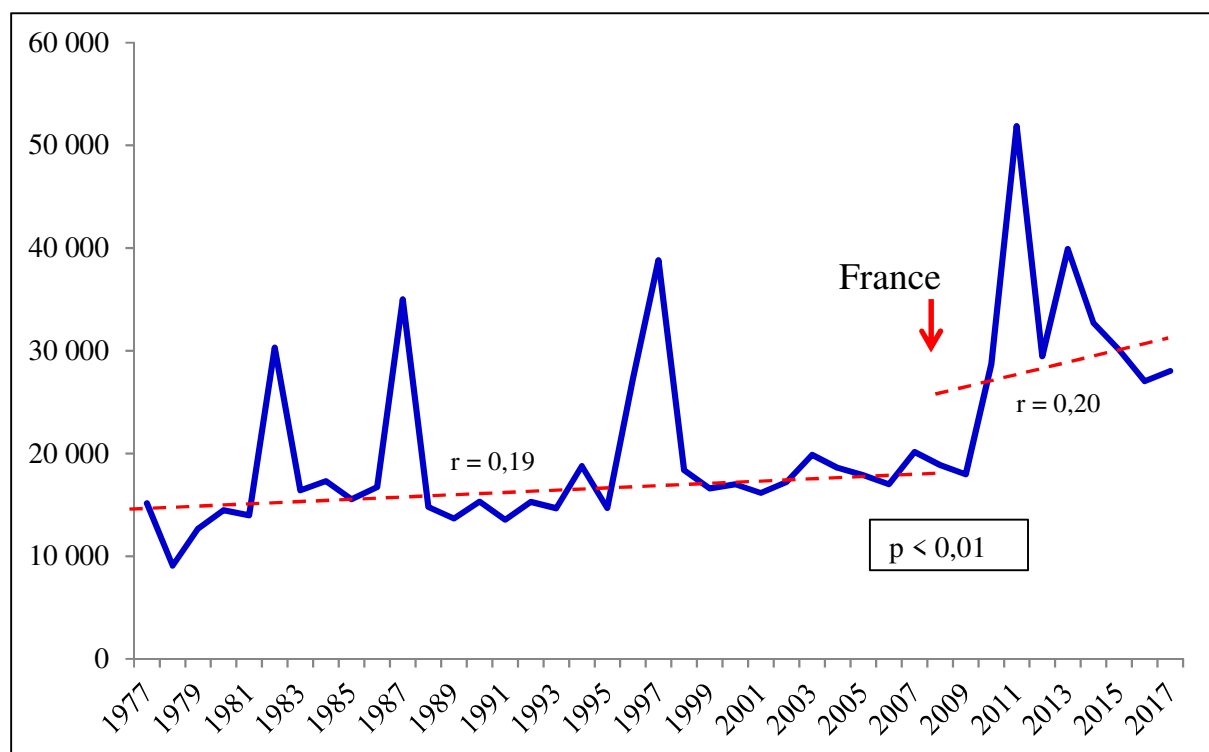


Figure 26 : Effectifs de Courlis cendrés dénombrés sur le littoral français métropolitain à la mi-janvier de 1977 à 2017 (d'après Mahéo 1978-2011 et Mahéo & Le Dréan-Quéneq'hdu 2012-2017).

La seconde période, après le moratoire français de 2008, a eu un effet positif sur l'effectif dénombré sur le littoral français à la mi-janvier (figure 26). Le fait marquant de cette seconde période, qui détermine son effet, est le pic exceptionnel de janvier 2011. Ce pic intervient après trois autres pics (en janvier 1982, 1987 et 1997), dont on sait qu'ils traduisaient des afflux massifs consécutifs à des vagues de froid dans le nord de l'Europe (Fouquet 2012). Nous devons donc nous interroger sur le fait de savoir si ce quatrième pic est dû, à l'instar des trois précédents, à un événement météorologique ponctuel, ou bien s'il a une autre cause, qui pourrait être la suspension de la chasse de cette espèce.

En Vendée, où des dénombrements complets sont faits au milieu de chaque mois, les effectifs d'octobre et novembre 2010 ne se distinguent pas de ce qu'on pouvait attendre au vu de l'évolution positive antérieure ; l'effectif de décembre est relativement élevé, et celui de janvier 2011 très élevé (figure 27).

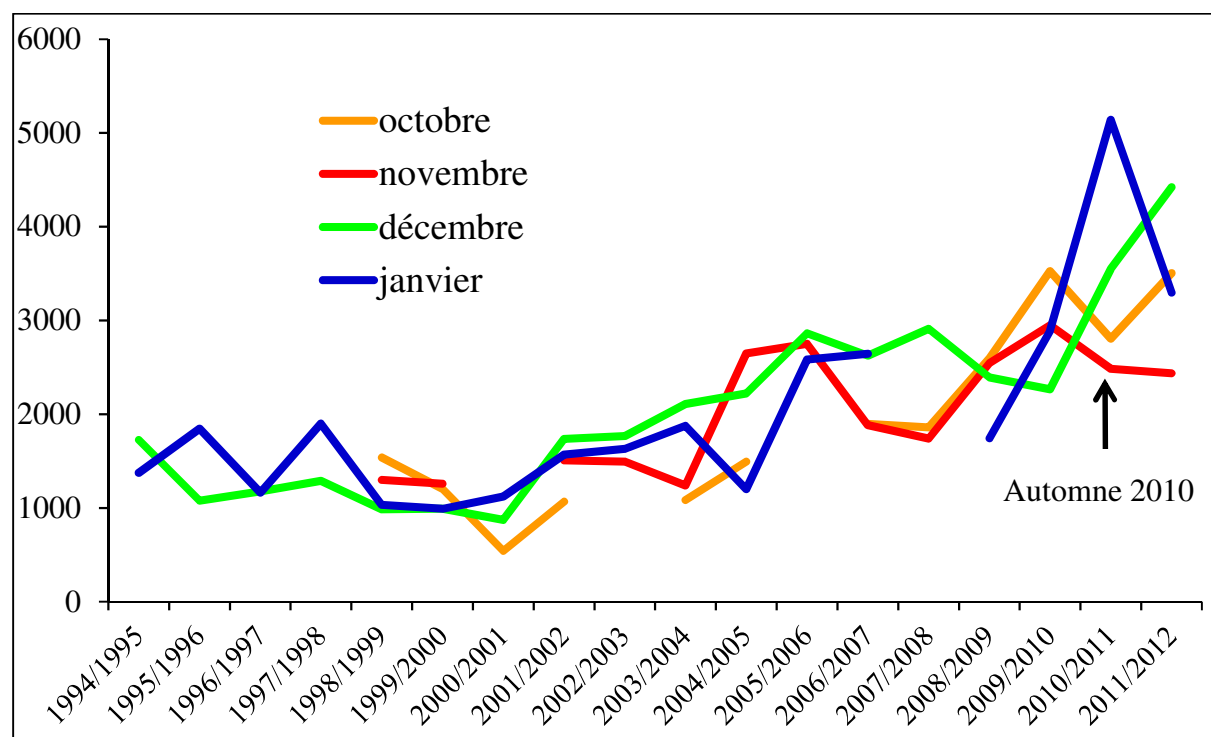
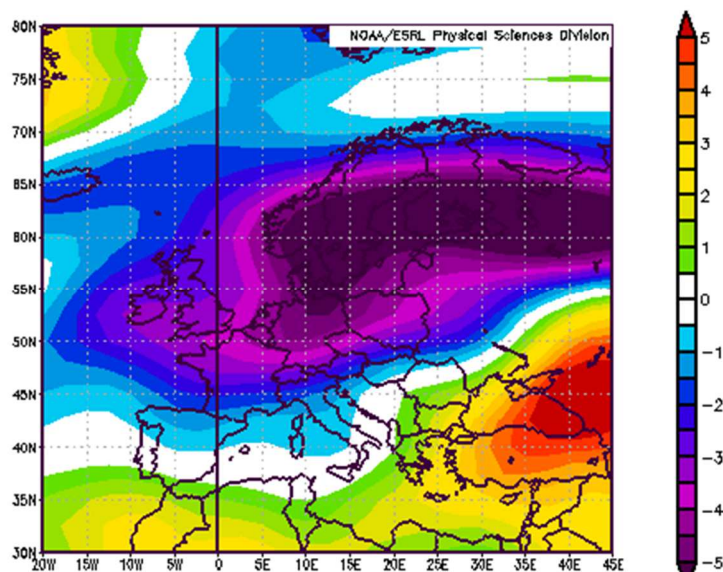


Figure 27: Effectifs de Courlis cendré en Vendée d'octobre à janvier, de 1994/1995 à 2011/2012.

La particularité ne concerne donc pas l'abondance de l'espèce pendant l'ensemble de la période inter-nuptiale 2010-2011, mais un peu l'effectif de mi-décembre, et très nettement celui de mi-janvier 2011. Cela privilégie l'hypothèse d'une cause ponctuelle comme l'est une vague de froid, au détriment de l'hypothèse d'une cause permanente comme l'était l'absence de chasse. Effectivement, le froid a été particulièrement intense et prolongé en décembre 2010 dans tout le nord de l'Europe, incluant le nord de la France, où il s'est maintenu pendant les premiers jours de janvier 2011 (carte 12).



Carte 12 : Écarts (en °C) aux températures moyennes (1968-1996) en Europe du 1 au 31 décembre 2010
(www.esrl.noaa.gov/psd/data/composites/day).

Les valeurs de l'indice NAO (*North Atlantic Oscillation*), qui traduit d'une autre façon que la carte 12 les écarts à la normale des températures, sont elles-mêmes spécialement faibles en novembre et décembre 2010 et, dans une moindre mesure, en janvier 2011. La modélisation de l'effet de cet indice a une très bonne valeur prédictive des effectifs de la mi-janvier, et notamment des quatre pics constatés dans la figure 26 (F. Robin *in litt.*).

Le pic d'effectif de janvier 2011 est donc dû au froid marqué ayant affecté le nord de l'Europe en fin d'automne 2010 et début d'hiver 2011.

2.1.4. Abondance en période internuptiale au Royaume-Uni

Depuis le milieu des années 1970, des dénombrements mensuels d'oiseaux d'eau au Royaume-Uni permettent de générer pour chaque espèce un indice annuel d'abondance en période internuptiale (les données prises en compte sont celles d'octobre à mars). Durant ces quatre décennies la chasse du Courlis cendré a été arrêtée successivement au Royaume-Uni, en Italie, au Danemark, en France (temporairement), et en république d'Irlande (figure 28). Ce dernier cas est intervenu en 2011, et nous ne le traitons pas faute de recul. Tout au plus pouvons-nous noter qu'il ne semble pas y avoir eu d'effet net et rapide.

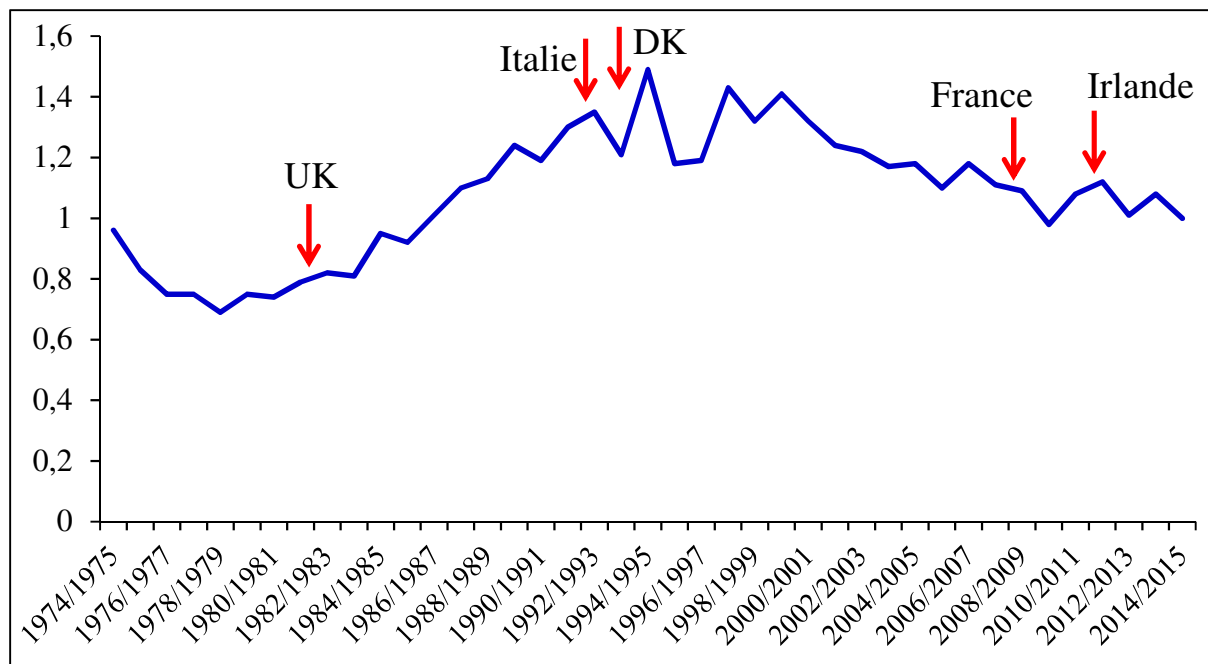


Figure 28 : Évolution de l'abondance du Courlis cendré en période internuptiale au Royaume-Uni de 1974 à 2015 (indice 1 en 2014-2015) (Frost *et al.* 2016).

La période suivant le moratoire français a pu avoir un léger effet positif sur l'évolution de l'hivernage au Royaume-Uni (figure 29).

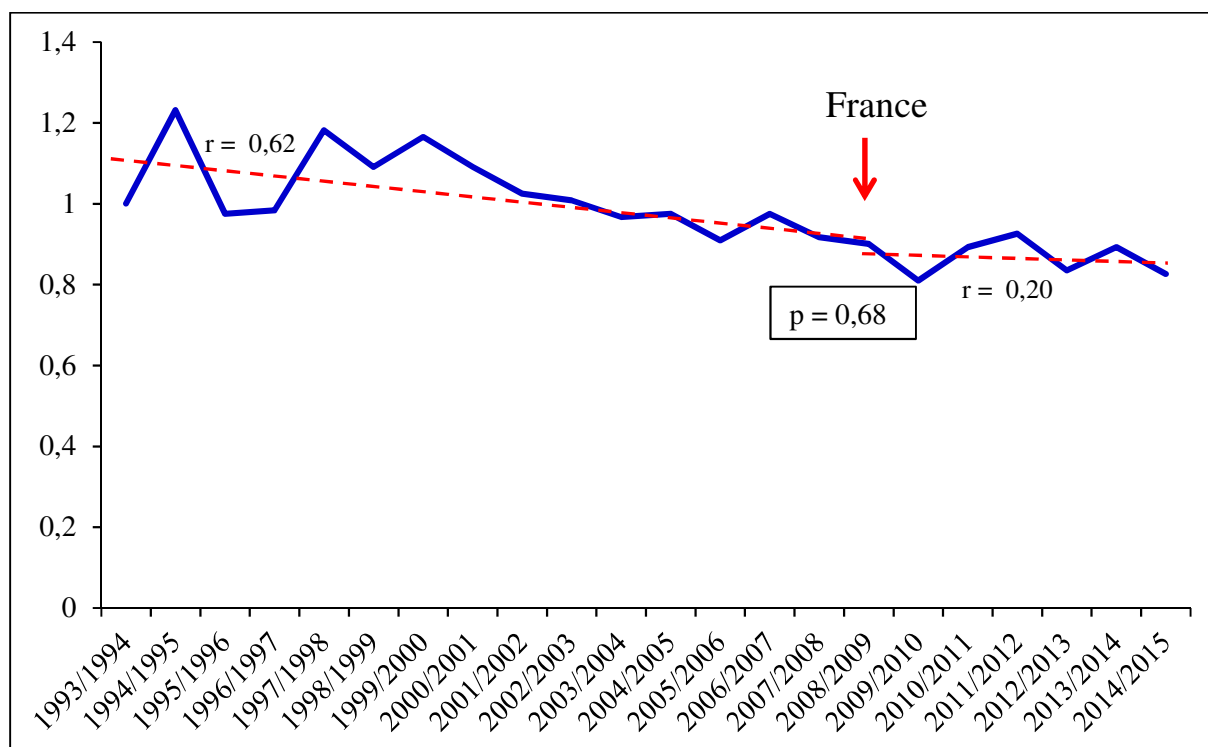


Figure 29 : Évolution de l'abondance du Courlis cendré en période internuptiale au Royaume-Uni de 1993 à 2015 : effet période (France).

La période suivant l'arrêt de la chasse au Royaume-Uni a peut-être eu un léger effet positif sur l'évolution de l'hivernage dans ce pays (figure 30). Si cet effet positif a existé, il n'a pas été

durable, puisqu'ensuite la tendance d'évolution de l'hivernage dans ce pays s'est inversée (figure 28).

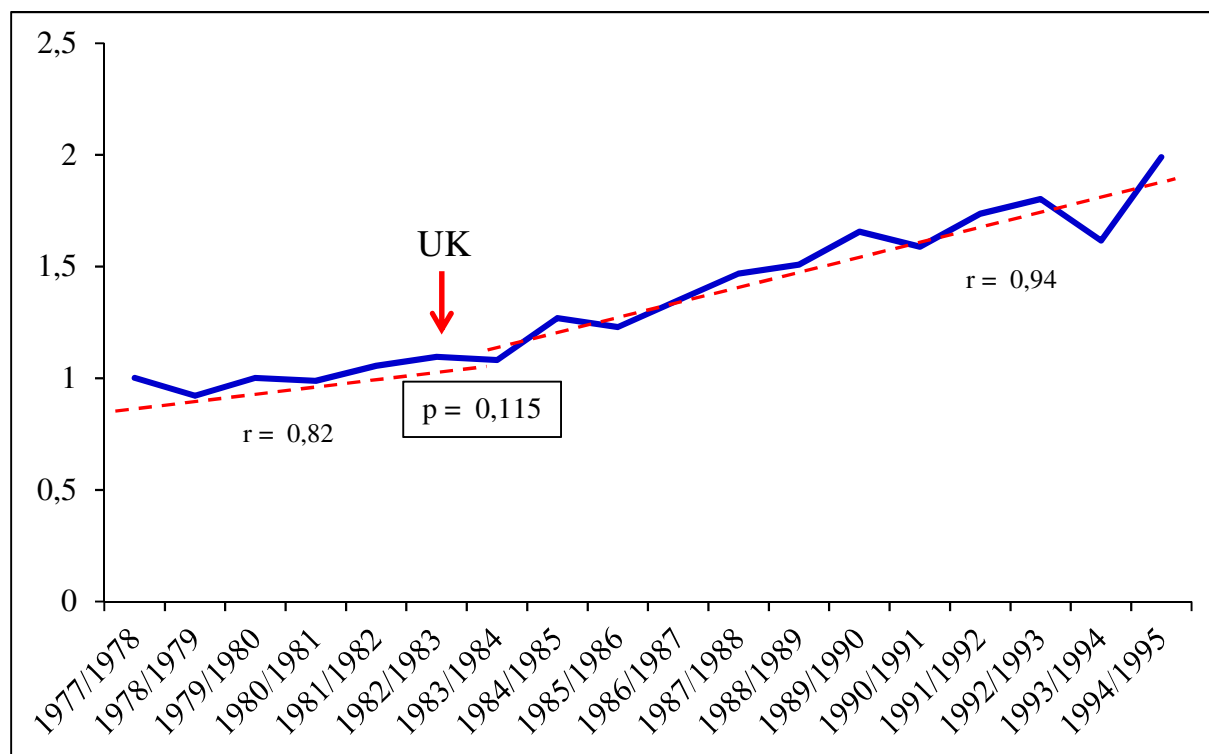


Figure 30 : Évolution de l'abondance du Courlis cendré en période internuptiale au Royaume-Uni de 1977 à 1995 : effet période (Royaume-Uni)

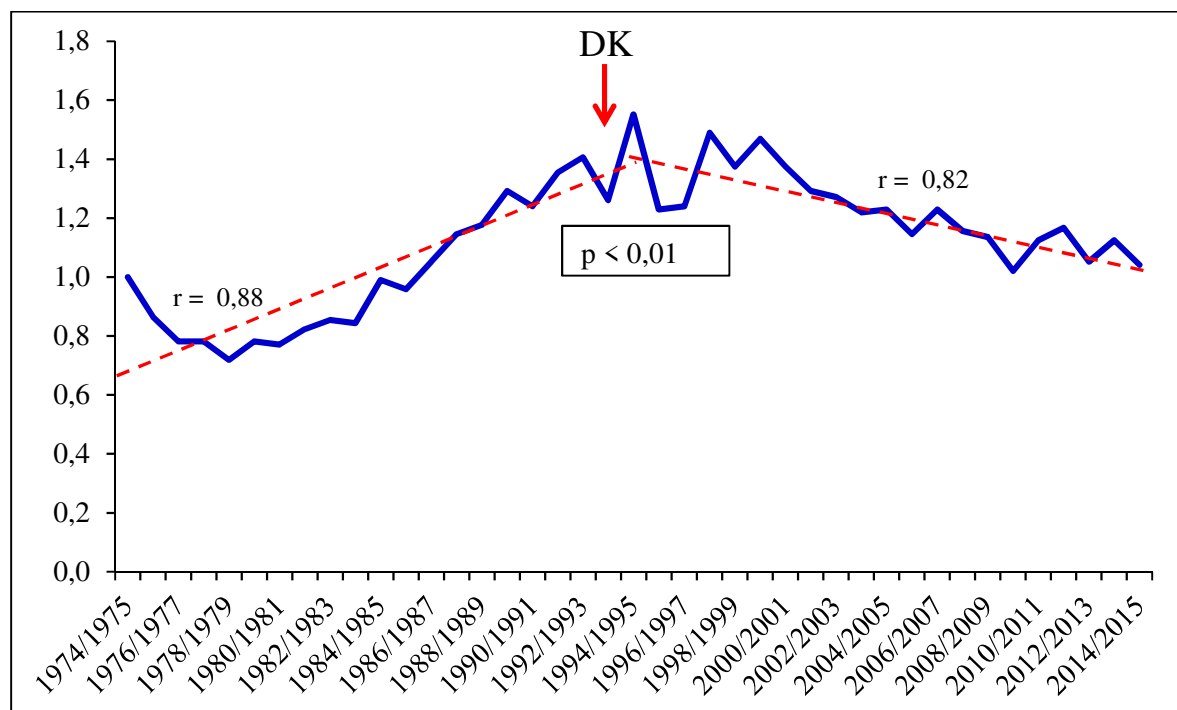


Figure 31 : Évolution de l'abondance du Courlis cendré en période internuptiale au Royaume-Uni de 1974 à 2015 : effet période (Danemark).

La seconde période, suivant l'arrêt de la chasse au Danemark, a eu un effet très négatif sur l'hivernage au Royaume-Uni (figure 31). Cet arrêt total avait été précédé, en 1982, de l'arrêt de la chasse en août, qui semble avoir eu un effet positif (Laursen 2005).

2.1.5. Effectif hivernant global de *N. a. arquata*

Parmi les indicateurs disponibles, c'est le plus « intégrateur » et pertinent, puisque, concernant l'ensemble de *N. a. arquata*, il semble le mieux à même de renseigner sur l'effet des périodes suivant des arrêts locaux de la chasse de cette sous-espèce sur son statut de conservation. Les conclusions du 2.1.4. sont confirmées. La période suivant l'arrêt de la chasse au Royaume-Uni a pu avoir un effet positif temporaire, celle suivant l'arrêt de la chasse au Danemark a eu un effet très négatif, et celle suivant la suspension de la chasse en France n'a pas eu d'effet apparent. La période suivant l'arrêt de la chasse en Italie n'a pas été traitée en 2.1.4. parce que son effet potentiel sur l'hivernage au Royaume-Uni ne peut être qu'indirect et différé. Son effet sur la population européenne apparaît négatif (figure 32).

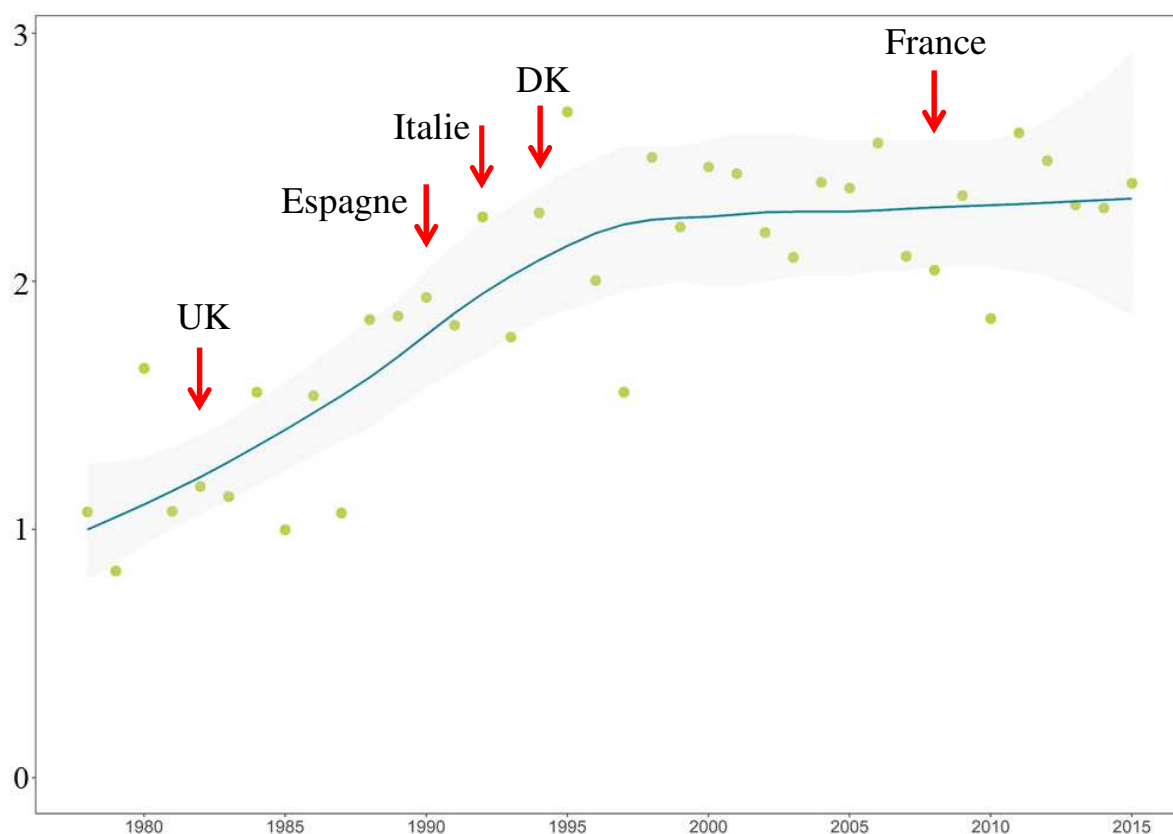


Figure 32: Évolution relative de l'abondance de *N. a. arquata* d'après les recensements hivernaux de 1978 à 2015 (d'après Nagy & Langendoen 2017).

2.2. BARGE A QUEUE NOIRE

2.2.1. *Limosa limosa islandica*

2.2.1.1. Effectif de mi-janvier en France

Après le moratoire de 2008, l'effectif dénombré à la mi-janvier 2010 a été élevé, et celui de la mi-janvier 2011 a été exceptionnellement important (figure 33).

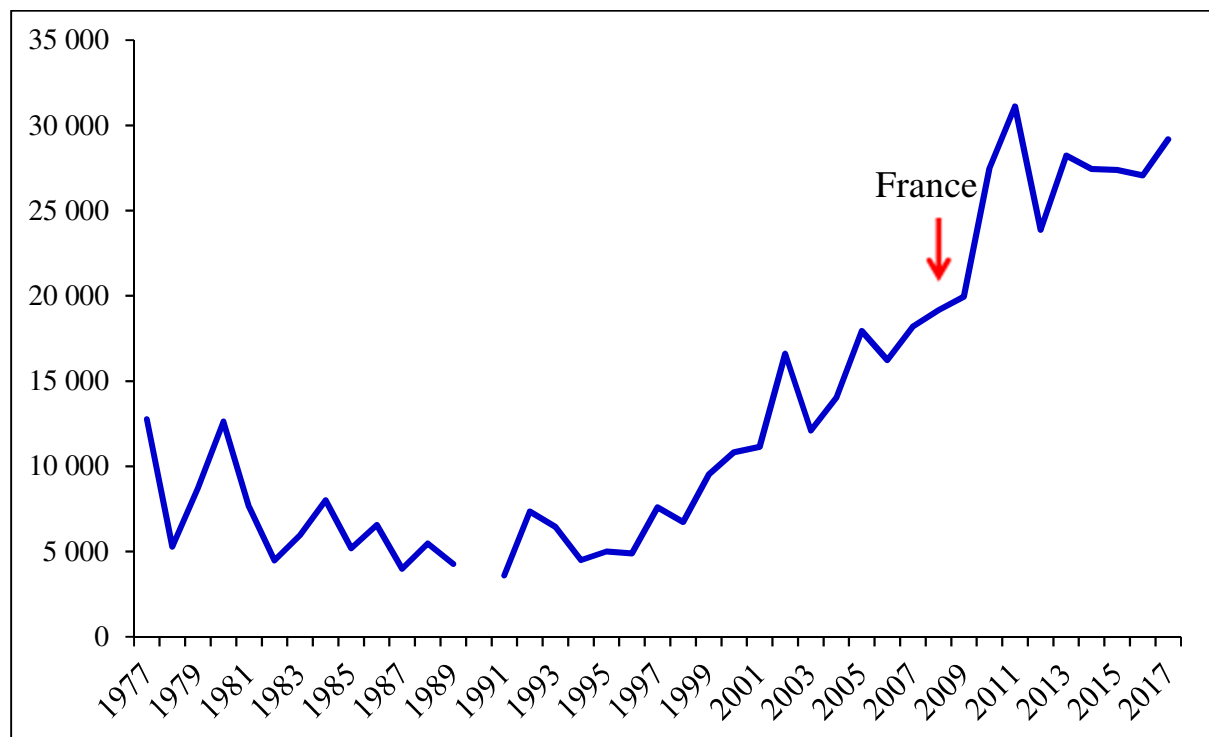


Figure 33: Évolution de l'effectif de *L. l. islandica* à la mi-janvier en France de 1977 à 2017 (d'après Mahéo 1978-2011 et Mahéo & Le Dréan-Quénec'hdu 2012-2017).

Cela ne peut refléter une augmentation globale correspondante, d'une part parce qu'une population (au sens biogéographique du terme) de limicoles ne peut pas augmenter avec une telle rapidité (l'effectif de janvier 2011 est 1,62 fois supérieur à celui de janvier 2009), d'autre part parce que cette augmentation se refléterait sur l'ensemble des effectifs mensuels des saisons intermédiaires depuis 2008-2009. Ce n'est pas le cas sur le principal site français, où les effectifs durant les automnes 2009 et 2010 ont été normaux, voire plus faibles que ce qu'aurait pu laisser présager leur évolution antérieure (figure 34). Pour cette dernière raison, les effectifs élevés de janvier 2010, et surtout 2011, n'ont probablement pas été dus à un facteur permanent comme l'a été pendant cette période la suspension de la chasse de la Barge à queue noire. Il semble donc s'agir d'une modification temporaire de la distribution hivernale de *L. l. islandica*, due à des causes ponctuelles. Les modifications temporaires notables de la répartition hivernale de limicoles en Europe sont très généralement dues à des vagues de froid (Ridgill & Fox 1990).

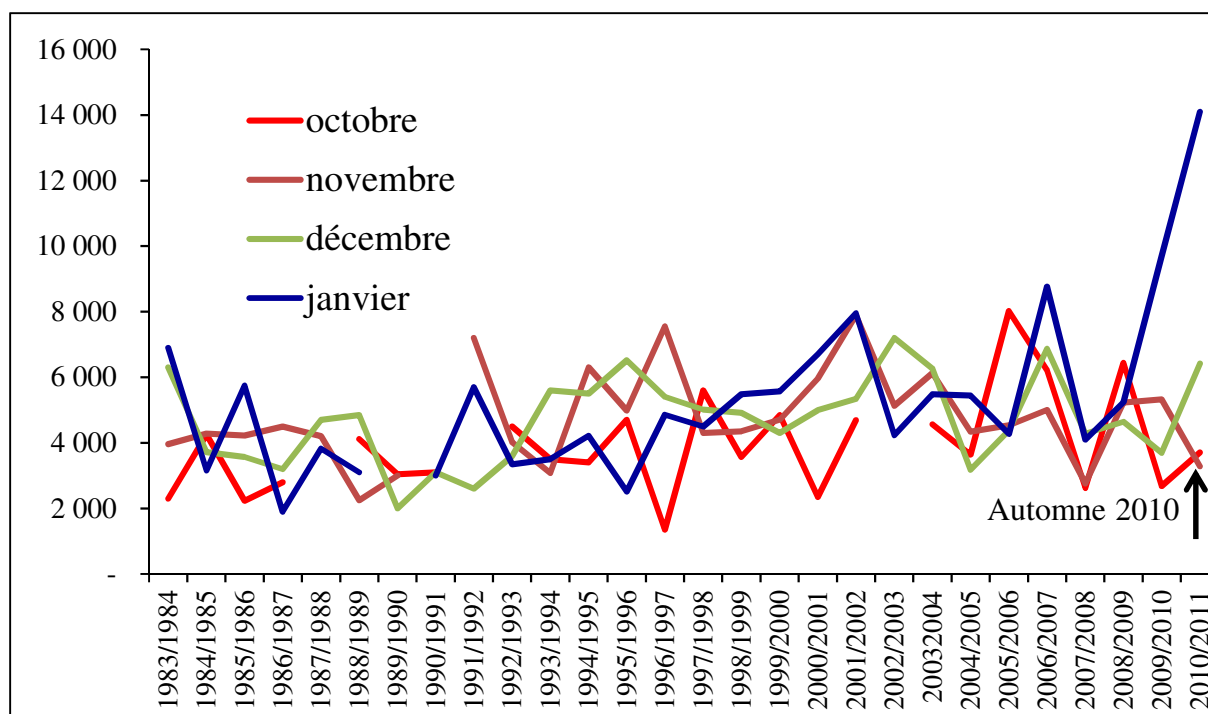
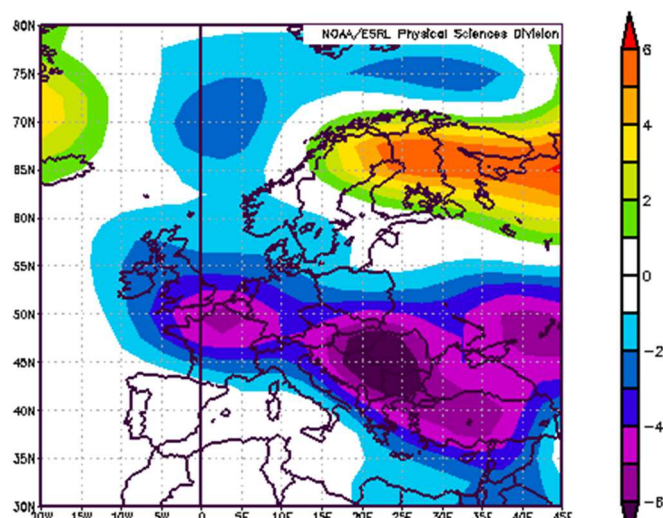


Figure 34: Effectifs de *L. l. islandica* dénombrés sur le site Baie de l'Aiguillon - Pointe d'Arçay au milieu des mois d'octobre, novembre et décembre de 1983 à 2011.

Il convient donc de caractériser les anomalies météorologiques ayant pu intervenir au cours de ces derniers hivers.

Hiver 2008-2009 :

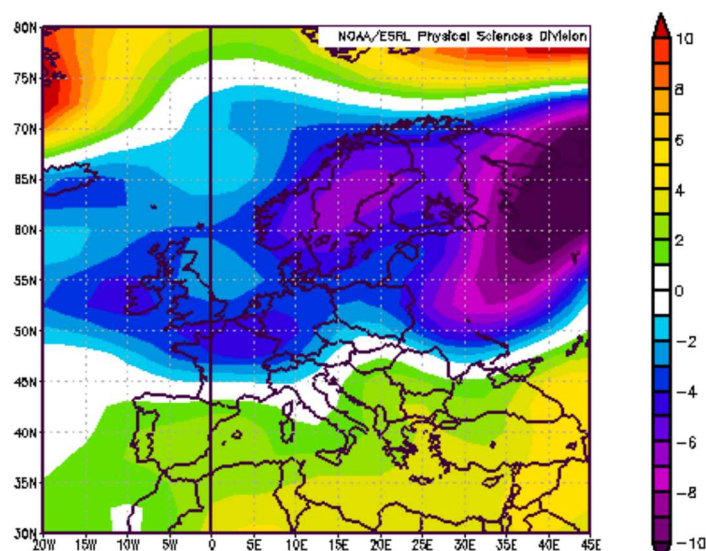
Malgré de brefs épisodes doux, les températures ont été inférieures aux normales pendant les trois décades de décembre 2008. A partir du 24 de ce mois, le froid s'intensifie en raison d'une remontée de l'anticyclone vers le nord et d'une arrivée d'air froid en provenance d'Europe centrale. Ce froid, souvent accompagné de neige, s'est maintenu début janvier 2009 (carte 13). Durant la première décade de ce mois, les températures ont été très inférieures aux normales, en particulier dans un grand quart nord-est du pays.



Carte 13 : Ecart (en °C) aux températures moyennes (1968-1996) en Europe du 24 décembre 2008 au 4 janvier 2009 (www.esrl.noaa.gov/psd/data/composites/day).

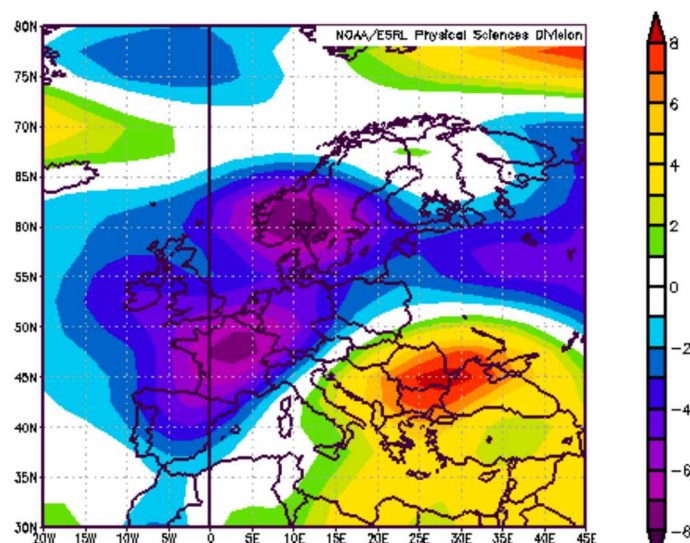
Hiver 2009-2010 :

Une vague de froid a sévi dans le pays du 15 au 21 décembre 2009, assortie de chutes de neige sur presque tout le territoire à partir du 17. Le froid a été très intense dans le nord et le nord-est du pays, particulièrement les 20 et 21 en Bourgogne et en Lorraine. Les températures sont remontées à partir du 22 décembre, et le sud et l'est ont connu une relative douceur du 22 au 25. Le froid a par contre résisté dans le nord-ouest au cours de cette période. Il a même regagné du terrain les 26 et 27 à l'intérieur des terres, avant que les températures n'augmentent à partir du 28. Dans les premiers jours de janvier, le temps a été froid et faiblement neigeux (carte 14). A partir du 6 janvier 2010, la neige a envahi un grand quart nord-ouest du pays, et a touché aussi localement le sud de la France.



Carte 14 : Ecart (en °C) aux températures moyennes (1968-1996) en Europe du 1 au 5 janvier 2010 (www.esrl.noaa.gov/psd/data/composites/day).

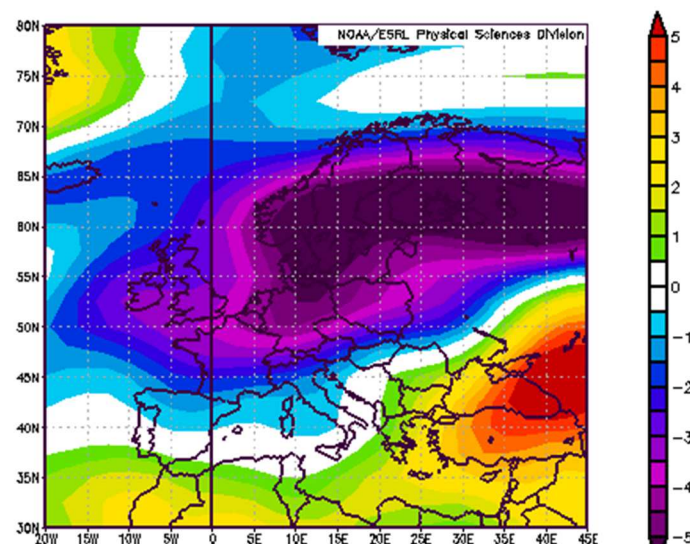
A la différence des coups de froid précédents, celui-ci, même s'il a été spécialement accentué en France, a touché aussi tout le nord de l'Europe, y compris les îles britanniques, qui ont de plus reçu d'abondantes chutes de neige (carte 15).



Carte 15 : Ecart (en °C) aux températures moyennes (1968-1996) en Europe du 5 au 12 janvier 2010 (www.esrl.noaa.gov/psd/data/composites/day).

Hiver 2010-2011 :

Le froid a été particulièrement intense et prolongé en décembre dans tout le nord de l'Europe, incluant le nord de la France, où il s'est maintenu pendant les premiers jours de janvier (carte 11).



Carte 16 : Ecart (en °C) aux températures moyennes (1968-1996) en Europe du 1 au 31 décembre 2010 (www.esrl.noaa.gov/psd/data/composites/day).

Durant l'hiver 2011-2012, il n'y a pas eu d'épisode froid avant le mois de février.

En Europe de l'Ouest, c'est la France qui a été le pays le plus touché par la vague de froid de fin décembre 2008 à début janvier 2009. Dans le nord et le centre du pays, le froid a été plus intense que, par exemple, dans les îles britanniques et aux Pays-Bas.

La vague de froid de mi-décembre 2009 à début janvier 2010 et, plus encore, celle de début décembre 2010 à début janvier 2011, ont par contre été plus longues, et plus sévères dans le nord de l'Europe. C'est ce qui pourrait expliquer un afflux durant ces deux hivers, l'afflux de l'hiver 2010-2011 ayant de plus pu être amplifié par la rémanence de l'effet de l'hiver précédent, des oiseaux ayant tendance à rejoindre de nouveau des sites fréquentés l'année précédente.

L'espèce la plus proche de la Barge à queue noire est la Barge rousse. Cette dernière est restée chassable en France, et des effectifs plus importants qu'en France hivernent dans les îles britanniques et aux Pays-Bas, où ils ont subi les vagues de froid décrites ci-dessus. Que peut enseigner la comparaison de l'évolution des effectifs de ces deux espèces de mi-janvier en France, particulièrement pendant ces dernières années ?

Assez similaires jusqu'à la fin des années 1990, les évolutions des deux espèces divergent, la Barge à queue noire augmentant fortement tandis que la Barge rousse reste à peu près stable durant les années 2000. La forte augmentation constatée chez la Barge à queue noire en janvier 2010 et 2011 l'est aussi chez la Barge rousse. De 2011 à 2012, on constate aussi une diminution du nombre de Barges rousses, moins forte que chez la Barge à queue noire (figure 35).

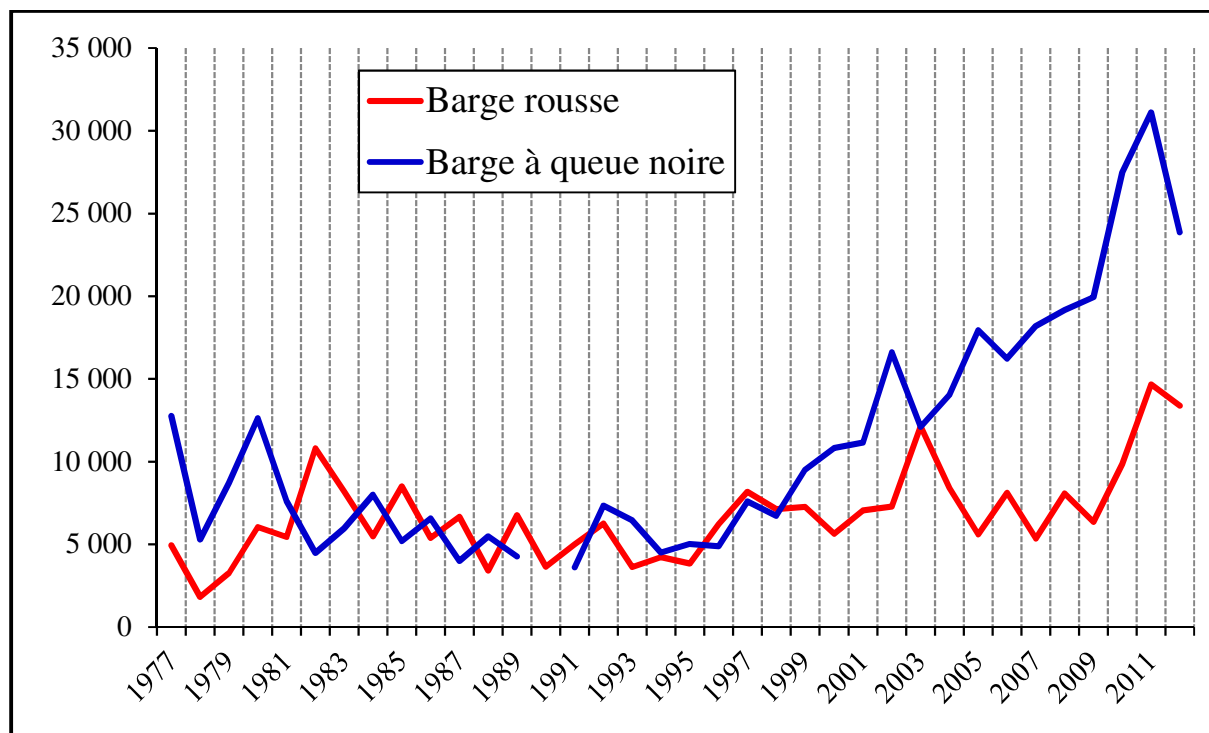


Figure 35 : Effectifs de Barges rousses et de Barges à queue noire dénombrés en France à la mi-janvier de 1977 à 2012 (Mahéo 1978 à 2012).

En définitive, l'importance particulière des effectifs présents en France en janvier 2010, et plus encore en janvier 2011, ne semble pouvoir être expliquée que par les vagues de froid intervenues durant les hivers concernés. La période suivant 2008 a eu d'ailleurs un effet plutôt négatif sur les effectifs de mi-janvier (figure 36).

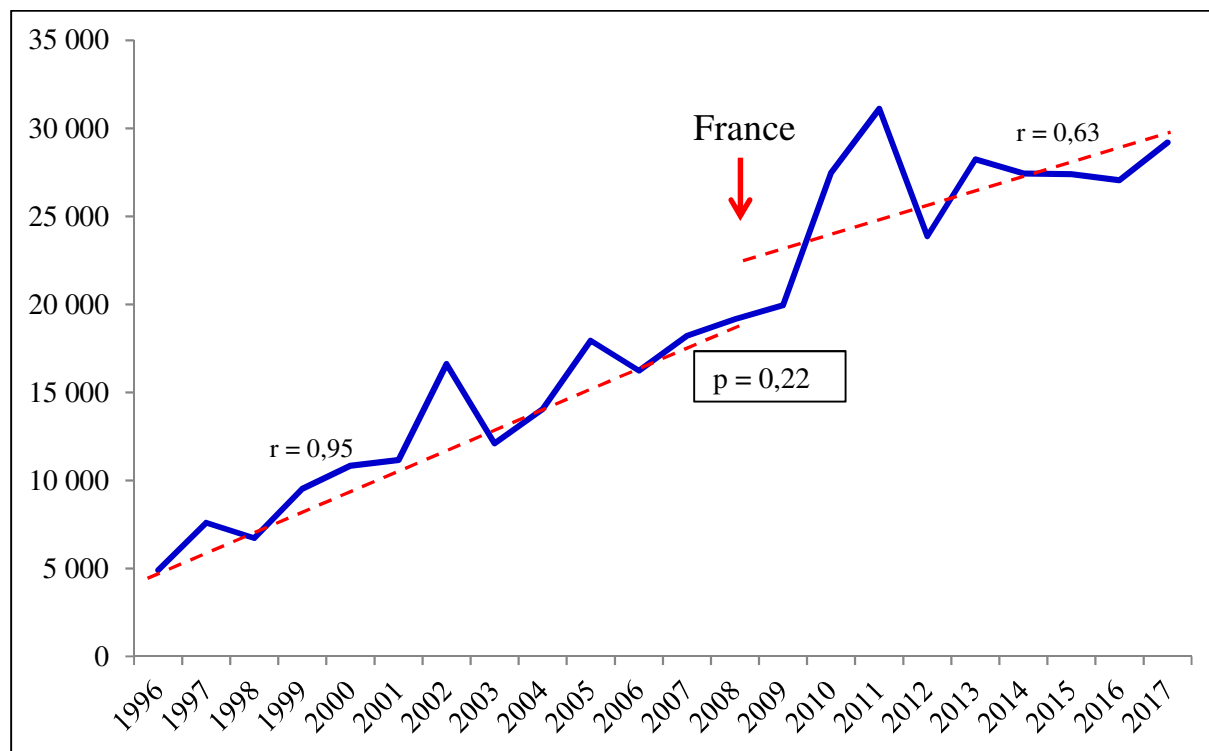


Figure 36 : Évolution de l'effectif de *L. l. islandica* à la mi-janvier en France de 1996 à 2017 : effet période (France)

2.2.1.2. Abondance en période internuptiale au Royaume-Uni

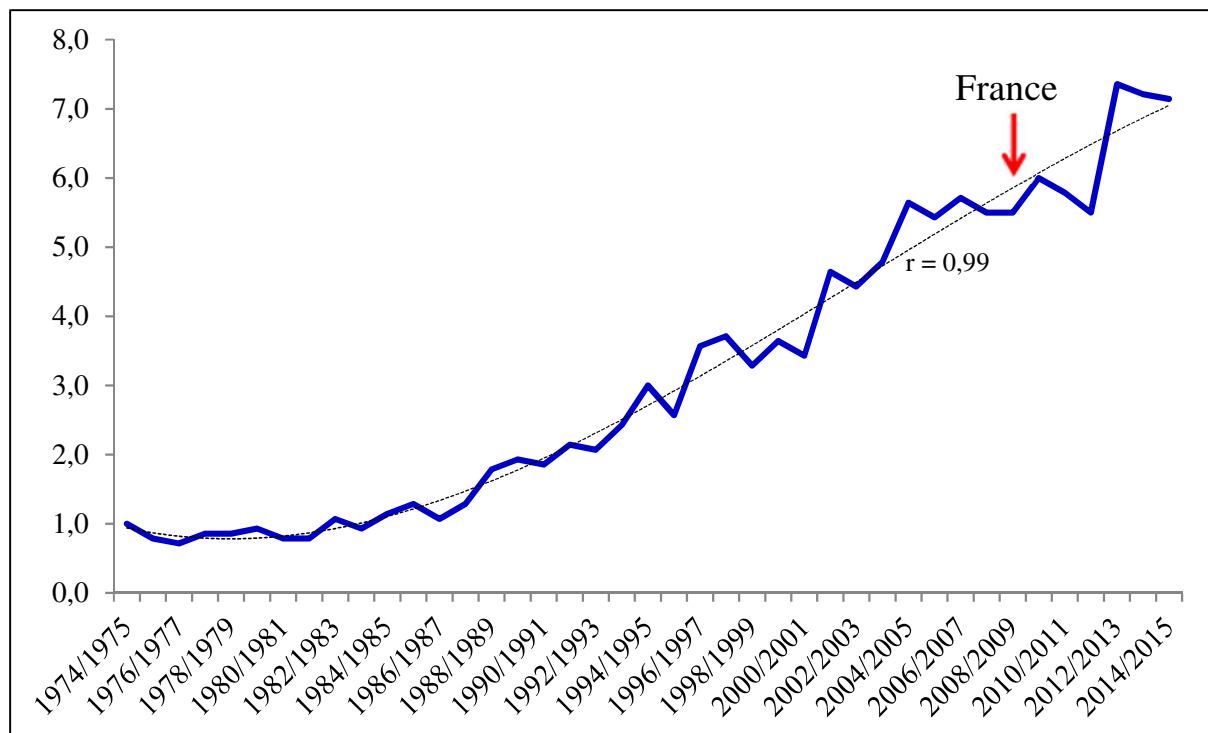


Figure 37: Évolution relative de l'abondance de *L. l. islandica* en période interuptiale au Royaume-Uni de 1974 à 2015 (d'après Frost *et al.* 2016).

La période suivant la suspension de la chasse en France (figure 37) a pu avoir un effet légèrement positif sur l'hivernage au Royaume-Uni (figure 38).

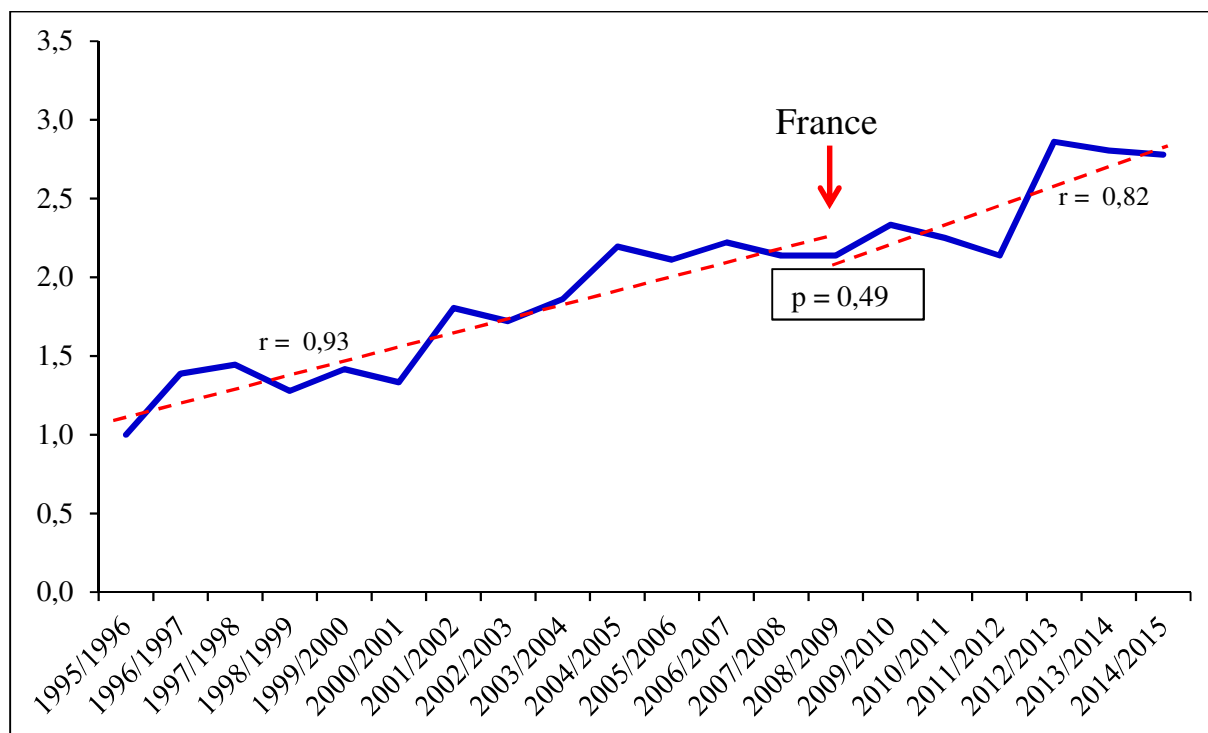


Figure 38: Évolution relative de l'abondance de *L. l. islandica* en période interuptiale au Royaume-Uni de 1995 à 2015: effet période (France)

2.2.1.3. Effectif hivernant dans le nord-ouest de l'Europe

Cet indicateur ne prend pas en compte les *L. l. islandica* hivernant au sud de la France, parce qu'elles y sont en partie mélangées à des *L. l. limosa*. C'est néanmoins l'indice le plus pertinent dont nous disposons, parce qu'il est basé sur des dénombrements à peu près complets et fiables dans le nord-ouest de l'Europe et concernant une part importante de cette sous-espèce. L'effet de la période faisant suite à la suspension de la chasse en France apparaît négatif (figure 39).

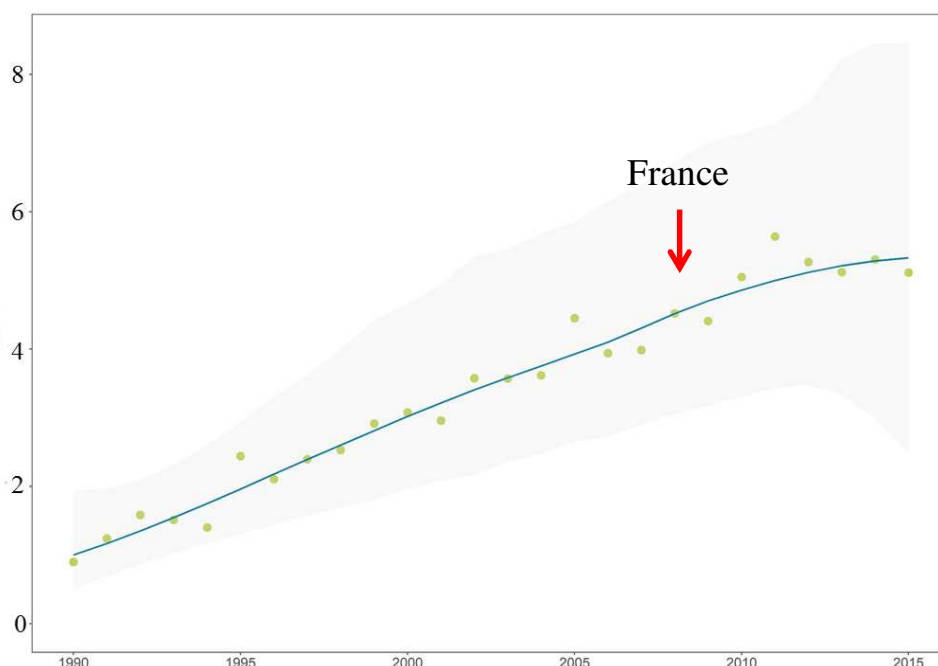


Figure 39: Évolution de l'abondance de *L. l. islandica* d'après les recensements hivernaux de 1990 à 2015 dans le nord-ouest de l'Europe (d'après Nagy & Langendoen 2017).

2.2.2. *Limosa limosa limosa*

2.2.2.1. Effectif nicheur en France

D'un point de vue quantitatif, l'effectif nicheur en France est bien entendu marginal. Mais ces oiseaux font partie du patrimoine national, et sont de plus en limite sud-ouest de l'aire de reproduction de l'espèce. Ils méritent donc une attention particulière, d'autant qu'un plan national de gestion traite leur conservation comme un objectif prioritaire (Trollet & Farau 2015).

La période suivant le moratoire de 2008 a pu avoir un effet négatif sur ces oiseaux (figure 40).

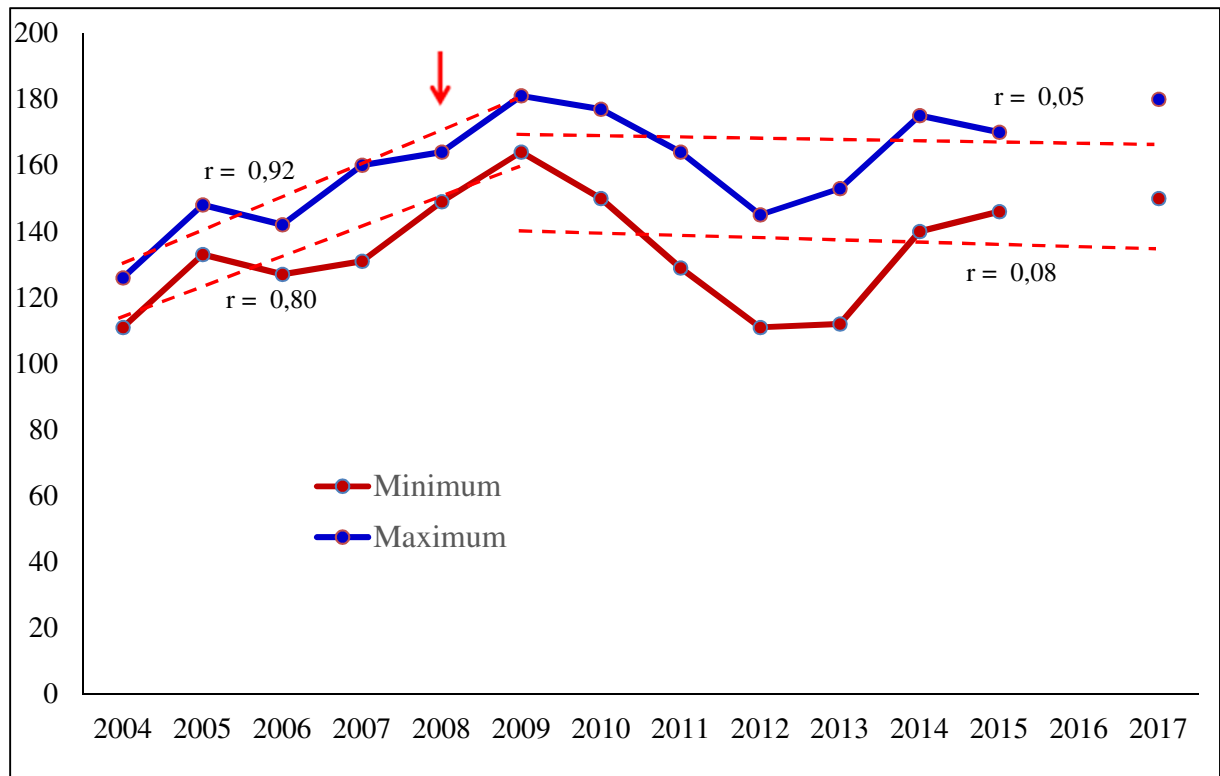


Figure 40: Évolution récente de l'effectif nicheur (nombre de couples) en France (Quaintenne *et al.* 2014, Robin *et al.* 2016, J-G. Robin com. pers.).

2.2.2.2. Effectif nicheur aux Pays-Bas



Comme le Courlis cendré, la Barge à queue noire fait partie des espèces nicheuses dont l'abondance est suivie chaque printemps aux Pays-Bas sur un échantillon de sites.

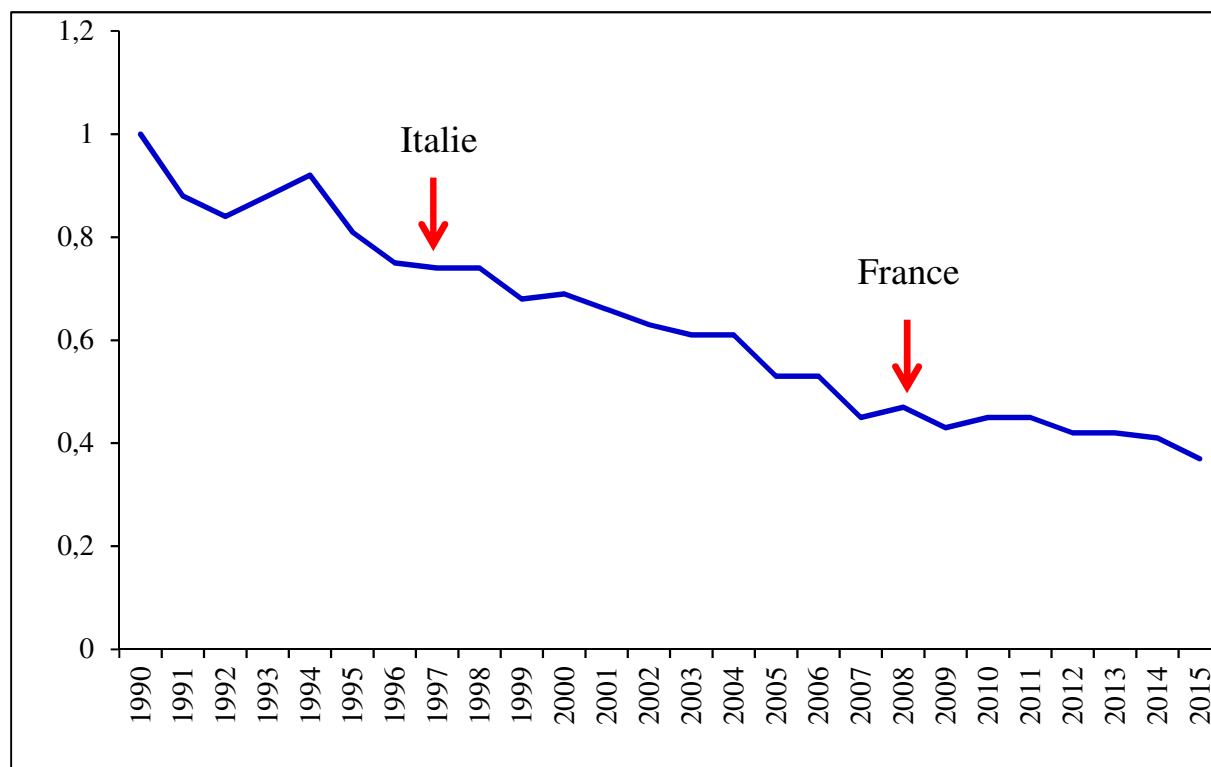


Figure 41: Évolution de l'effectif nicheur de *L. l. limosa* aux Pays-Bas de 1990 à 2015 (SOVON 2017).



La période suivant la suspension de la chasse en France a eu un effet positif sur l'effectif nicheur néerlandais (figure 42). Celle suivant l'arrêt de la chasse en Italie a peut-être eu un effet positif (figure 43).

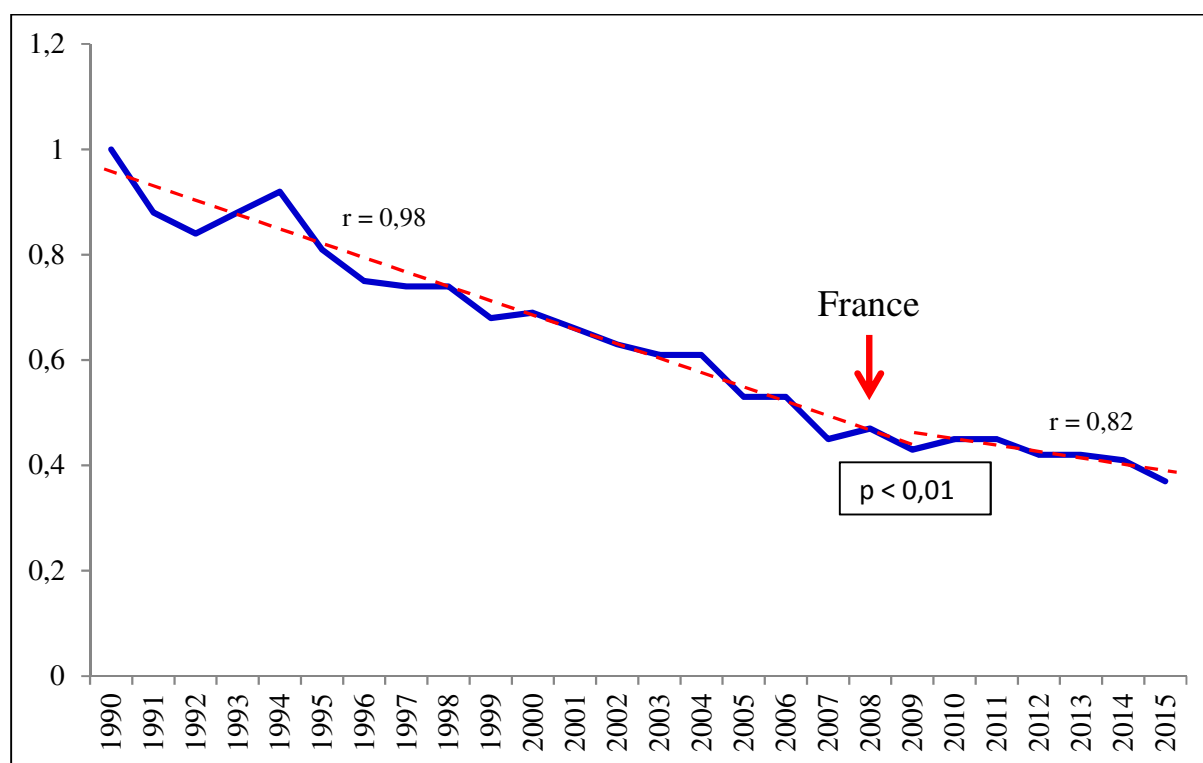


Figure 42 : Évolution de l'effectif nicheur de *L. l. limosa* aux Pays-Bas de 1990 à 2015 : effet période (France).

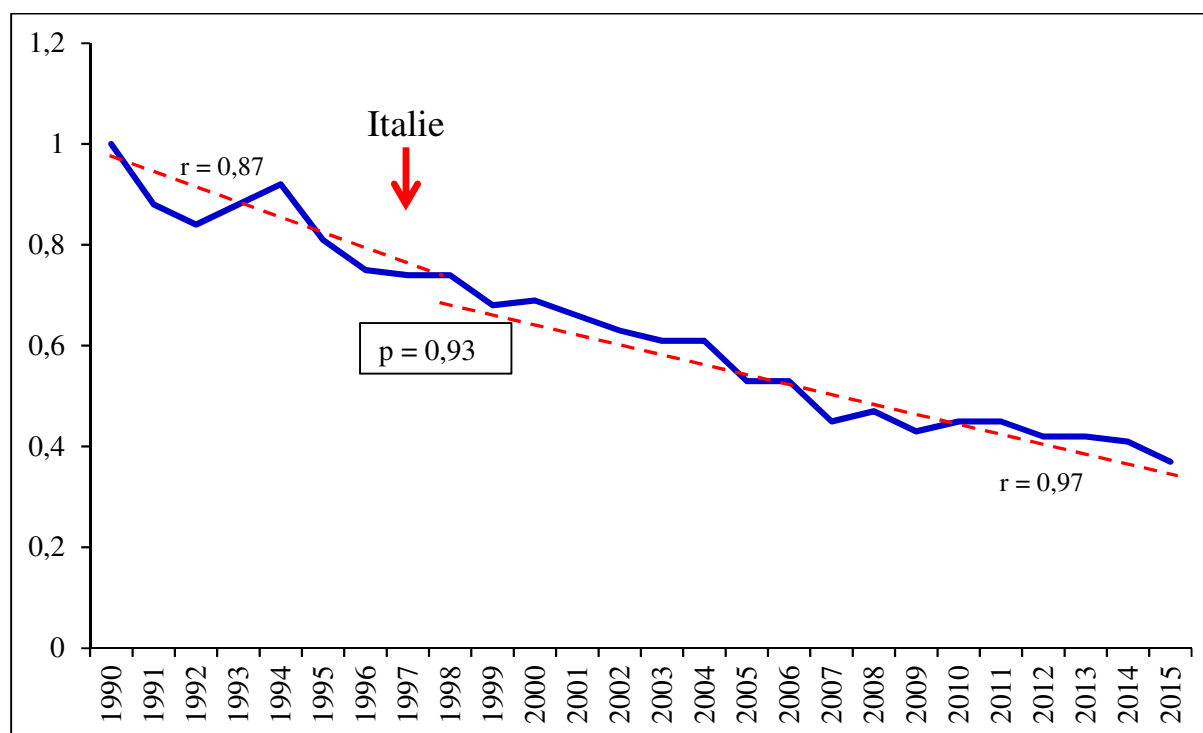


Figure 43: Évolution de l'effectif nicheur de *L. l. limosa* aux Pays-Bas de 1990 à 2015 : effet période (Italie).

2.2.2.3. Autres indicateurs

La chasse de la Barge à queue noire a été arrêtée en Espagne, au Portugal, puis en Italie en 1997. Le prélèvement annuel total estimé dans ces trois pays avant 1982 représentait 115% de celui réalisé en France (Beintema & Drost 1986). Cet arrêt de la chasse n'a pas empêché la poursuite du déclin de la population concernée (tableau 3).

Les *L. l. limosa* d'Europe centrale ne sont pas chassées en Europe depuis 1997, parce qu'elles ne transitent pas par la France, et parce que, depuis cette date, leur chasse n'est plus autorisée en Italie. Leur effectif nicheur a également diminué.

2.2.2.4. Conclusions

Le tableau 6 récapitule les résultats des tests concernant l'effet de la période suivant l'arrêt de la chasse à ces deux espèces dans des pays européens sur des indicateurs, et leur significativité, classés par significativité décroissante. Pour le Courlis cendré, 5 de ces tests sont positifs et 5 sont négatifs. Pour la Barge à queue noire, 3 de ces tests sont positifs et 5 sont négatifs. Compte tenu de ce que deux de ces tests, dont l'indicateur est l'effectif de barge à queue noire nichant en France, sont liés, il y a donc à peu près autant d'effets des périodes suivant l'arrêt de la chasse positifs que négatifs.

Indicateur	Effet seconde période	p
Indice CC nicheur NL AC DK	< 0	< 0,05
Indice CC UK internuptial AC France	< 0	< 0,05
Indice BQN nicheuse NL AC France	> 0	< 0,05
Indice CC nicheur NL AC Italie	< 0	< 0,05
CC mi-janvier France AC France	> 0	< 0,05
Indice CC UK internuptial AC DK	< 0	< 0,05
Indice CC nicheur NL AC France	< 0	< 0,05
BQN nicheuse France mini AC France	< 0	0,06
Indice CC UK internuptial AC UK	> 0	0,12
Indice CC nicheur UK AC France	> 0	0,12
BQN nicheuse France maxi AC France	< 0	0,15
BQN mi-janvier France AC France	< 0	0,30
Indice BQN UK internuptial AC France	> 0	0,49
Indice CC UK internuptial AC France	> 0	0,68
Indice CC nicheur Angleterre AC UK	> 0	0,75
Indice BQN nicheuse NL AC Italie	> 0	0,93

Tableau 6 : Effet de la période suivant l'arrêt de la chasse, et significativité de cet effet (AC : arrêt de la chasse dans un pays donné ; BQN : Barge à queue noire ; CC : Courlis cendré ; DK : Danemark ; NL : Pays-Bas ; UK : Royaume-Uni ; p : probabilité que l'effet ne soit pas réel).

Toutefois, dans cet ensemble de tests, seuls sept sont significatifs (au seuil de 0,95). Parmi ces sept tests, cinq sont négatifs. Compte tenu de plus des effets apparents des périodes suivant

l'arrêt de la chasse sur les indicateurs les plus intégrateurs possibles (figures 32 et 39), on peut conclure à un effet globalement négatif de ces secondes périodes sur les indicateurs considérés. On ne peut bien sûr préjuger des causes de cet effet. Attribuer cet effet globalement négatif aux arrêts de la chasse de ces espèces manquerait sans doute de pertinence biologique. Certes, l'arrêt de la chasse d'une ou de deux de ces espèces a pu démotiver des chasseurs, dont certains contribuent à la conservation et la gestion de leurs habitats. Mais il est peu vraisemblable que cela suffise à expliquer les effets négatifs constatés, en particulier lorsqu'ils sont à court terme.

En définitive, nous concluons donc à une absence d'effet positif détectable de ces arrêts de la chasse de ces espèces sur l'évolution ultérieure de leurs populations.



3. EFFET DE LA CHASSE

3.1. COURLIS CENDRÉ

3.1.1. Estimation de la mortalité cynégétique *H*

Méthodes

Une enquête a été conduite en France métropolitaine pendant la saison de chasse 2013-2014. Un échantillon aléatoire stratifié par départements, de près de 60 000 chasseurs, a été extrait des quelque 1 200 000 chasseurs qui avaient validé leur permis de chasser pour la saison de chasse précédente en France métropolitaine. Cette stratification avait notamment pour but de favoriser la prise en compte des zones côtières, en autorisant des taux de sondages plus élevés dans les départements concernés. Les estimateurs utilisés tiennent compte de la surreprésentation de certains départements dans la constitution de l'échantillon, et sont sans biais. Au sein de chaque strate, un dispositif d'échantillonnage particulier a été employé afin d'atténuer le biais de non-réponse (Aubry 2017). La façon la plus simple de considérer le biais de non-réponse consiste à le formuler comme le produit du taux de non-réponse par la différence entre les tableaux de chasse moyens parmi les chasseurs qui répondent et parmi ceux qui ne répondent pas. On sait que les chasseurs ayant réalisé un tableau de chasse nul ou très faible ont, plus que les autres, tendance à considérer que leur tableau ne mérite pas d'être communiqué (Barker 1991, Pendleton 1992). Il en découle que le tableau moyen des non-répondants est généralement inférieur à celui des répondants. Comme par ailleurs le taux de non-réponse aux enquêtes postales est désormais généralement très élevé, il en découle qu'en absence de traitement adéquat du problème posé par la non-réponse, les enquêtes sur les tableaux de chasse peuvent surestimer de façon importante les prélèvements réels. Pour atténuer considérablement le biais de non-réponse, l'estimateur statistique utilisé dans le cadre de l'enquête 2013-2014 repose sur un dispositif en trois phases. Au cours de la première phase, les 60 000 chasseurs de l'échantillon ont reçu un questionnaire par voie postale peu avant l'ouverture de la chasse des limicoles (juillet 2013). Peu après la fermeture de cette chasse, en mars 2014, une relance postale a été envoyée à 30 000 chasseurs sélectionnés aléatoirement parmi ceux n'ayant pas répondu au questionnaire (cette relance n'est toutefois pas une phase du dispositif d'échantillonnage). Un peu plus d'un mois plus tard, le matériel d'enquête a de nouveau été expédié à 30 000 chasseurs sélectionnés aléatoirement parmi ceux n'ayant toujours pas répondu au premier questionnaire: il s'agit de la seconde phase du dispositif. Enfin, en juin 2014, 8 000 chasseurs ont été sélectionnés aléatoirement parmi ceux n'ayant pas répondu au second questionnaire : cette troisième phase correspondait cette fois-ci à une enquête téléphonique, caractérisée par un taux de réponse élevé. En définitive, 15 034 enregistrements individuels ont été retenus pour estimer les prélèvements totaux. Les intervalles de confiance des estimations ont été calculés en utilisant la loi normale, au niveau de confiance de 95 % (Aubry *et al.* 2016). L'importance des prélèvements est susceptible d'évoluer dans le temps, en fonction d'une part de tendances à long terme, et d'autre part de fluctuations d'une saison de chasse à l'autre. Pour prendre en compte ces évolutions, nous avons utilisé les estimations annuelles de prélèvements obtenues depuis la saison de chasse 1993-1994 dans le département de la Vendée (Bonnin 2000, P. Bonnin, Fédération des chasseurs de Vendée, com. pers.) et depuis la saison 2002-2003 dans

les autres départements de la région des Pays de la Loire (A. Chalopin & O. Clément, Fédération des chasseurs des Pays de la Loire, com. pers.) ; ainsi que ceux de l'enquête concernant la saison de chasse 1994-1995 dans la Région cynégétique Ouest, qui regroupait alors les régions administratives de Basse-Normandie, Bretagne, et Pays de la Loire (Trollet & Girard 2000). Le protocole de ces enquêtes, comme celui des enquêtes nationales ayant précédé celle de 2013-2014, n'intégrait pas l'atténuation du biais de non-réponse évoqué ci-dessus. Leurs résultats sont donc très probablement affectés d'une surestimation qu'on ne peut évaluer précisément. La comparaison directe d'estimations de l'enquête nationale de 2013-2014 avec celles des autres enquêtes est donc délicate. En ce qui concerne les enquêtes qui ne permettent pas d'atténuer le biais de non-réponse, si le comportement des non-répondants est stable dans le temps, alors la non-réponse n'affecte pas la tendance temporelle des prélèvements. En outre, nous considérons que la non-réponse n'affecte pas la composition spécifique des prélèvements estimés, c'est-à-dire que la part du tableau de chasse attribuée à une espèce n'est pas modifiée de façon significative par la non-réponse. Il en découle que les résultats peuvent être comparés sous les aspects que sont la tendance temporelle et la composition spécifique.

Nous avons également utilisé les prélèvements déclarés annuellement par les adhérents de l'Association de chasse maritime vendéenne (ACMV), qui regroupent les chasseurs opérant sur le littoral de ce département.

Les tendances à long terme des prélèvements estimés ont été comparées à celles des effectifs de ces espèces dénombrées à la mi-janvier sur le littoral, et à celles du nombre de chasseurs.

Les tendances ont été testées en randomisant 10^6 fois les valeurs parmi les années.

Résultats

Mortalité cynégétique estimée pour la saison 2013-2014.

Le prélèvement cynégétique national en 2013-2014 a été estimé à environ 7 000 individus (IC à 95 % : 4 394 - 9 529) (Aubry *et al.* 2016).

Pour estimer la mortalité cynégétique totale, il faut ajouter aux prélèvements estimés à partir des déclarations des chasseurs le nombre d'oiseaux morts du fait de la chasse, mais non comptabilisés parce que perdus par les chasseurs ou morts ultérieurement des suites de leurs blessures. On ne dispose pas de références permettant d'estimer leur proportion pour ces espèces. Pour ce qui concerne les canards, Yésou & Trollet (1983) estiment que cette proportion est de l'ordre de 20 %. Mais, compte tenu des espèces considérées, des milieux où elles sont chassées, et des pratiques de leur chasse, les pertes non enregistrées concernant les Courlis sont sans doute nettement plus faibles. Nous les supposons ici égales à $cl = 10\%$.

Cela conduit à une estimation de la mortalité cynégétique H d'environ 7 735 individus.

Tendance temporelle du prélèvement

En 1994-1995, le prélèvement de Courlis (les deux espèces confondues) était estimé à environ 18 000 individus dans la Région cynégétique Ouest. En 2013-2014, la part du tableau national de Courlis réalisée dans l'ensemble des trois régions administratives concernées était d'environ 38 %. On peut donc considérer que, si cette enquête régionale de 1994-1995 avait concerné l'ensemble du pays, le prélèvement national estimé aurait été de l'ordre de 48 000. Le prélèvement de Courlis est estimé à environ 14 000 dans le cadre de l'enquête nationale 2013-2014. La comparaison de ces deux estimations est bien entendu sujette à diverses incertitudes : la première de ces deux enquêtes surestime vraisemblablement le prélèvement réel en raison de la méthode utilisée, les intervalles de confiance sont importants, la répartition géographique du prélèvement a pu évoluer, le succès de la chasse de ces espèces varie selon les années, etc. L'écart entre ces deux valeurs est néanmoins très important et traduit vraisemblablement une baisse du prélèvement. Mais la comparaison entre ces deux résultats ponctuels ne peut suffire à situer l'estimation récente dans son contexte.

La figure 45 montre comment ont évolué les prélèvements estimés de Courlis en Vendée et dans le reste de la région des Pays de la Loire depuis les années 1990. Les valeurs estimées sont très probablement affectées d'un biais de non-réponse. Ce biais est sans doute important : en 2013-2014, le prélèvement de Courlis en Vendée estimé par l'enquête locale est le double de celui estimé par l'enquête nationale. Ceux estimés par cette enquête locale sont par ailleurs chaque année nettement plus élevés que ceux relevés par l'ACMV. C'est particulièrement le cas en 2013-2014, lorsque le Courlis cendré ne pouvait être chassé que sur le littoral, et donc par les adhérents de l'ACMV, dont les déclarations ont été exhaustives pour cette saison de chasse. Cet écart ne peut que partiellement s'expliquer par le prélèvement de Courlis corlieux sur le domaine terrestre. De 2008 à 2012, lorsque le Courlis cendré ne pouvait être chassé, le nombre de Courlis déclarés tués par l'ACMV était beaucoup plus faible que les années précédentes, lorsque les deux espèces étaient chassées (figure 44). Même s'il est très probable que des chasseurs se soient alors abstenus de tirer des Courlis corlieux lorsque les conditions n'assuraient pas l'absence d'erreur d'identification, il apparaît que le Courlis corlieu est localement minoritaire dans le tableau de chasse. Mais ce biais est à peu près constant, et l'évolution de ces valeurs traduit sans doute correctement la réalité. Le prélèvement estimé peut fluctuer assez fortement d'une année à l'autre. L'écart entre les valeurs des deux saisons 1994-1995 et 2013-2014 en Vendée est très proche de ce qu'il est globalement dans les trois régions citées ci-dessus (valeurs divisées respectivement par 3,4 et 3,5). Sur l'ensemble de la période, il semble bien y avoir une nette diminution du prélèvement. Compte tenu de cette tendance, et du prélèvement très faible estimé pour la saison 2014-2015, celui de la saison 2013-2014 apparaît à la fois nettement plus faible que dans les années 1990, et plutôt élevé pour la période très récente.

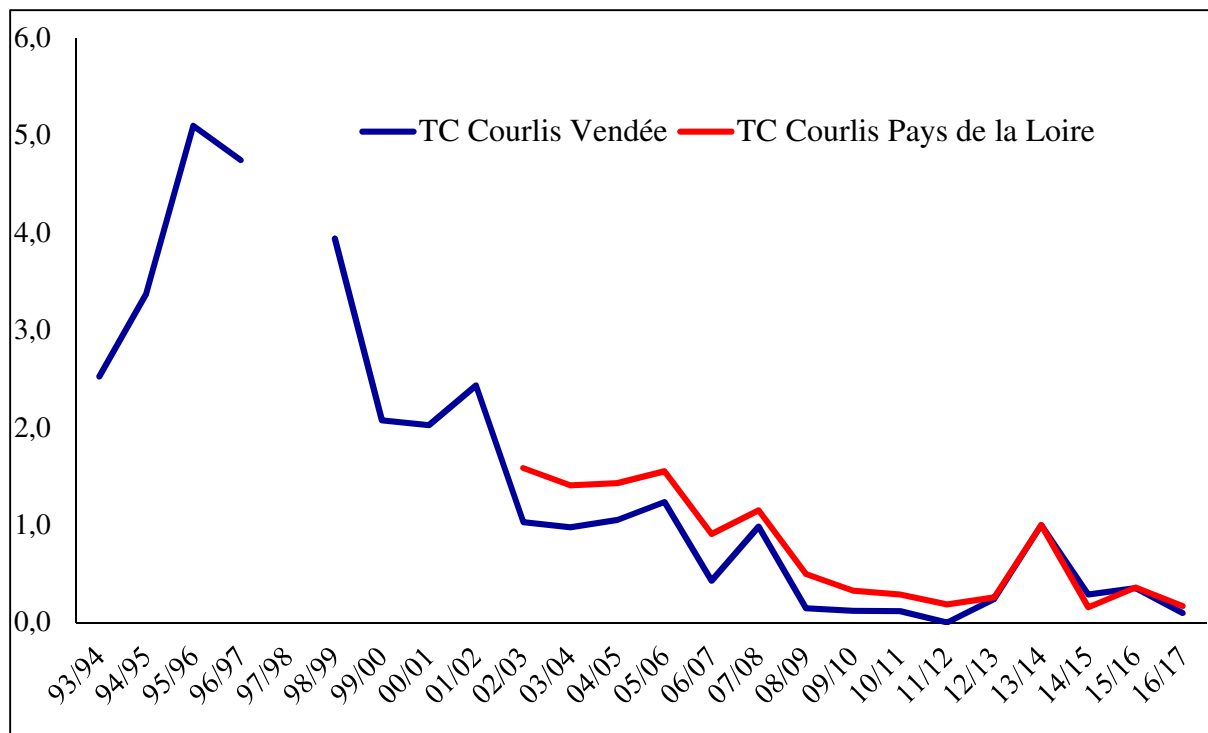


Figure 44 : Évolution relative du tableau de chasse (TC) estimé de Courlis en Vendée de 1993-1994 à 2016-2017 et dans les Pays de la Loire de 2002-2003 à 2016-2017 (l'indice 1 correspond au prélèvement effectué en Pays de la Loire en 2013-2014).

L'enquête nationale portant sur la saison de chasse 1998-1999, qui surestimait vraisemblablement les prélèvements réels, estimait à environ 115 000 ($\pm 9,6\%$) individus le prélèvement global de onze espèces de limicoles chassables, *i.e.* Huîtrier-pie, Pluvier argenté, Barges à queue noire et rousse, Courlis corlieu et cendré, Chevaliers arlequin, gambette et aboyeur, Bécasseau maubèche et Combattant (Trollet & Girard 2000). Nous avons vu ci-dessus que, sous l'hypothèse que la répartition spatiale du prélèvement de Courlis n'ait pas fortement changé, le prélèvement national de ces deux espèces pouvait être en 1994-1995 de l'ordre de 48 000, soit 41% de ce total de 115 000. En 1998-1999, il était en Vendée un peu plus élevé que ce qu'il était en 1994-1995, probablement parce que la date à partir de laquelle les Courlis pouvaient être chassés dans ce département avait avancé du 18 septembre au dernier samedi d'août. En 1998-1999, les Courlis pouvaient donc représenter 41 % du tableau de chasse national de ces 11 espèces. En 2013-2014, cette proportion est de 27 %, bien que la chasse de la Barge à queue noire n'ait pas été ouverte durant cette saison. Il est donc assez probable que la chute du prélèvement de Courlis ait été, depuis les années 1990, plus forte que celle du prélèvement des 8 autres espèces concernées.

La figure 45 montre l'évolution relative du prélèvement subi en Vendée et en Pays de la Loire par ces 11 espèces (regroupées ici par commodité sous l'appellation « limicoles côtiers » bien que certains de ces limicoles ne soient pas à proprement parler côtiers). Comparée à la figure 44, elle conforte cette hypothèse.

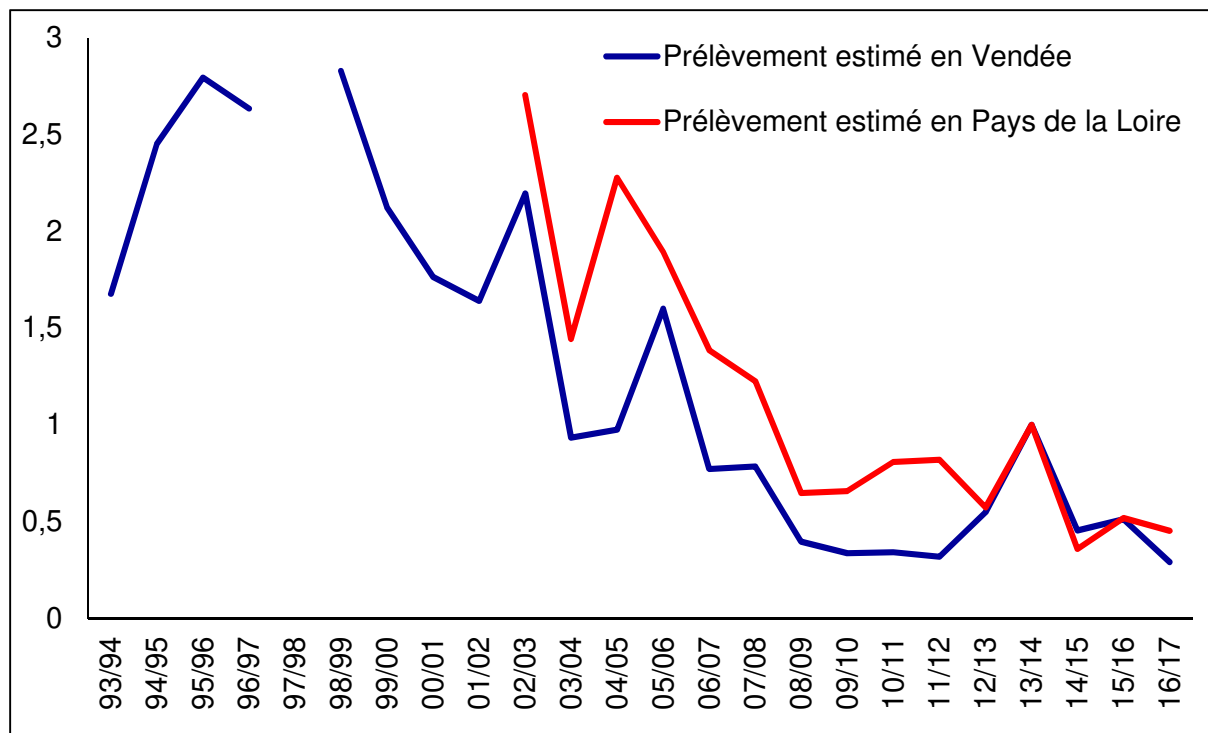


Figure 45 : Évolution des tableaux de chasse de limicoles côtiers en Vendée et en Pays de la Loire (1993-1994 à 2016-2017; l'indice 1 correspond à la saison 2013- 2014).

Déterminisme de l'évolution des prélèvements

A quoi peut être due cette chute du prélèvement de Courlis ? Serait-elle déterminée par l'évolution des populations de Courlis concernées ?

L'évolution de l'effectif de Courlis cendré hivernant en France est positive (figure 2) et ne peut donc expliquer cette baisse du prélèvement.

Mais, d'une façon générale, le prélèvement de limicoles côtiers intervient en France essentiellement avant la mi-janvier, et surtout en fin d'été (Trollet & Girard 2000). L'évolution de l'effectif hivernant ne reflète pas nécessairement d'une façon correcte celle de l'abondance de l'espèce lorsqu'elle est le plus chassée. La figure 46 compare les évolutions en Vendée, depuis 1993, du prélèvement annuel estimé de Courlis, et de l'abondance annuelle du Courlis cendré. Cette dernière est appréciée par le cumul des effectifs mensuels dénombrés dans ce département pendant la période d'août à janvier inclus, qui englobe donc la saison de chasse.

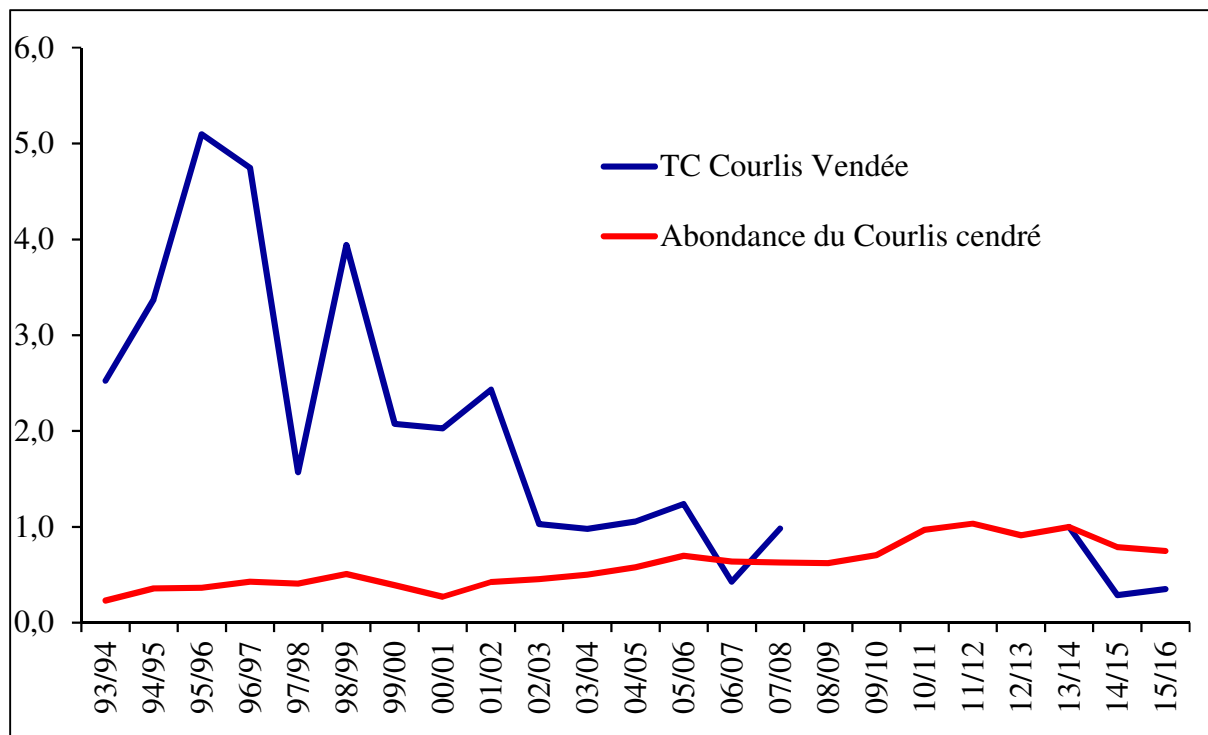


Figure 46 : Évolutions relatives, en Vendée, du prélèvement annuel estimé de Courlis et de l'abondance du Courlis cendré (cumul des effectifs dénombrés en milieu de mois, d'août à janvier inclus ; l'indice 1 correspond à la saison 2013- 2014).

Le prélèvement de Courlis dans ce département a chuté ($p < 0.001$) malgré la tendance positive de l'abondance du Courlis cendré durant la même période (figure 46, $p < 0.001$).

C'est également le cas pour les autres espèces considérées (figure 47). Cette figure 47 compare les évolutions en Vendée, depuis 1998, du prélèvement annuel estimé de limicoles « côtiers » et de leur abondance annuelle. Cette dernière est appréciée par le cumul des effectifs dénombrés dans ce département au milieu de chaque mois, d'août à janvier inclus. Ces dénombrements ne sont pas exhaustifs pour ce qui concerne le courlis corlieu, les trois espèces de chevaliers, et le combattant, dont une partie est en été dispersée dans des marais arrière-littoraux, des prairies et des étangs de l'intérieur des terres. Mais l'évolution des effectifs dénombrés reflète grossièrement celle de leur abondance.

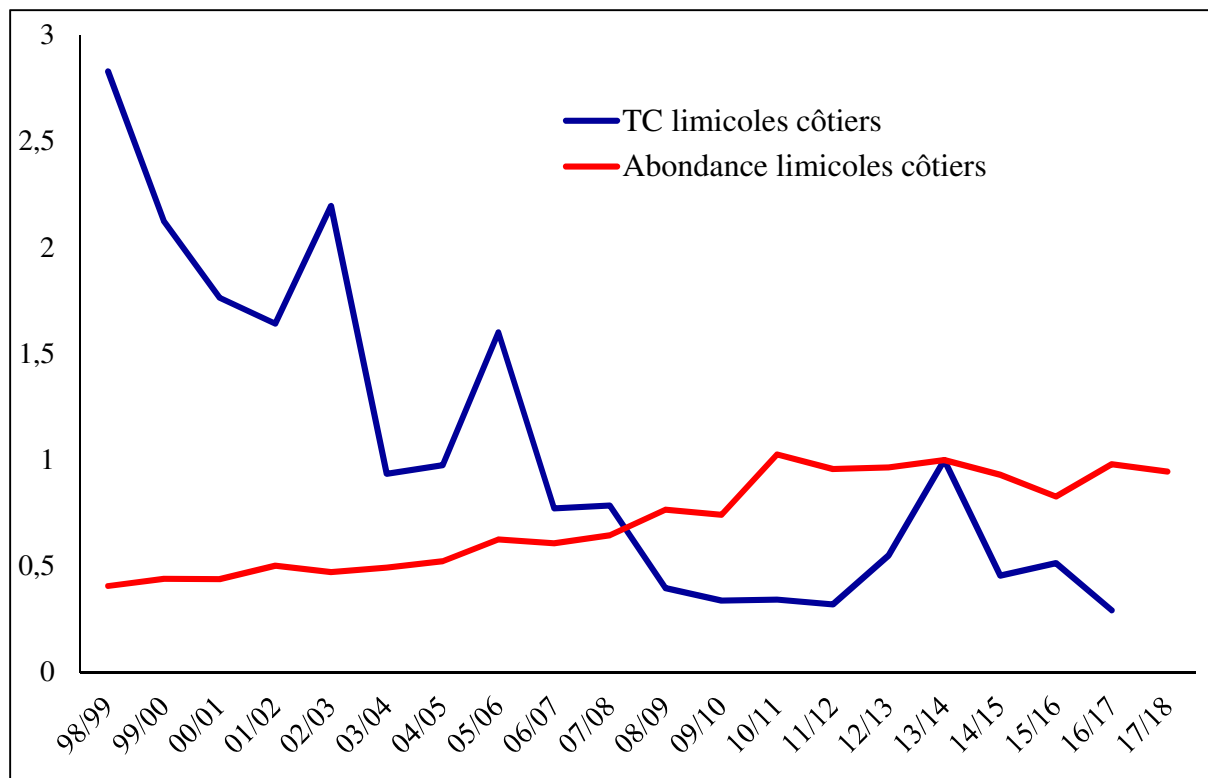


Figure 47 : Évolutions relatives de 1998 à 2017, en Vendée, du prélèvement annuel (TC) estimé de limicoles côtiers et de leur abondance (cumul des effectifs dénombrés en milieu de mois, d'août à janvier inclus ; l'indice 1 correspond à la saison 2013 - 2014).

Pendant la période considérée, les territoires de chasse où ces espèces sont susceptibles d'être prélevées n'ont pas significativement évolué. La divergence des évolutions montrée par la figure 47 n'est donc pas due à des modifications qui auraient pu favoriser leur accueil tout en réduisant les possibilités de les chasser.

La baisse du prélèvement de ces limicoles chassables n'est donc pas déterminée par l'évolution de leur abondance locale.

A partir de 2008 – 2009, l'arrêt du prélèvement de Barges à queue noire, ainsi que l'arrêt du prélèvement de Courlis cendrés jusqu'en 2012, puis sa réduction par rapport à la période précédant 2008 en raison de la suspension de sa chasse sur le domaine terrestre, ont bien entendu conforté cette tendance de fond ; d'autant qu'il est probable que des chasseurs se soient alors abstenus de tirer, au moins dans certains cas, des Barges rousses et des Courlis corlieux. Mais cette tendance préexistait.

Une partie de l'explication tient vraisemblablement dans la baisse du nombre de chasseurs. Entre 1993 et 2014, le nombre de chasseurs français a baissé de plus de 350 000, soit environ 23 %. On ignore ce qu'il en est plus précisément de ceux susceptibles de chasser les Courlis. Il est possible que leur diminution soit relativement plus faible, mais l'évolution du nombre de chasseurs sur le littoral montre qu'elle est en tout cas importante ; en Vendée, cette diminution a été de 32 % pendant cette période (figure 48, $n = 23$, $r = -0,81$, $p = 0,000008$).

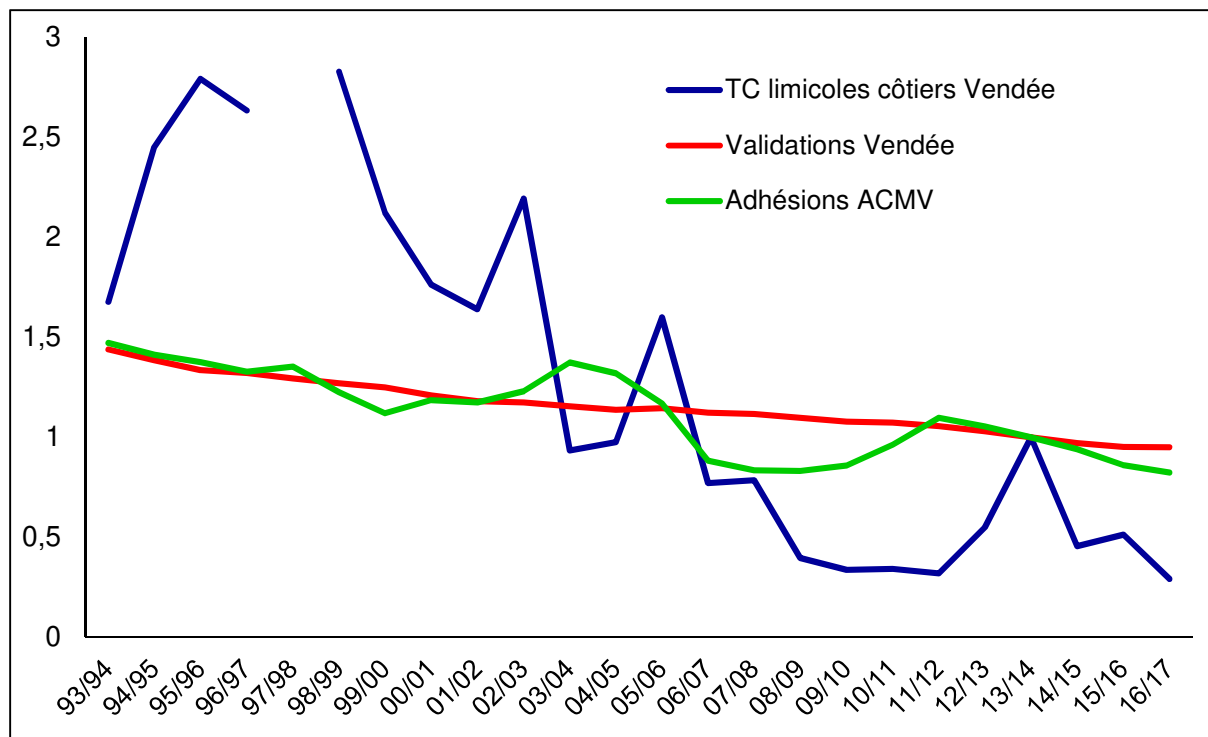


Figure 48 : Évolution en Vendée des prélèvements (TC) de limicoles côtiers, des validations annuelles de permis de chasser, et des adhésions à l'Association de chasse maritime vendéenne (saisons 1993-1994 à 2016-2017, indice 1 en 2013-2014).

En 1994-1995 et 1998-1999, les dates d'ouverture de la chasse étaient décidées au niveau des départements. Elles étaient donc plus variables, mais le plus souvent plus précoces sur le littoral que durant ces dernières années. La chasse de ces espèces était autorisée jusqu'au dernier jour de février, c'est-à-dire un mois plus tard que durant ces dernières années. La réduction de la période de chasse contribue à expliquer la baisse des prélèvements.

Le Courlis cendré ne pouvait être chassé en 2013-2014 que sur le littoral. Avant 2008, le prélèvement sur le domaine terrestre était vraisemblablement faible (voir 2.1.). L'arrêt du prélèvement en arrière du littoral, et plus à l'intérieur des terres, a donc réduit, faiblement, le prélèvement global.

L'arrêt de l'utilisation de munitions au plomb en zones humides, en renchérissant les munitions autorisées, et en réduisant peut-être leurs performances, a pu aussi jouer un rôle dans cette diminution du prélèvement de Courlis.

3.1.2. Estimation du taux de mortalité cynégétique h

Afin d'évaluer l'impact et la durabilité des mortalités cynégétiques subies par ces espèces, nous devons les rapporter aux populations présentes en été, après la période de reproduction et avant le début de leur période de chasse. Nous devons donc préalablement estimer la taille de la population en été N_0 , qui est inconnue, à partir de la taille N de la population à la mi-janvier de l'année suivante ($N_0 > N$), date de référence pour estimer la taille des populations de limicoles, à laquelle ont lieu les comptages internationaux coordonnés par Wetlands International. Si l'on sait que la population de taille N est composée de N_1 juvéniles dont le taux de survie annuelle

est estimé à S_1 et de N_2 oiseaux de plus d'un an dont le taux de survie annuelle est estimé à S_2 , et que l'on suppose que la moitié de la mortalité annuelle M intervient entre l'été et la mi-janvier, la taille de la population globale en fin d'été N_0 est :

$$N_0 = \frac{N_1}{1 - \frac{(1-S_1)}{2}} + \frac{N_2}{1 - \frac{(1-S_2)}{2}} = 2 \left(\frac{N_1}{1+S_1} + \frac{N_2}{1+S_2} \right)$$

$$M = \frac{(N_0 - N)}{N_0}$$

Et $h = \frac{H}{N_0}$

Selon Laursen (2005), environ 30 % des Courlis cendrés dénombrés en hiver en Europe de l'Ouest sont des juvéniles ($N_I = 0,3 N$).

Pour le Courlis cendré (voir Introduction), $S_1 \approx 0,58$, et $S_2 \approx 0,88 - 0,90$.

$N = 835\ 000 - 1\ 310\ 000$ *Numenius arquata*

$N = 700\ 000 - 1\ 000\ 000$ *N. a. arquata*

Il s'ensuit que :

$N_0 = 940\ 000 - 1\ 480\ 000$ *N. arquata*

$N_0 = 788\ 000 - 1\ 120\ 000$ *N. a. arquata*

$h = 0,005 - 0,008$ pour *N. arquata*

$h = 0,007 - 0,01$ pour *N. a. arquata*

Nous prenons en compte non seulement *N. a. arquata*, qui subit le prélèvement français, mais aussi *N. arquata*. Il n'y a pas de pertinence biologique à évaluer l'effet de ce prélèvement sur l'espèce elle-même, puisque ni *N. a. suschkini* ni *N. a. orientalis* ne fréquentent la France et n'y subissent un prélèvement. Si nous estimons néanmoins opportun de le faire, c'est en raison de ce que le Plan d'action international de l'AEWA pour le Courlis cendré se justifie par le classement de cette espèce en catégorie 4 de la colonne A du tableau 1 de l'annexe 3 de l'AEWA ; la justification de ce classement est le classement de l'espèce *N. arquata*, sans distinction de sous-espèces, en NT dans la liste rouge mondiale des oiseaux.

3.1.3. Estimation du taux de mortalité cynégétique maximal durable h_{MSY}

Depuis Schaefer (1954), un modèle de prélèvement couramment utilisé (e.g. Begon *et al.* 2006, Kot 2001) pour décrire l'évolution d'une population animale subissant un prélèvement est :

$$\frac{dN}{dt} = r_{\max} N \left[1 - \left(\frac{N}{K} \right)^\theta \right] - hN$$

où N est l'effectif de la population, $r_{\max}$ le taux d'accroissement intrinsèque de la population en l'absence de prélèvement, K la capacité d'accueil de ses habitats, h le taux de mortalité cynégétique par unité de temps, et où θ décrit la forme de la densité-dépendance.

Il en découle que le taux du prélèvement durable maximal MSY est $1 + \theta$ (e.g. Williams *et al.* 2002). Le taux d'accroissement $r_{\max}$ se déduit du taux de croissance annuel maximal $\lambda_{\max}$ comme $r_{\max} = \lambda_{\max} - 1$. Niel & Lebreton (2005) ont proposé une méthode démographique invariante pour estimer $\lambda_{\max}$ lorsqu'on manque d'information sur les paramètres démographiques de la population d'oiseaux étudiée mais qu'on dispose d'estimations de l'âge de première reproduction α et de la survie annuelle adulte s (sans mortalité cynégétique). L'approximation proposée par Niel & Lebreton (2005) s'écrit :

$$\lambda_{\max} \approx \frac{(s\alpha - s + \alpha + 1) + \sqrt{(s - s\alpha - \alpha - 1)^2 - 4s\alpha^2}}{2\alpha}$$

Cette approximation est adaptée aux espèces assez longévives comme le sont les limicoles. Chez le Courlis cendré, $\alpha = 2 - 3$ (voir Introduction).

Le taux de survie adulte S_2 a été évalué sur des populations chassées. Or nous devons utiliser la valeur qu'aurait ce taux en l'absence de mortalité cynégétique. Il convient donc d'évaluer l'effet de cette mortalité cynégétique sur ce taux de survie. s doit être déduit de S_2 après avoir estimé l'impact de la mortalité cynégétique subie par les adultes H_2 sur S_2 , au moyen du rapport H_2/N_2S_2 .

H comprend 7 % d'oiseaux de plus d'un an (Laursen 2005). Ce résultat est issu d'une collecte systématique d'ailes d'oiseaux tués à la chasse au Danemark, dont les résultats ont été publiés annuellement à partir de 1987 (e.g. Clausager 1990), permettant de différencier leurs âges. Cette valeur est un peu ancienne et, compte tenu d'une part de la tendance des jeunes à hiverner plus au sud et à l'ouest que les oiseaux plus âgés (Bainbridge 2002), et d'autre part de la baisse de productivité constatée dans l'ouest de l'aire de reproduction du Courlis cendré, il est possible que cette proportion soit en France actuellement légèrement inférieure. La mortalité cynégétique des adultes est donc : $H_2 = 541$.

$N_2 = 0,7 N$ (voir *supra*).

$N_2 \times S_2 \approx 431\,000 - 630\,000$ individus

$H_2/N_2S_2 = 0,0009 - 0,001$.

La mortalité cynégétique représente donc moins d'un millième de la survie annuelle des adultes. Même si H n'était pas compensatoire, son influence sur s serait donc négligeable pour $N. a. arquata$, et a fortiori pour $N. arquata$. Il s'ensuit que $s \approx S_2$.

On doit préférer aux deux seules estimations de S_2 issues d'études de terrain récentes un intervalle englobant l'ensemble des valeurs les plus probables : 0,85 - 0,95. Notons toutefois

que θ n'est pas connu pour le Courlis cendré. A notre connaissance, le seul limicole non colonial pour lequel ce paramètre est renseigné est l'Huîtrier-pie *Haematopus ostralegus*, chez lequel $\theta = 0,65 - 1,79$ (Saether & Engen 2002, Sæther *et al.* 2002). Les paramètres démographiques de l'Huîtrier-pie étant très proches de ceux du Courlis cendré, nous retenons ces valeurs comme constituant une approximation utilisable.

Avec $\alpha = 2 - 3$, $\theta = 0,65 - 1,79$, et $s = 0,85 - 0,95$:

$$h_{\text{MSY}} = 0,045 - 0,152$$

3.1.4. Comparaison entre h et h_{MSY}

Nous comparons h et h_{MSY} au moyen de leur rapport h_{MSY} / h :

$$h_{\text{MSY}} / h = 5,6 - 30,4 \text{ pour } N. \textit{arquata}$$

$$h_{\text{MSY}} / h = 4,5 - 21,7 \text{ pour } N. \textit{a. arquata}$$

Il y a donc, dans les deux cas, un écart très important entre h et h_{MSY} .

Pour arriver à cette conclusion, nous avons toutefois dû faire face à diverses incertitudes. Nous devons donc nous interroger sur la robustesse de cette conclusion.

Pour ce faire, privilégions systématiquement les hypothèses minimisant h_{MSY} / h , pour le cas de *N. a. arquata*.

Nous prenons comme estimation du prélèvement effectué en France en 2013-2014 non pas l'estimation ponctuelle, mais la borne supérieure de l'intervalle de confiance de cette estimation, soit 9529. Nous avons supposé que $cl = 10 \%$. Mais cette proportion est peut-être supérieure, et atteint peut-être 20% . Dans ces hypothèses, $H = 11\,910$.

Nous avons précédemment utilisé comme valeur de N 700 000 - 1 000 000, qui est l'estimation publique en vigueur (Wetlands International 2018). Cet intervalle de valeurs n'est cependant pas certain. L'effectif nicheur européen peut être estimé au minimum à 215 000 couples, ce qui, multiplié conventionnellement par 3, correspondrait à 645 000 individus en hiver. Nous retenons 640 000 comme valeur minimale plausible de N , d'où $N_0 = 702\,725$.

Nous utilisons également $\alpha = 3$, $\theta = 0,65$, et $s = 0,95$. Notons que cette valeur de s est une hypothèse très extrême ; d'une part parce qu'aucune valeur supérieure à 0,905 n'a jusqu'alors été publiée, d'autre part parce que Mendez *et al.* (2018) estiment que pour les Courlis, contrairement à la plupart des autres limicoles, le taux de survie est inférieur aux valeurs publiées.

Il s'ensuit que $h = 0,017$, $h_{\text{MSY}} = 0,045$, et $h_{\text{MSY}} / h = 2,7$.

Dans ce scénario extrême, l'écart entre h et h_{MSY} reste important.

3.2. BARGE À QUEUE NOIRE

3.2.1. Estimation de la mortalité cynégétique *H*

Une enquête statistique nationale a estimé les prélèvements cynégétiques de limicoles durant la saison de chasse 1998-1999 par département et pour l'ensemble du pays (Trolliet & Girard 2000). La Barge à queue noire n'était pas individualisée et faisait partie d'un groupe de 11 espèces comprenant également l'Huîtrier-pie *Haematopus ostralegus*, le Pluvier argenté *Pluvialis squatarola*, le Bécasseau maubèche *Calidris canutus*, la Barge rousse *Limosa lapponurilis* cendré *Numenius arquata*, le Courlis corlieu *Numenius phaeopus*, le Chevalier arlequin *Tringa erythropus*, le Chevalier gambette *Tringa totanus*, le Chevalier aboyeur *Tringa nebularia* et le Combattant *Philomachus pugnax*. Le prélèvement réalisé sur l'ensemble de ces 11 espèces avait été estimé à 115 250 individus ($\pm 9,6\%$).

Pour tenter d'approcher ce qu'avait pu être le prélèvement de Barges à queue noire pendant cette saison de chasse 1998-1999, nous devons nous aider des résultats d'enquêtes similaires réalisées durant les saisons de chasse 1993-1994 et 1994-1995 dans la Région cynégétique Ouest (qui couvrait l'ancienne Basse-Normandie, la Bretagne et les Pays de la Loire), en Vendée annuellement de 1993 à 2008, et dans la région des Pays de la Loire de 2002 à 2008. Dans ces enquêtes, les deux espèces de Barges ne sont pas dissociées l'une de l'autre, mais sont ensemble distinguées des autres espèces de limicoles. Dans l'enquête vendéenne, le Pluvier argenté et le Pluvier doré *Pluvialis apricaria* sont regroupés à part jusqu'en 1999-2000, puis sont dissociés. Or les 11 espèces de limicoles dont fait partie la Barge à queue noire dans l'enquête nationale ne comprennent pas le Pluvier doré, que nous devons donc extraire des données vendéennes antérieures à 2000. Nous présumons pour cela que la proportion de Pluviers dorés parmi les Pluviers était, de 1993 à 2000, égale à ce qu'elle était de 2000 à 2010 (76%). Nous en déduisons le prélèvement annuel de Pluviers dorés pendant la première de ces deux périodes. En regroupant les estimations de prélèvements des espèces faisant partie du groupe de 11 cité ci-dessus (excluant donc le Pluvier doré), nous disposons d'une estimation du prélèvement vendéen annuel sur ces 11 espèces, dans lequel il est possible d'isoler celui des deux espèces de Barges (figure 48).

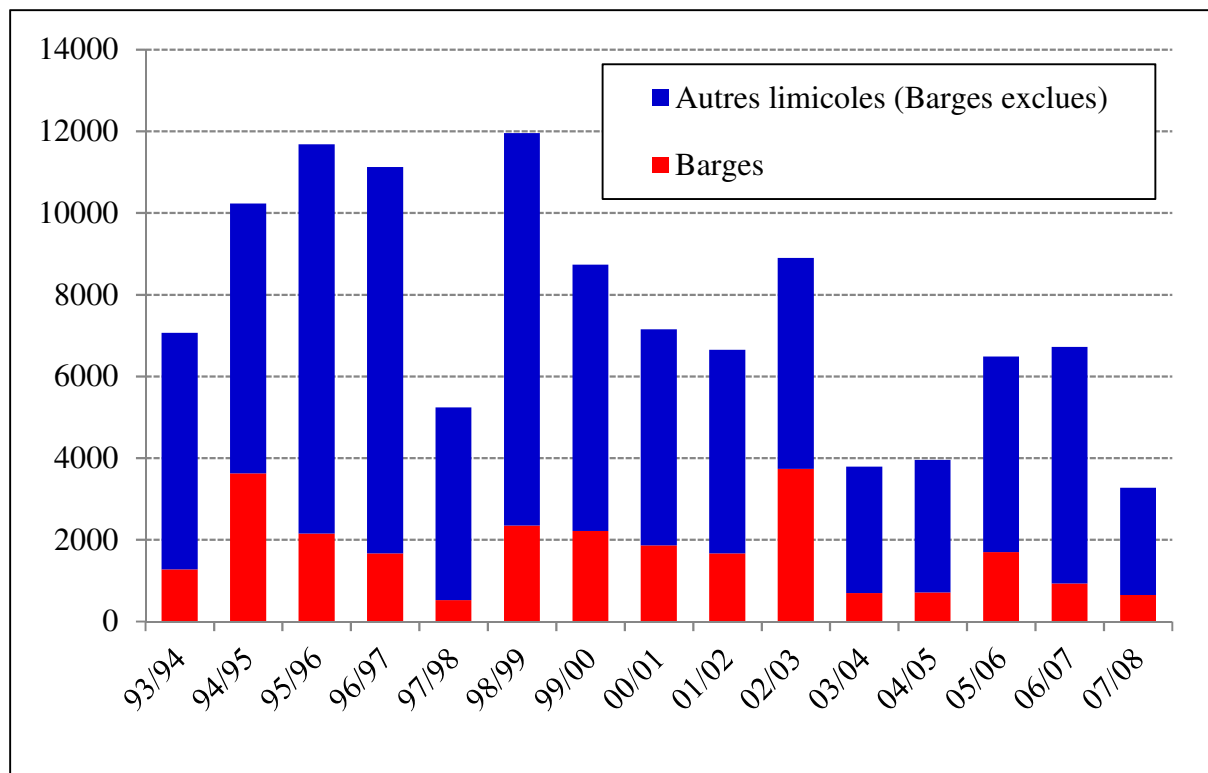


Figure 49 : Prélèvements annuels estimés de Barges et des autres limicoles (hors Bécassines, Vanneau et Pluvier doré) en Vendée de 1993 à 2008 (d'après P. Bonnin, FDC de Vendée, com. pers.).

La proportion de Barges parmi les 11 espèces concernées varie selon les années entre 10 et 42%. Elle est en moyenne de 23%.

Dans l'ensemble de la région des Pays de la Loire, la proportion moyenne de Barges parmi ces 11 espèces de 2002 à 2008 est de 25% ; pendant cette période, la valeur absolue du prélèvement estimé a baissé (figure 50).



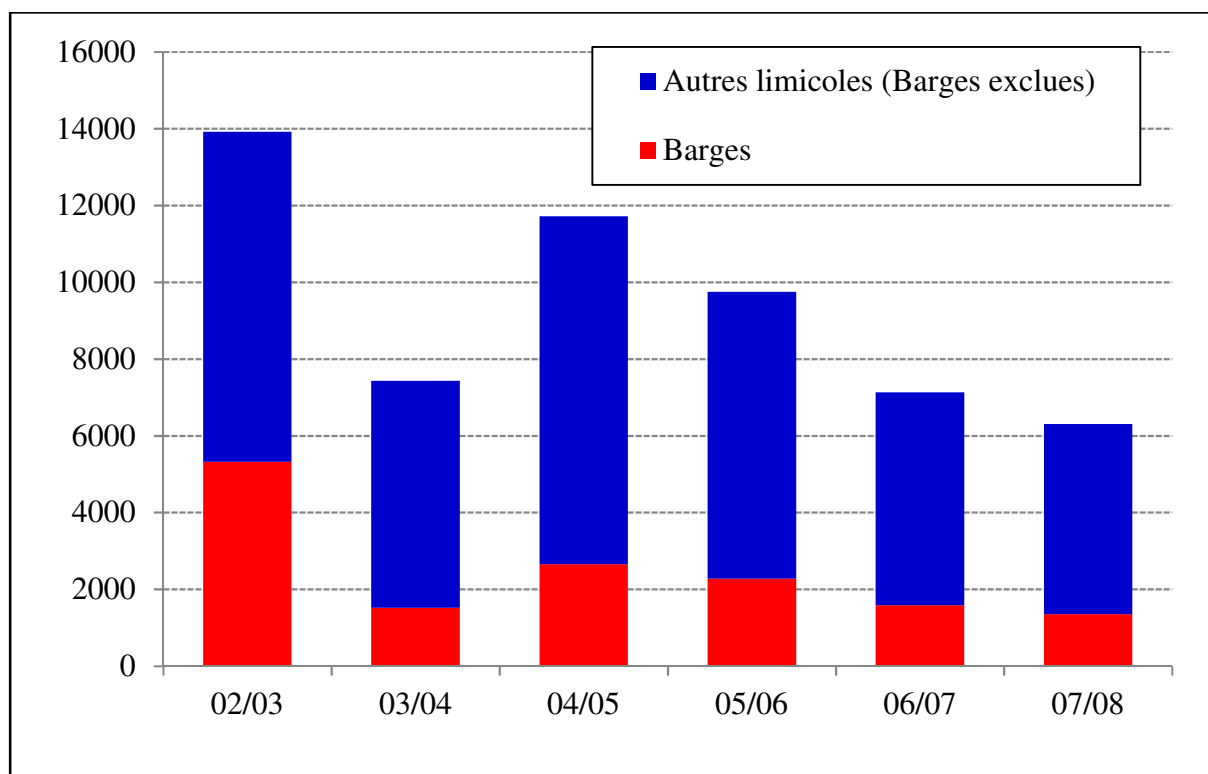


Figure 50 : Prélèvements annuels estimés de Barges et des autres limicoles (hors Bécassines, Vanneau et Pluvier doré) en Pays de la Loire de 2002 à 2008 (d'après FRC des Pays de la Loire, com. pers.).

Durant la saison de chasse 1998-1999, le prélèvement vendéen sur ces 11 espèces représentait 10% du total national. Le prélèvement réalisé dans les Pays de la Loire en représentait 18%, et celui réalisé dans la Région cynégétique Ouest en représentait 51%, soit 59 400 individus.

Durant les deux saisons de chasse 1993-1994 et 1994-1995, l'enquête effectuée dans la Région cynégétique Ouest ne distinguait pas le Pluvier doré. Pour extraire cette espèce, nous présumons que la proportion de Pluviers dorés dans cette partie du pays et durant ces deux saisons de chasse était identique à ce qu'elle y était en 1998-1999 d'après l'enquête nationale, c'est-à-dire 31%. Nous en déduisons les prélèvements estimés de ces 11 espèces dans le nord-ouest de la France pour ces deux saisons de chasse, c'est-à-dire respectivement 74 000 et 57 900 individus, parmi lesquels respectivement 15 et 19% de Barges.

Quelques années avant 1998-1999, la proportion de Barges dans le tableau de chasse de ces 11 espèces, dans une vaste région correspondant à la moitié du tableau de chasse national était comprise entre 15 et 20%. Quelques années après 1998-1999, cette proportion était en moyenne de 25% dans les Pays de la Loire. Nous en déduisons, en tenant compte également des données vendéennes et de leur évolution dans le temps que, sur l'ensemble du pays en 1998-1999, la proportion de Barges pouvait être de l'ordre de 20%, correspondant à un prélèvement d'environ 23 000 individus.

La figure 49 montre que le prélèvement effectué sur l'ensemble des 11 espèces considérées a été en Vendée en 1998-1999 le plus important de la période allant de 1993 à 2008. Par la suite,

il a diminué, ce qui s'explique notamment par la diminution du nombre de chasseurs, intervenue tant dans ce département que dans l'ensemble du pays (figure 48).

Le prélèvement de Barges réalisé durant les années les plus récentes est lui-même plus faible, en Vendée comme dans les Pays de la Loire, qu'il ne l'était en moyenne antérieurement.

Si ces résultats locaux reflètent plus ou moins la réalité nationale, le prélèvement annuel de Barges, avant l'intervention du moratoire concernant la chasse de la Barge à queue noire, était donc plutôt compris entre 15 000 et 20 000 individus.

Pendant les deux dernières saisons de chasse prises en compte (2008-2009 et 2009-2010), seule la Barge rousse était chassable, et le prélèvement estimé de Barges ne correspond donc qu'à cette espèce. Le prélèvement moyen pendant ces deux saisons en Pays de la Loire correspond à 21% du prélèvement moyen de Barges pendant les six saisons précédentes. Cette proportion de Barges rousses parmi les Barges est plus faible que celle que nous aurions présumée. Cela peut être dû à ce que, depuis l'intervention du moratoire sur la chasse de la Barge à queue noire, des chasseurs s'abstiennent de tirer des Barges rousses compte tenu de ce que la distinction entre les deux espèces peut être difficile sur le terrain dans certaines conditions. Par ailleurs, le prélèvement de Barges (2 espèces) ayant diminué de moitié en Pays de la Loire entre 2004 et 2008, et les prélèvements de limicoles côtiers y montrant une nette tendance à la baisse (figure 45), on peut supposer qu'indépendamment de la cause précédente, le prélèvement de Barges rousses de 2008 à 2010 aurait été inférieur à ce qu'il était durant les saisons de chasse précédente. Il est donc vraisemblable que cette proportion de 21% sous-estime la réalité.

On peut donc conclure à partir des données utilisées que le prélèvement annuel de Barges à queue noire en France avant 2008 pouvait être compris entre 10 000 et 15 000 individus. Nous devons maintenant tenir compte de la surestimation qui affecte les données de prélèvements autres que celles de l'enquête nationale de 2013-2014 en raison du biais de non-réponse. La comparaison des estimations obtenues en 2013-2014 en Pays de la Loire d'une part par l'enquête régionale et d'autre part par l'enquête nationale montre que cette surestimation peut être importante : pour la Barge rousse, la première fournit une estimation qui est 1,93 fois supérieure à la seconde, et pour l'ensemble des limicoles chassables autres que les Bécassines, ce rapport est de 1,91. On peut donc considérer, de façon indicative, que le prélèvement annuel de Barges à queue noire en France peu avant 2008 pouvait être compris entre 5 000 et 8 000 individus. Compte tenu du contraste entre les statuts de conservation des deux sous-espèces nominale et islandaise, il importe de connaître la part de chacune d'elles dans ce prélèvement global de Barges.

La seule source d'information dont nous disposons pour cela est l'étude de Beintema & Drost (1986). A partir des paramètres démographiques et des reprises de bagues (jusqu'en 1982) de la « population » néerlandaise (alors environ 100 000 couples), ils ont estimé la part de cette « population » tuée annuellement en France à 1300 individus. Comme l'essentiel de la population européenne était aux Pays-Bas, et que la probabilité d'être tué en France est plus

grande pour un oiseau néerlandais que pour un autre d'origine plus orientale, cette estimation correspondait à la très grande majorité du prélèvement de *L. l. limosa* en France.

La répartition mensuelle des reprises en France est indiquée ci-dessous (figure 51) ; elle est comparée à celle des effectifs de Barges à queue noire en stationnement sur le site de Chanteloup (Vendée), ce qui permet de vérifier une très bonne cohérence entre les deux, compte tenu de ce que, pendant la période durant laquelle ont été réalisées les reprises prises en compte, la chasse de l'espèce était fermée en France d'avril à juin inclus.

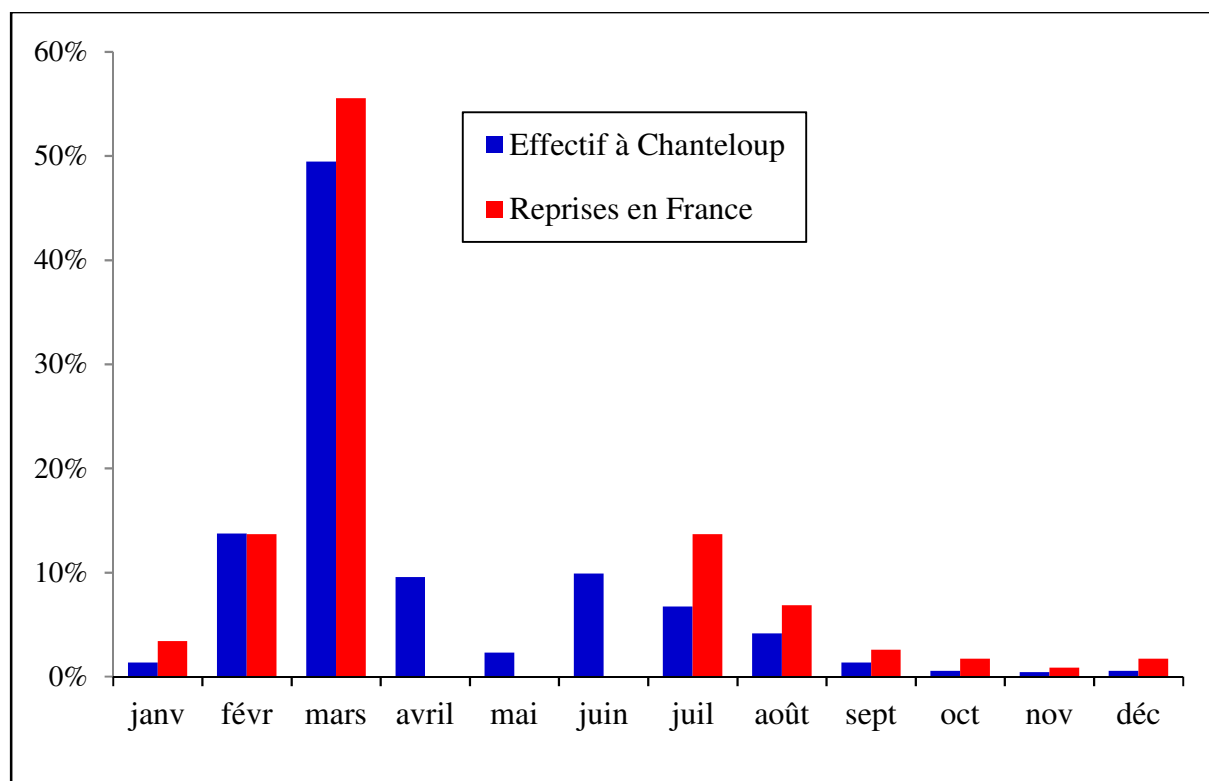


Figure 51 : Répartitions mensuelles relatives des reprises faites en France jusqu'en 1982 de Barges à queue noire baguées aux Pays-Bas et en Belgique, et des effectifs comptés à Chanteloup (moyenne 1977-2012).

Entre la période prise en compte par Beintema & Drost (1986) et 2008 :

- La population nord-ouest européenne de *L. l. limosa* a diminué de 50%.
- Le nombre de chasseurs français a diminué d'environ 30%.
- Avant sa suspension, la saison de chasse à la Barge à queue noire a été réduite : il n'y avait plus de chasse en juillet, février et mars, mois durant lesquels avaient lieu 83% des reprises, et la chasse a été limitée en août.

Si l'on suppose que le prélèvement a diminué dans les mêmes proportions que l'ont fait le nombre de *L. l. limosa* du nord-ouest de l'Europe susceptibles de transiter en France, le nombre de chasseurs, et la proportion, parmi les Barges à queue noire transitant en France, de celles qui le font pendant la période de chasse réduite, on en déduit que le prélèvement effectué sur cette population était de 77 individus. Si l'on tient compte des oiseaux morts du fait de la chasse et

non retrouvés, et de ce qu'environ 10% des *L. l. limosa* transitant en France ne provenaient pas des Pays-Bas ni de Belgique, on aboutit à un prélèvement de l'ordre d'une centaine d'individus. Il se peut que certaines des hypothèses utilisées ne soient pas valides, par exemple que le nombre de chasseurs de gibier d'eau ait diminué dans une proportion un peu plus faible que le nombre total de chasseurs et qu'en réalité une estimation plus correcte du prélèvement soit d'un peu plus d'une centaine. Il est également possible que le prélèvement ait baissé plus fortement qu'estimé. Il y a en effet une autre évolution que nous n'avons pas prise en compte, qui est la chute sévère de la productivité durant ces dernières décennies. Beintema & Drost (1986) ont utilisé des reprises de bagues faites jusqu'en 1982 pour caractériser les migrations de la population du nord-ouest de l'Europe. La grande majorité de ces reprises était due à la chasse et une partie importante d'entre elles concernait des jeunes. Il y avait par contre peu de reprises d'immatures, dont la plupart estivent en Afrique ou dans la péninsule ibérique. Sachant que la survie des adultes est actuellement au moins égale à ce qu'elle était alors, l'évolution très négative de la productivité a nécessairement modifié la pyramide des âges. A la fin des années 2000, la proportion de jeunes dans la population était nettement plus faible qu'avant 1982.

On peut donc déduire des informations disponibles que le prélèvement annuel de *L. l. limosa* peu avant 2008 était probablement inférieur à 150 individus.

Avant la mise en place du moratoire sur la chasse de la Barge à queue noire, le prélèvement cynégétique annuel sur cette espèce pouvait donc être compris entre 5 000 et 8 000 individus, et concernait quasi exclusivement *L. limosa islandica*. La mortalité cynégétique correspondante aurait donc été de $H = 5\,500 - 8\,900$ (valeur moyenne 7 200) *L. l. islandica*, et d'au plus $H = 150$ *L. l. limosa*.

Hors France

La population du nord-ouest de l'Europe de *L. l. limosa* n'est actuellement pas chassée licitement dans l'ouest de l'Europe, et il n'y a pas d'indication de chasse illicite significative. Dans ses zones d'hivernage principales en Afrique de l'Ouest, *L. l. limosa* est chassée ou capturée pour la consommation ou pour réduire les dommages qu'elle est présumée causer aux rizières. En Casamance, la chasse de cette espèce prélèverait 5% de l'effectif présent. En Guinée-Bissau, cette chasse est répandue, mais moins intense (Kleijn *et al.* 2010 b). Au Mali, la capture nocturne d'oiseaux d'eau au moyen de filets verticaux tendus au-dessus de nappes d'eau peu profondes est couramment pratiquée par les pêcheurs Bozos, à des fins de commerce et de consommation locale. Les captures concernent principalement la Sarcelle d'été *Anas querquedula* et le Combattant. La Barge à queue noire est également capturée, en nombres faibles semble-t-il (Kuijper *et al.* 2006).

3.2.2. Estimation du taux de mortalité cynégétique h

A la fin des années 2000, la taille de la population de *L. l. islandica* pouvait être estimée à $N = 90\,000$ (Trolliet 2014, tableau 3), d'où $N_0 = 104\,650$.
 $h = 0,07$.

Pour *L. l. limosa*, $h = 0,0005 - 0,0006$.

3.2.3. Estimation du taux de mortalité cynégétique maximal durable h_{MSY}

$\alpha = 2 - 3$, et $s = 0,87 - 0,99$ (voir supra). Faute de références, nous supposons que la densité-dépendance est linéaire : $\Theta = 1$.

$h_{MSY} = 0,056 - 0,19$.

3.2.4. Comparaison entre h et h_{MSY}

$h_{MSY} / h = 0,8 - 2,7$ pour *L. l. islandica*.

Dans cet intervalle de valeurs, celles qui sont inférieures à 1 sont aberrantes, puisque tout à fait incompatibles avec la croissance de cette population avant 2008, plus forte encore en France qu'au Royaume-Uni (figure 52). Nous avons donc vraisemblablement surestimé le prélèvement, ou/et sous-estimé la taille de la population. Tout en étant incertaines en raison de l'incertitude concernant les données utilisées, les valeurs les plus élevées de cet intervalle sont les plus probables. Notons qu'elles sont plus faibles que pour le Courlis cendré.

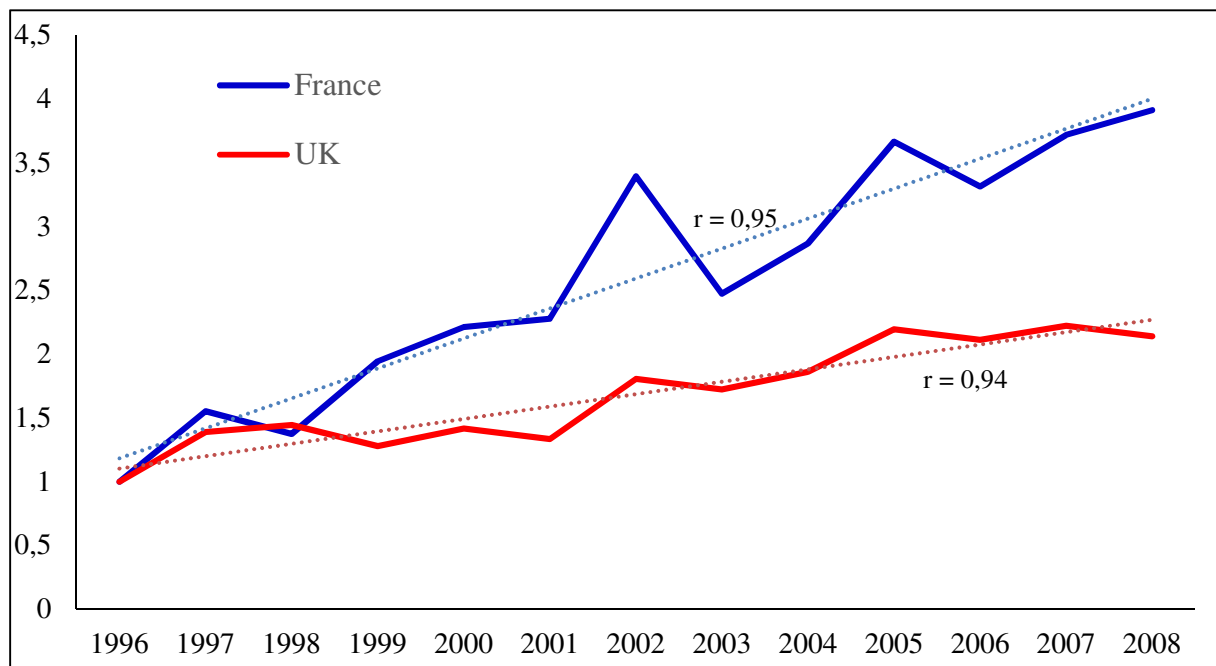


Figure 52 : Évolution comparée de l'abondance de *L. l. islandica* hivernant en France et au Royaume-Uni de 1996 à 2008.

Pour *L. l. limosa*, $h_{MSY} / h = 93,3 - 380$.

Compte tenu de l'insignifiance du taux de prélèvement de *L. l. limosa*, l'écart entre h et h_{MSY} est bien entendu extrêmement important.

4. CONCLUSIONS

La perte, la dégradation et la fragmentation des habitats, dues principalement à l'intensification de l'agriculture, à l'urbanisation et aux développements d'infrastructures, sont identifiées sans équivoque comme constituant les premières causes de la régression de populations nicheuses de limicoles prairiaux, dont le Courlis cendré et la Barge à queue noire, en Europe. Cette régression est déterminée par la faiblesse et la diminution de leur productivité, dont une autre cause majeure est la prédation, croissante, exercée sur les pontes et les poussins, et sa synergie avec l'intensification agricole. Nous n'avons pas connaissance d'étude ou d'analyse montrant un impact de la mortalité cynégétique, ou de son arrêt, sur le statut de conservation de ces deux espèces.

L'examen des indicateurs disponibles ne permet pas de détecter d'effets des moratoires français sur l'évolution des populations concernées de Courlis cendré et de Barge à queue noire. L'hypothèse d'une absence d'effets de ces moratoires sur ces populations, et *a fortiori* sur ces espèces, est solidement confortée par d'autres expériences similaires en Europe.

La mortalité cynégétique subie par le Courlis cendré est très inférieure au seuil estimé au-delà duquel elle ne serait pas durable. Il en était de même de *L. l. limosa* avant 2008.

On doit s'interroger sur la façon dont se situent à cet égard le Courlis cendré et, à titre indicatif, la Barge à queue noire, par rapport à d'autres espèces de limicoles chassables. Appliquer la même approche à ces autres espèces peut de plus fournir un élément de validation externe.

Pour les 11 autres espèces de limicoles chassables en France (hors Bécassines), nous avons appliqué la même méthode pour estimer le rapport h_{MSY} / h .

Nous avons utilisé les estimations ponctuelles des prélèvements nationaux issues de l'enquête portant sur la saison de chasse 2013-2014 (Aubry *et al.* 2016 et P. Aubry com. pers.) ainsi que, pour le Vanneau huppé, le prélèvement déclaré pour cette saison de chasse par les tendeurs autorisés à en capturer au filet dans le département des Ardennes (S. Debrielle com. pers.). Pour des espèces peu représentées dans les tableaux de chasse (huîtrier-pie, bécasseau maubèche, pluvier argenté, combattant et barge rousse), les coefficients de variation des estimations de prélèvements sont élevés, et les estimations sont donc très imprécises ; pour ces espèces, les valeurs de h_{MSY} / h sont donc indicatives.

Pour chaque espèce, nous avons pris en compte la ou les population(s) fréquentant la France et susceptible(s) d'y subir un prélèvement (Trolliet *et al.* 2017 et 2018). Les tailles de ces populations sont celles fournies par Wetlands International (2018), à l'exception du Pluvier doré, dont l'effectif nous paraît y être sous-estimé en raison de la sous-estimation de l'hivernage en France. Pour le Pluvier doré, nous utilisons donc l'estimation de Trolliet *et al.* (2018). Nous utilisons la même valeur de cl (10 %) que pour le Courlis cendré et la Barge à queue noire. Pour les autres espèces, nous supposons que $\Theta = 1$. Nous utilisons les valeurs de N , N_1 , N_2 , S_1 , et S_2

issues de la littérature ou, à défaut, il s'agit de valeurs connues pour d'autres espèces proches (tableau 7). L'âge-ratio de ces populations à la mi-janvier n'est pas connu. Trollet (2003) indique que, chez le Vanneau huppé, la proportion de jeunes en début de période de reproduction est de 28 %. C'est cohérent avec l'hypothèse d'un âge-ratio de 0,3 à la mi-janvier, comme chez le Courlis cendré. Parmi les populations considérées, le Vanneau huppé est l'une des plus différentes du Courlis cendré en termes de stratégie démographique (âge d'accès à la reproduction, longévité, productivité). Nous supposons donc que, pour ces populations, $N_1/N_2 = 0,3$. Il s'agit d'une approximation, mais la valeur de N_1/N_2 influe peu sur les résultats.

Populations	<i>N</i>		<i>S1</i>	<i>S2</i>	<i>α</i>
	Mini	Maxi			
<i>Haematopus ostralegus</i>	820 000 ¹	820 000 ¹	0,5 - 0,64 ³	0,87 - 0,97 ³	3 - 4 ⁴
<i>Vanellus vanellus</i>	5 500 000 ¹	9 500 000 ¹	0,6 ⁵	0,8 ⁵	1,4 ⁶
<i>Pluvialis squatarola</i>	250 000 ¹	250 000 ¹	0,58 ⁷	0,86 ⁸	2 - 3 ⁹
<i>Pluvialis apricaria</i>	2 400 000 ²	2 400 000 ²	0,58 ¹⁰	0,734 ¹¹	1 - 2 ¹¹
<i>Limosa lapponica</i>	720 000 ¹	720 000 ¹	0,62 ¹²	0,862 ¹³	2 ¹⁴
<i>Numenius phaeopus</i>	790 000 ¹	1 090 000 ¹	0,575 ¹⁵	0,89 ¹⁶	2 - 3 ¹⁷
<i>Tringa erythropus</i>	60 000 ¹	120 000 ¹	0,53 ¹⁸	0,84 ¹⁸	2 ¹⁹
<i>Tringa totanus</i>	445 000 ¹	835 000 ¹	0,53 ³	0,84 ²⁰	1 - 2 ²¹
<i>Tringa nebularia</i>	190 000 ¹	270 000 ¹	0,53 ¹⁸	0,70 - 0,94 ²²	2 ²³
<i>Calidris canutus</i>	850 000 ¹	850 000 ¹	0,53 ¹⁸	0,841 ²⁵	2 - 3 ²⁶
<i>Calidris pugnax</i>	1 000 000 ¹	1 500 000 ¹	0,53 ¹⁸	0,631 ²⁷	2 ²³

Tableau 7 : Valeurs des paramètres démographiques utilisées, pour les populations considérées (1 : Wetlands International (2018), 2 : Trollet *et al.* (2018), 3 : Roodbergen *et al.* (2012), 4 : Del Hoyo *et al.* (1996), 5 : Souchay & Schaub (2016), 6 : Trollet (2003), 7 : = Pluvier doré, 8 : Evans & Pienkowski (1984), 9 : Ryabitsev (2000), 10 : Sæther & Bakke (2000), 11 : Sandercock (2003), 12 : = Barge à queue noire, 13 : Mendez *et al.* (2018), 14 : Girard & Trollet 2012, 15 : = Courlis cendré, 16 : Grant (2011), 17 : Skeel (1983), 18 : = Chevalier gambette, 19 : = Chevalier aboyeur, 20 : Burton *et al.* (2006), 21 : Thomson & Hale (1991), 22 : Thomson *et al.* (1986), 23 : www.bto.org/BirdFacts, 25 : Brochard *et al.* (2002), Sandercock (2003), 26 : Johnson 1979, 27 : Mendez *et al.* (2018).



Le tableau 8 indique les valeurs de h_{MSY} / h obtenues.

<i>Espèces</i>	h_{MSY} / h	
	<i>Minimum</i>	<i>Maximum</i>
Huîtrier-pie	3,7	8,8
Vanneau huppé	10,2	19,7
Pluvier argenté	8,4	11,2
Pluvier doré	31,0	53,1
Barge à queue noire islandaise*	0,8	2,7
Barge à queue noire continentale*	93,3	380,0
Barge rousse	16,8	16,8
Courlis cendré	4,5	21,7
Courlis corlieu	8,8	16,7
Chevalier arlequin	10,0	20,0
Chevalier gambette	7,2	22,0
Chevalier aboyeur	3,1	9,6
Bécasseau maubèche	11,9	16,0
Combattant	208,9	313,4

Tableau 8 : Valeurs du rapport h_{MSY} / h pour 13 espèces de limicoles chassables en France (* : avant 2008).

A l’instar de ce qui vaut pour le Courlis cendré, le rapport h_{MSY} / h est très supérieur à 1 pour toutes les populations considérées. Le Courlis cendré ne constitue donc pas, à cet égard, un cas particulier. Parmi les autres espèces, ce n’est que pour l’Huîtrier-pie et le Chevalier aboyeur que la valeur minimale de ce rapport est inférieure à ce qu’elle est pour le Courlis cendré.

C’est pour la Barge à queue noire islandaise que la valeur de ce rapport (avant 2008) est la plus faible. Parmi les populations considérées, c’est celle dont la croissance a été la plus forte avant 2008 (Trolliet *et al.* 2017). Le seul autre limicole côtier dont l’hivernage a connu une telle croissance depuis le début des années 1990, d’ailleurs très similaire, est le Tournepierrre à collier *Arenaria interpres*, espèce non chassable (figure 53). Après la suspension de sa chasse en 2008, cette croissance semble s’être ralentie, tant en France (figure 36) que dans l’ensemble du nord-ouest de l’Europe (figure 39). Cela conforte encore la conclusion que, pour toutes ces espèces, la mortalité cynégétique en France est durable et sans impact sur leur statut de conservation.

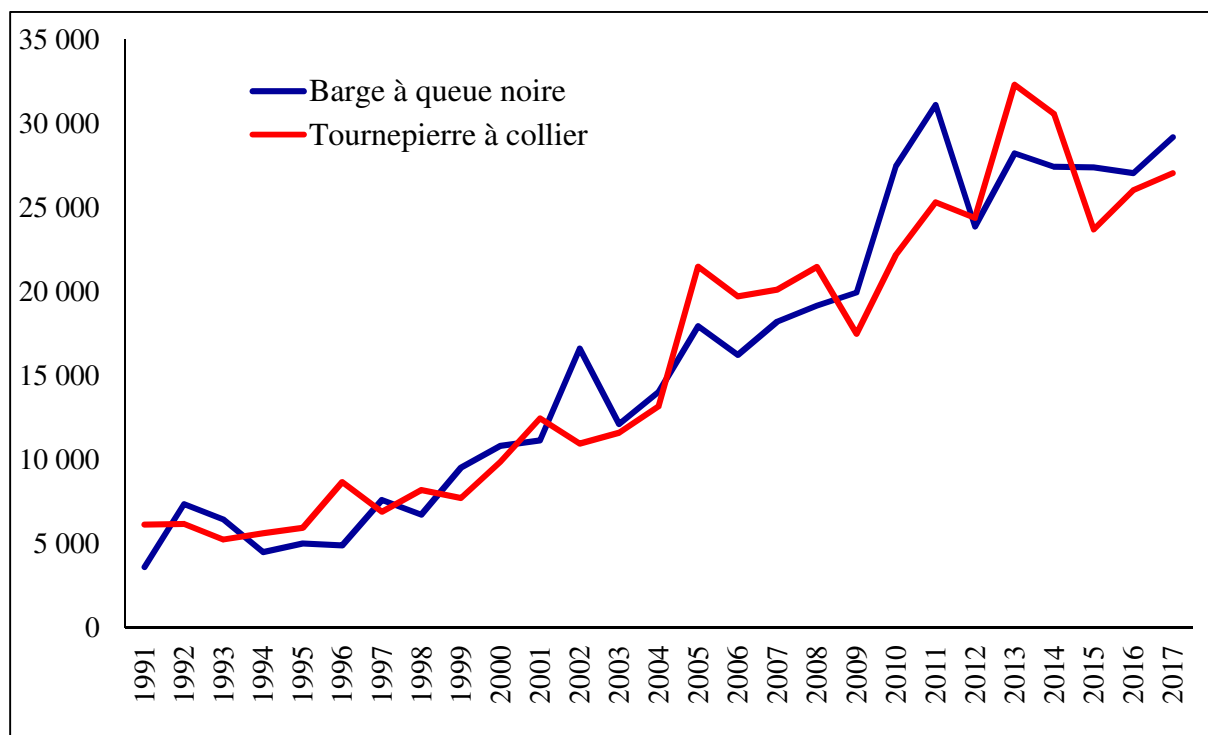


Figure 53 : Évolution des effectifs de Barge à queue noire et de Tournepierre à collier dénombrés en France à la mi-janvier de 1991 à 2017.

Parmi les 11 espèces figurant au tableau 5, autres que le Vanneau huppé et le Pluvier doré qui hivernent essentiellement à l'intérieur des terres, toutes sauf l'Huîtrier-pie voient augmenter leurs effectifs hivernant sur le littoral français, et y connaissent une évolution globalement plus positive que dans le reste de l'Europe (Trolliet *et al.* 2017, figure 54). Cela constitue un élément de validation externe supplémentaire de la conclusion découlant du tableau 5. Pour ce qui concerne le Vanneau huppé, Trolliet (2003) avait montré que son déclin en Europe de l'Ouest n'était pas dû à une diminution de sa survie, mais de sa productivité. Il en concluait que la chasse ne contribuait probablement pas à ce déclin. Plus récemment, Souchay & Schaub (2016) arrivaient aux mêmes conclusions, après avoir analysé les reprises de bagues de Vanneaux d'Europe de l'Ouest et de Scandinavie faites entre 1960 et 2010.

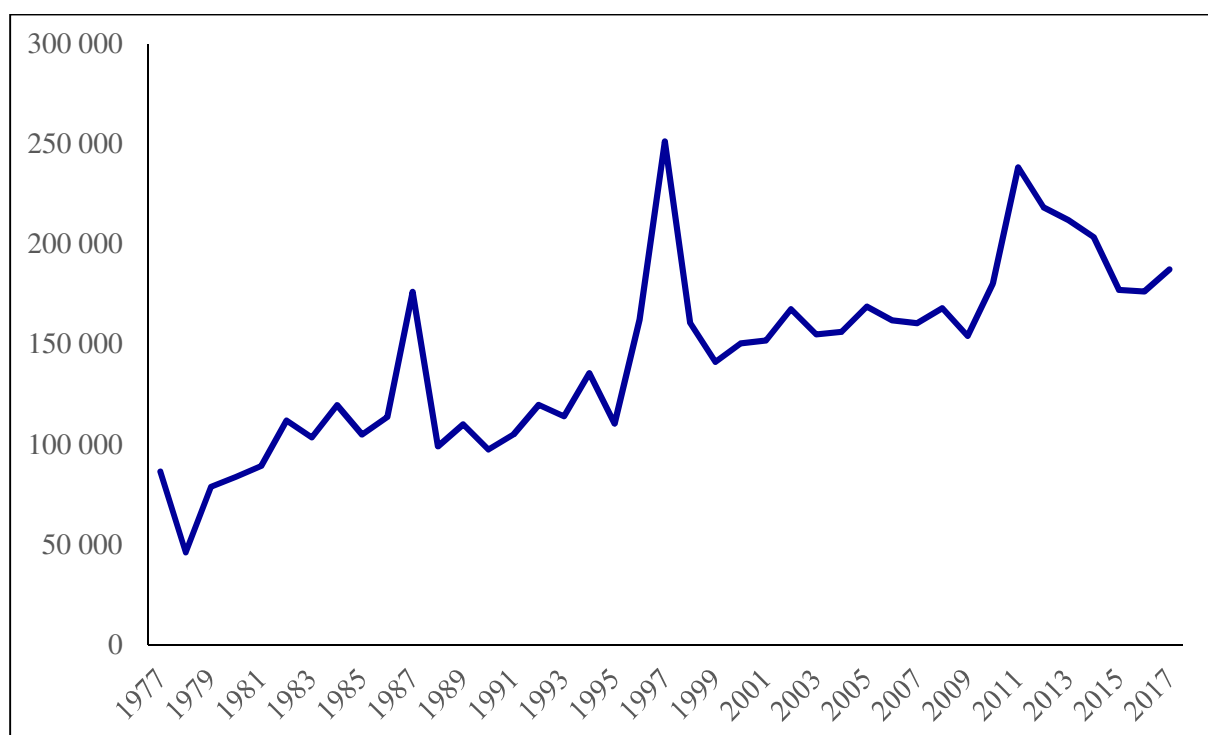


Figure 54 : Évolution de l'effectif total des espèces figurant dans le tableau 5 (hors Vanneau huppé et Pluvier doré) dénombré sur le littoral français à la mi-janvier de 1977 à 2017.

Compte tenu de la tendance à long terme à la diminution des prélèvements sur ces 13 espèces constatée durant les dernières décennies (figures 45 et 49 ; Trollet *et al.* 2018 et sous presse), il est donc prévisible que les taux de leurs prélèvements continueront à diminuer, ce qui confortera encore leur durabilité.

BIBLIOGRAPHIE

Alsace Nature (2010). *Propositions des associations de protection de la nature pour la sauvegarde des rieds*. Alsace Nature/Conservatoire des Sites Alsaciens/LPO Alsace : 24 p.

Alves J.A., Lourenço P.M., Piersma T., Sutherland W.J., Gill J.A. (2010). Population overlap and habitat segregation in wintering Blacktailed Godwits *Limosa limosa*. *Bird Study* 57 : 381–391.

Amar A., Redpath S., Sim I. & Buchanan G. (2010). Spatail and temporal associationS between recovering populations of common raven *Corvus corax* and British upland wader populations. *J. Appl. Ecol.* 47 : 253-262.

Amat J.A. & Aguilera E. (1989). Some behavioural responses of Little Egret and Black-tailed Godwit to reduce prey losses from kleptoparasites. *Ornis Scandinavica* 20 : 234-236.

Amiard-Triquet C., Pain D. & Sylvestre C. (1991). Lead concentration in nine species of waterbirds living in the Rhône river delta (France). In Proceedings of 8th International Conference on Heavy Metals in the Environment. Edinburgh, Scotland, vol. 2 : 179-182.

Arcanger J.-F. (1997). Le Courlis cendré *Numenius arquata* en Mayenne. Estimation et évolution des effectifs nicheurs. *Alauda* 65 (3) : 237-244.

Aubry P. 2017. Enquêtes sur les tableaux de chasse : pourquoi est-il essentiel d’y répondre, même quand on n’a rien prélevé ? *Faune sauvage* 315 : 4-8.

Aubry P., Anstett L., Ferrand Y., Reitz F., Klein F., Ruelle S., Sarasa M., Arnauduc J.P. & Migot P. (2016). Enquête nationale sur les tableaux de chasse à tir. Saison 2013-2014. Résultats nationaux. *Faune Sauvage* 310 Supplément : I-VIII.

Ausden M., Bolton M., Butcher N., Hoccom D.G., Smart J. & Williams G. (2009). Predation of breeding waders on lowland wet grassland – is it a problem? *British Wildlife* October : 30-38.

Ausden M. & Bolton M. (2012). Breeding waders on wet grasslands : factors influencing habitat suitability. P. 278-306 in Fuller R.J. (ed.). *Birds and Habitat. Relationships in changing landscapes*. Ecological Reviews. Cambridge University Press, Cambridge.

Baillie S.R., Marchant J.H., Leech D.I., Massimino D., Sullivan M.J.P., Eglinton S.M., Barimore C., Dadam D., Downie I.S., Harris S.J., Kew A.J., Newson S.E., Noble D.G., Risely K. & Robinson R.A. (2014) *BirdTrends 2014: trends in numbers, breeding success and survival for UK breeding birds*. BTO Research Report 662. BTO, Thetford. <http://www.bto.org/birdtrends>.

Bainbridge I.P. (2002). Eurasian Curlew (Curlew) *Numenius arquata*. In Wernham C.V., Toms M.P., Marchant J.H., Clark J.A., Siriwardena G.M. & Baillie S.R. (eds). *Migration Atlas : movements of the birds of Britain and Ireland*. T. & A.D. Poyser, London : 332-335.

Bainbridge I.P. & Minton C.D.T. (1978). The Migration and Mortality of the Curlew in Britain and Ireland. *Bird Study* 25 : 39-50.

Baines D., Redpath S., Richardson M. & Thirgood S. (2008). The direct and indirect effect of predation by Hen Harriers *Circus cyaneus* on trends in breeding birds on a scottish grouse moor. *Ibis* 150 : 27-36.

Bairlein F., Dierschke J., Dierschke V., Salewski V., Geiter O., Hüppop K., Köppen U. & Fiedler W. (2014). *Atlas des Vogelzugs*. AULA-Verlag, Wiebelsheim : 567 p.

Bakken V., Runde O. & Tjørve E. (2003). *Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 1*. Stavanger Museum, Stavanger : 431 p.

Balmer D.E. & Peach W.J. (1997). Review of natural avian mortality rates. BTO Research Report 175. BTO, Thetford.

Barbosa A. (2001) Hunting impacts on waders in Spain: effects of species protection measures. *Biodivers. Conserv.* 10 : 1703–1709.

Bardin M. (1938). Premières notes sur le marais Vendéen. *L'Oiseau et R.F.O.* 8 : 78-83.

Bargain B., Gélinaud G. & Maoût J. (1999). *Les limicoles nicheurs de Bretagne*. Bretagne Vivante - SEPNEB/GEOCA/GOB : 179 p.

Barkow A. (2010). Black-tailed Godwit hatching success depends on extensively managed grasslands in the Hetter, Germany. *Wader Study Group Bull.* 117 : 213.

Beck N. & Granval P. (1997). Ingestion de plombs de chasse par la Bécassine des marais (*Gallinago gallinago*) et la Bécassine sourde (*Lymnocyrtus minimus*) dans le nord-ouest de la France. *Gibier Faune Sauvage* 14 : 65-70.

Begon M., Townsend C.R. & Harper J.L. (2006). *Ecology. From individuals to ecosystems*. Fourth edition. Blackwell Publishing, Malden, Massachusetts, USA : 738 p.

Beintema A.J. & Drost N. (1986). Migration of the Black-tailed Godwit. *Le Gerfaut* 76 : 37-62.

Beintema A.J., Thissen J.B., Tensen D. & Visser G.H. (1991). Feeding ecology of Chradriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea* 79 : 31-44.

Bell M.V. & Calladine J. (2017). The decline of a population of farmland breeding waders: a twenty-five-year study. *Bird Study* 64 : 264-273.

Bellebaum J. (2006). Influence of predators on the breeding success of meadowbirds in Brandenburg. *Wader Study Group Bull.* 110 : 11.

Bellebaum J. & Bock C. (2009). Influence of ground predators and water levels on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding success in two continental wetlands. *Journ. Ornithol.* 150 : 221-230.

Berendse F., Chamberlain D., Kleijn D. & Schekkerman H. (2004). Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio J. Hum. Environ.* 33 : 499–502.

Berg Å. (1992). Factors affecting nest-site choice and reproductive success of the Curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis* 134 : 44-51.

Berg Å. (1994). Maintenance of populations and causes of population changes of Curlews *Numenius arquata* breeding on farmland. *Biological Conservation* 67 : 233-238.

BirdLife International (2004). *Birds in Europe : population estimates, trends and conservation status*. BirdLife Conservation Series N° 12. BirdLife International, Cambridge, U.K. : 374 p.

BirdLife International (2015 a). European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

BirdLife International. (2015 b). *Numenius arquata*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2015* : e.T22693190A84634058.

Blondel J. & Blondel C. (1964). Remarques sur l'hivernage des limicoles et autres oiseaux aquatiques au Maroc. *Alauda* 32 : 250-279.

Bocher P., Tanton C., Delaporte P., Lemesle J-C., Rousseau P., Lelong V., Jomat L., Gernigon J., Robin F., Travichon S. & Fort J. (2017). Origins and migration patterns of Eurasian Curlews wintering on the coast of Western France. P. 78-79 in Sitters H. (ed.): Abstracts of the International Wader Study Group Conference, 15-18 september 2017, Prague.

Boele A., van Bruggen J., Hustings F., Koffijberg K., Vergeer J.W. & van der Meij T. (2016). *Broedvogels in Nederland in 2014*. SOVON Rapport 2016/04. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen : 140 p.

Bolton M., Tyler G., Smith K. & Bamford R. (2007). The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *J. Appl. Ecol.* 44 : 534–544.

Boschert, M. (2004). Der Große Brachvogel (*Numenius arquata* [Linnaeus 1758]) am badischen Oberrhein - Wissenschaftliche Grundlagen für einen umfassenden und nachhaltigen Schutz. – Dissertation (PhD-Thesis) Universität Tübingen.

Boschert M. (2005). Analysis of nest losses of the Eurasian Curlew *Numenius arquata* in the upper Rhine Valley of Baden-a comparison between results from 2000-2002 and former periods with focus on predation [en Allemand avec résumé en Anglais]. *Die Vogelwelt* 126 : 321-332.

Boschert M. & Rupp J. (1993). Brutbiologie des Großen Brachvogels *Numenius arquata* in einem Brutgebiet am südlichen Oberrhein. *Die Vogelwelt* 114 : 199-221.

Both C., Schroeder J., Hoojmeijer J., Groen N. & Piersma T. (2006). Grutto's het jaar rond: balans tussen reproductie en sterfte. *De Levende Natuur* 107 : 126-129.

Boutet J.-Y. (1982). Comportement estival du Courlis cendré, *Numenius arquata* L., sur le bassin d'Arcachon (Gironde). *Le Courbageot* 9 : 55-65.

Boutet J.-Y. & Petit P. (1987). *Atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine-1974-1984*. Centre Régional Ornithologique Aquitaine-Pyrénées, Bordeaux : 241 p.

Boutinot S. (1957). Nidification de l'Aigrette, du Crabier et de la Barge à queue noire en Dombes. *L'Oiseau et R.F.O.* 27 : 97-98.

Boyd H. (1962). Mortality and fertility of European Charadrii. *Ibis* 104 : 368–387.

Boyd H. & Petersen A. (2006). Spring arrival of migrant waders in Iceland in the 20th century. *Ringing & Migration* 23 : 107-115.

Boyle S.A. & Samson F.B. (1985). Effects of nonconsumptive recreation on wildlife : a review. *Wildl. Soc. Bull.* 13 : 110-116.

Brandsma O. (2002). Invloed van de Vos op de weidevogelstand in het reservaatgebied Giethoorn-Wanneperveen. *De Levende Natuur* 103 : 126-131.

Breeuwer A., Berendse F., Willems F., Foppen R., Teunissen W., Schekkerman H. & Goedhart P. (2009). Do meadow birds profit from agri-environment schemes in Dutch agricultural landscapes? *Biol Cons* 142 : 2949-2953.

Brichambaut (Perrin de) J. (1969). Nidification de la Barge à queue noire et présence d'Aigrettes garzettes en baie d'Audierne. *Alauda* 37 : 80-81.

Brochard C., Spaans B., Prop J. & Piersma T. (2002). Use of individual colour-ringing to estimate survival in male and female Red Knot *Calidris canutus islandica* : a progress report for 1998-2001. *Wader Study Group Bull.* 99 : 54-56.

Brown D.J. (2015). International Single Species Action Plan for the Conservation of the Eurasian Curlew *Numenius arquata arquata*, *N. a. orientalis* and *N. a. suschkini*. AEWA Technical Series No. 58. Bonn, Germany : 68 p.

Broyer J. & Bernard A. (1994). Barge à queue noire *Limosa limosa*. In Yeatman-Berthelot D. & Jarry G. (Coord.). *Nouvel Atlas des oiseaux de France 1985-1989*. SOF, Paris : 300-301.

Broyer J. & Roché J. (1991). La population nicheuse de Courlis cendré *Numenius arquata* du bassin de la Saône. *Alauda* 59 (3) : 129-135.

Buchanan G.M., Pearce-Higgins J.W., Douglas D.J.T. & Grant M.C. (2017). Quantifying the importance of multi-scale management and environmental variables on moorland bird abundance. *Ibis* 159 : 744-756.

Burrell R., Sanchez-Garcia C., Brulez K., McDonald M. & Hoodless A. (2017). Efficacy of electric fences for excluding mammalian predators from Northern Lapwing nesting sites. P. 149-150 in Sitters H. (ed.): Abstracts of the International Wader Study Group Conference, 15-18 september 2017, Prague.

Caupenne M. & Trollet B. (2015). Courlis cendré *Numenius arquata*. P. 568-571 in Issa N. & Muller Y. coord. Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale. LPO / SEOF / MNHN. Delachaux & Niestlé, Paris.

Cayford J.T. (1993). Wader disturbance : a theoretical overview. *Wader Study Group Bull.* 68 : 3-5.

Cervencel A., Esser W., Maier M., Oberdiek N., Thyen S., Wellbrock A. & Exo K-M. (2008). Does predation affect the incubation behaviour of the Common Redshank *Tringa totanus* ? *Wader Study Group Bull.* 115 : 196.

Chamberlain D., Fuller R.J., Bunce R., Duckworth J., Shrubbs M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37 : 771-788.

Clausager I. (1990). *Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1989/90 i Danmark. Wing Survey from the Hunting Season 1989/90 in Denmark*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, n° 1: 39 p.

Côté I.M. & Sutherland W.J. (1997). The effectiveness of removing predators to protect bird populations. *Conservation Biology* 11 : 395-405.

Cotter G. (1990). *The Curlew*. Shire Publications : 24 p.

Cresswell W. (2008). Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis* 150 : 3-17.

Crowe O., Boland H. & Walsh A. (2011). Irish Wetland Bird Survey: results of waterbird monitoring in Ireland in 2009/10. *Irish Birds* 9 : 229-240.

Currie D. & Valkama J. (1998). Limited effects of heavy metal pollution on foraging and breeding success in the Curlew *Numenius arquata*. *Environmental Pollution* 101 : 253-261.

Dakki M., Qninba A., El Agbani M-A., Benhoussa A. & Beaubrun P-C. (2001). Waders wintering in Morocco : national population estimates, trends and site-assessments. *Wader Study Group Bull.* 96 : 47-59.

Dalous P. (1997). Courlis cendré *Numenius arquata*. In Joachim J., Bousquet J.-F. & Faure C. - *Atlas des Oiseaux Nicheurs de Midi-Pyrénées*. AROMP, Museum d'Histoire Naturelle, Toulouse : 262 p.

Davidson N. & Rothwell P. (1993). Human disturbance to waterfowl on estuaries: conservation and coastal management implications of current knowledge. *Wader Study Group Bull.* 68 : 97-105.

Debout G. & Lang B. (1985). Les limicoles nicheurs continentaux. *Le Cormoran* 5, n° 28 : 271-276.

Delany S., Scott D., Dodman T. & Stroud D. (eds.). (2009). *An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International, Wageningen : 524 p.

Del Hoyo J., Elliott A. & Sargatal J. (eds) (1996). *Handbook of the Birds of the World. Vol. 3*. Lynx Edicions, Barcelona : 821 p.

Diagana C.H. & Dodman T. (2006). *Numbers & distribution of waterbirds in Africa : Results of the African Waterbird Census/ Effectifs & distribution des oiseaux d'eau en Afrique : Résultats des dénombrements d'oiseaux d'eau en Afrique 2002-2004*. Wetlands International, Dakar : 323 p.

Dominguez J. (2002). Biotic and Abiotic Factors Affecting the Feeding Behavior of the Black-tailed Godwit. *Waterbirds* 25 : 393-400.

Dominguez J. & Vidal M. (2017). The Iberian breeding population of Eurasian Curlew (*Numenius arquata*) : current status and conservation problems. P. 65 in Sitters H. (ed.) : Abstracts of the International Wader Study Group Conference, 15-18 september 2017, Prague.

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. B Biol. Sci.* 268 v: 25-29.

Donald P.F., Sanderson F.J., Burfield I.J. & Van Bommel F.P. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-

2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116 : 189–196.

Douglas D.J.T., Bellamy P.E., Stephen I.S., Pearce-Higgins J.W., Wilson J.D. & Grant M.C. (2014). Upland land use predicts population decline in a globally near-threatened wader. *J. Appl. Ecol.* 51 : 194-203.

Drewitt A.L. (2007). Birds and recreational disturbance. *Ibis* 149 (Suppl. 1) : 1-2.

Dubois P.J., Le Maréchal P., Olivos G. & Yésou P. (2008). *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Delachaux & Niestlé, Paris : 560 p.

Elmarsdottir A., Fjellberg A., Halldorsson G., Ingimarsdottir M., Nielsen O.K., Nygaard P., Oddsdottir E.S. & Sigurdsson B.D. (2007). Effects of afforestation on biodiversity. *In: Proc. AFFORNORD conference, Reykholt, Iceland, June 18–22, 2005. TemaNord* 508 : 37-47.

Evans P. R. (1994). Seasonal and annual pattern of mortality in migratory shorebirds: some conservation implications. *In: Perrins C., Lebreton J.D. & Hirons G.J.M. (eds). Bird Population Studies: Relevance to conservation and management* : 346-359. Oxford University Press, Oxford.

Evans P.R. & Pienkowski M. (1984). Population dynamics of shorebirds. Pages 83-123 in : J. Burger & B. L. Olla (Eds.) *Shorebirds: breeding behavior and populations*. Plenum Press, New York.

Eysteinnsson T. (2006). Planning afforestation in Iceland. *In Proc. ELAV seminar 23-24 March 2006, Koli, Finland* : 32-35.

Ferrari S., Mercuri C., Dragnic K. & Bertinat M. (2009). Disturbance for shorebirds in the urban coast reserve Rio Gallegos, southern Patagonia, and response to human presence. *Wader Study Group Bull.* 116 : 133.

Fitzpatrick S. & Bouchez B. (1998). Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach. *Bird Study* 45 : 157-171.

Fletcher K., Aebischer N.J., Baines D., Foster R. & Hoodless A.N. (2010). Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology* 47 : 263-272.

Forgues K. (2009). The effect of off-road vehicles on migrating shorebirds. *Wader Study Group Bull.* 116 : 128.

Fouquet M. (2012). *Plan national de gestion (2012-2016) du Courlis cendré (Numenius arquata)*. ONCFS : 85 p.

Franks S.E., Douglas D.J.T., Gillings S. & Pearce-Higgins J.W. (2017). Environmental correlates of breeding abundance and population change of Eurasian Curlew *Numenius arquata* in Britain. *Bird Study* 64 : 393-409.

Franks S., Roodbergen M., Teunissen W., Cotton A. & Pearce-Higgins J. (2016). Evaluating the success of conservation management interventions for grassland-breeding waders in Europe. Proc. IWSG Conference 9-12 september 2016. Trabolgan : 20-21.

François J. (1989). La Barge à queue noire (*Limosa limosa*) a niché en Lorraine. *Ciconia* 13 : 135-136.

Frost T.M., Austin G.E., Calbrade N.A., Holt C.A., Mellan H.J., Hearn R.D., Stroud D.A., Wotton S.R. & D.E. Balmer. (2016). *Waterbirds in the UK 2014/15 : The Wetland Bird Survey*. BTO, RSPB JNCC, in association with WWT. British Trust for Ornithology, Thetford.

Furness R.W. (1988). The predation of Tern chicks by sheep. *Bird Study* 35 :199-202.

Galbraith H. (1988). Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwings *Vanellus vanellus*. *J. Appl. Ecol.* 25 : 487–503 (1988).

Gerritsen G. (2006). Drie jaar Nederland-Gruttoland. *De Levende Natuur* 107 : 108-111.

Gerritsen G. & Tijssen W. (2003). De betekenis van Nederland als pleisterplaats voor IJslandse Grutto's *Limosa limosa islandica* tijdens de voorjaars trek in 2001 en 2002. *Limosa* 76 : 103-108.

Gilet V., Dieuleveut T., Bernard R. & Corbin J. (2002). Reproduction et protection rapprochée du Courlis cendré *Numenius arquata* en Pays Mellois en 2002. *Le Lirou* 21 : 10-14.

Gill J.A., Langston R.H.W., Alves J.A., Atkinson P.W., Bocher P., Vieira N.C., Crockford N.J., Gélinaud G., Groen N., Gunnarsson T.G., Hayhow B., Hooijmeijer J., Kentie R., Kleijn D., Lourenço P.M., Masero J.A., Meunier F., Potts P.M., Roodbergen M., Schekkerman H., Schröder J., Wymenga E. & Piersma T. (2007). Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations : a review of causes and recommendations. *Wader Study Group Bull.* 114 : 43-50.

Gill J.A., Norris K., Potts P.M., Gunnarsson T.G., Atkinson P.W. & Sutherland W.J. (2001 a). The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature* 412 : 436-438.

Gill J.A., Norris K. & Sutherland W.J. (2001 b). The effects of disturbance on habitat use by Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. *J. Appl. Ecol.* 38 : 846-856.

Gillier J.-M., Mahéo R. & Gabillard F. (2000). Les comptages d'oiseaux d'eau hivernant en France : actualisation des connaissances, effectifs moyens, critères numériques d'importance internationale et nationale. *Alauda* 68 : 45-54.

Girard O. (1992). La migration des limicoles en France métropolitaine à partir d'une synthèse bibliographique. *Alauda* 60 : 13-33.

Girard O., Niagaté B., Thal J. & Boutin J.-M. (2009). Les limicoles au Mali, en particulier dans le Delta intérieur du Niger. *Malimbus* 31 : 1-19.

Girard O. & Trolliet B. (2012). *Plan national de gestion (2013 – 2017) Barge rousse* (*Limosa lapponica*). ONCFS, L'île d'Olonne : 71 p.

Goss-Custard J.D., Clarke R.T., Durell S.E.A. le V. Dit, Caldow R.W.G. & Ens B.J. (1995). Population consequences of winter habitat loss in a migratory shorebird. *J. Appl. Ecol.* 32 : 337-351.

Goss-Custard J.D., Triplet P., Sueur F. & West A.D. (2006). Critical thresholds of disturbance by people and raptors in foraging wading birds. *Biological Conservation* 127 : 88-97.

Grant M.C. (1991). Nesting densities, productivity and survival of breeding Whimbrel *Numenius phaeopus* in Shetland. *Bird Study* 38 : 160–169.

Grant M.C., Orsman C., Easton J., Lodge C., Smith K.M., Thompson G., Rodwell S. & Moore N. (1999). Breeding success and causes of breeding failure of Curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. *Journal of Applied Ecology* 36 : 59-74.

Green R.E., Hirons G.J.M. & Kirby J.S. (1990). The effectiveness of nest defence by Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. *Ardea* 78 : 405-413.

Gregory R.D., Noble D.G. & Custance J. (2004). The state of play of farmland birds : population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* 146 (Suppl. 2) : 1-13.

Groen N.M. (1993). Breeding site tenacity and natal philopatry in the black-tailed godwit *Limosa l. limosa*. *Ardea* 81 : 107-113.

Groen N.M. & Hemerik L. (2002) Reproductive success and survival of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in a declining local population in The Netherlands. *Ardea* 90 : 239-248.

Gunnarsson T.G. (2010). Contrasting the flexibility of schedules in related species with different migration strategies : Black-tailed Godwits and Whimbrels breeding in Iceland. *Wader Study Group Bull.* 117 : 46-50.

Gunnarsson T.G., Gill J.A., Appleton G.F., Gislason H., Gardarsson A., Watkinson A.R. & Sutherland W.J. (2006). Large-scale habitat association of birds in lowland Iceland: Implications for conservation. *Biological Conservation* 128 : 265-275.

Gunnarsson T.G., Gill J.A., Petersen A., Appleton G.F. & Sutherland W.J. (2005 a). A double buffer effect in a migratory shorebird population. *Journal of Animal Ecology* 74 : 965-971.

Gunnarsson T.G., Gill J.A., Potts P.M., Atkinson P.W., Croger R.E., Gélinaud G., Gardarsson A. & Sutherland W.J. (2005 b). Estimating population size in black-tailed Godwits *Limosa limosa islandica* by color-marking. *Bird Study* 52 : 153-158.

Gunnarsson T.G., Gill J.A., Sigurbjörnsson T. & Sutherland W.J. (2004). Arrival synchrony in migratory birds. *Nature* 431 : 646.

Gunnarsson T.G., Sutherland W.J. & Gill J.A. (2007). Changes in distribution and abundance of the Icelandic Black-tailed Godwit. *Wader Study Group Bull.* 114 : 13.

Henderson I.G., Wilson A.M., Steele D. & Vickery, J.A. (2002). Population estimates, trends and habitat associations of breeding Lapwings *Vanellus vanellus*, Curlew *Numenius arquata* and Snipe *Gallinago gallinago* in Northern Ireland in 1999. *Bird Study* 49 : 17-25.

Holm T.E. & Laursen K. (2009). Experimental disturbance by walkers affects behaviour and territory density of nesting Black-tailed Godwit *Limosa limosa*. *Ibis* 151 : 77-87.

Holt C., Austin G., Calbrade N., Mellan H., Mitchell C., Stroud D., Wotton S. & Musgrove A. (2011). *Waterbirds in the UK 2009/10 : The Wetland Bird Survey*. BTO/RSPB/JNCC. Thetford.

Hötter H. (1991). Waders Breeding on Wet Grasslands in the Countries of the European Community - a Brief Summary of Current Knowledge on Population Sizes and Population Trends. *Wader Study Group Bull.* 61 : 1– 107.

Hüppop O. & Gabrielsen G.W. (1999). Energetic consequences of human disturbances. In : Adams N.J. & Slotow R.H. (eds). Proc. 22 Int. Ornithol. Congr., Durban : 3209-3210.

Ibañez F. & Trollet B. (1992). Un cas de fidélité au site de nid chez la Barge à queue noire *Limosa limosa*. *Alauda* 60 : 111.

Isenmann P., Benmergui M., Browne P., Ba A.D., Diagana C.H., Diawara Y. & Ould Sidaty Z.E.A. (2010). *Oiseaux de Mauritanie. Birds of Mauritania*. S.E.O.F., Paris : 408 p.

Janin P. (1985). Données récentes sur les nouveaux sites de nidification de la Barge à queue noire *Limosa limosa* (L.) dans la vallée de la Saône. *L'Oiseau et R.F.O.* 55 : 149-151.

Janin G. & Janin P. (1980). Nidification probable de la Barge à queue noire *Limosa l. limosa* (L.) dans la vallée de la Saône. *Le Bièvre* 2 : 189-190.

Jensen F.P., Béchet A. & Wymenga E. (2008). *International single Action Plan for the Conservation of Black-tailed godwit* (*Limosa limosa*). AEWA Technical Series N°37. Bonn : 49 p.

Jiguet, F., Godet L. & Devictor V. (2012). Hunting and the fate of French breeding waterbirds. *Bird Study* 39 : 474-482.

Johansson T. (2001). Habitat selection, nest predation and conservation biology in a black-tailed godwit (*Limosa limosa*) population. Acta Universitatis Upsaliensis. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 610. Uppsala : 38 p.

Johnson O.W. (1979). Biology of shorebirds summering on Enewetak Atoll. *Studies in Avian Biology* 2 : 193-205.

Jónsson J.E. & Gunnarsson T.G. (2010). Predator chases by breeding waders : interspecific comparison of three species nesting in Iceland. *Wader Study Group Bull.* 117 : 145-149.

Joveniaux A. (coord.) (1993). *Atlas des oiseaux nicheurs du Jura*. Groupe Ornithologique du Jura, Lons-le-Saunier : 430 p.

Joyeux E., Guéret J-P., Trolliet B. & Texier A. (2014). Évolution des stationnements de la Barge à queue noire *Limosa limosa* en Marais poitevin en période pré-nuptiale. *Alauda* 82 : 233-240.

Katrínardóttir B. (2012). *The importance of icelandic riverplains as breeding habitats for Whimbrels* *Numenius phaeopus*. Meistararitgero. Lif-og umhverfi svísindadeild. Háskóli Islands : 50 p.

Kelly S., Donaghy A. & O'Donoghue B. (2016). Curlew (*Numenius arquata*) Surveys in the Republic of Ireland in 2015 & 2016. Proc. IWSG Conference 9-12 september 2016. Trabolgan : 18.

Kempf C. (1979). Reproduction de la Barge à queue noire *Limosa limosa* près de Strasbourg (Bas-Rhin). *Ciconia* 3 : 168-173.

Kentie R. (2015). Spatial demography of black-tailed godwits: Metapopulation dynamics in a fragmented agricultural landscape. Université de Groningen : 163 p.

Kentie R., Both C., Hooijmeijer J.C. & Piersma T. (2015). Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. *Ibis* 157 : 614–625.

Kentie R., Hooijmeijer J. & Piersma T. (2008). Measuring source-sink dynamics in a Black-tailed Godwit *Limosa limosa limosa* breeding population. *Wader Study Group Bull.* 115 : 209.

Kentie R., Hooijmeijer J. C., Trimbos K. B., Groen N. M. & Piersma T. (2013). Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebird chicks. *J. Appl. Ecol.* 50 : 243–251.

Kentie R., Senner N.R., Hooijmeijer J.C.E.W., Márquez-Ferrando R., Figuerola J., Masero J.A., Verhoeven M.A. & Piersma T. (2016). Estimating the size of the Dutch breeding population of Continental Black-tailed Godwits from 2007–2015 using resighting data from spring staging sites. *Ardea* 114 : 213-225.

Kipp M. (1982). Ergebnisse individueller Farbberingung beim Großen Brachvogel und ihre Bedeutung für den Biotopschutz. *Beih. Veröff. Natursch. Landschaft. Bad.-Württ.* 25 : 87-96.

Kirby J.S., Clee C. & Seager V. (1993). Impact and extent of recreational disturbance to wader roosts on the Dee estuary : some preliminary results. *Wader Study Group Bull.* 68 : 53-58.

Kleijn D. & Lammertsma D. (2013). *Conserving the Black-tailed Godwit*. Alterra report 2366. Alterra, Wageningen : 48 p.

Kleijn D., Berendse F., Smit R. & Gilissen, N. (2001). Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413 : 723–725.

Kleijn D., Schekkerman H., Dimmers W.J., van Kats R.J.M., Melman T.C.P., Teunissen W.A. (2010 a). Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of black-tailed godwit *Limosa l. limosa* in the Netherlands. *Ibis* 152 : 475-486.

Kleijn D., van der Kamp J., Moreiro H., Ndiaye I., Wymenga E. & Zwarts L. (2010 b). *Black-tailed Godwits in West African winter staging areas: habitat use and hunting-related mortality*. Alterra-report 2058. Wageningen : 32 p.

Klein M.L., Humphrey S.R. & Percival H.F. (1995). Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conservation Biology* 9 : 1454-1465.

Klok C., van der Hout A. & Bodt J. (2006). Population growth and development of the earthworm *Lumbricus rubellus* in a polluted field soil: Possible consequences for the godwit (*Limosa limosa*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 25 : 213-219.

Klok C., Roodbergen M. & Hemerik L. (2009). Diagnosing declining grassland wader populations using simple matrix models. *Animal Biology* 59 : 127-144.

Koolhaas A., Dekinga A. & Piersma T. (1993). Disturbance of foraging Knots by aircraft in the Dutch Wadden Sea in August-October 1992. *Wader Study Group Bull.* 68 : 20-22.

Kot M. (2001). *Elements of mathematical ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK : 453 p.

Kruk M., Noordervliet M.A.W. & Ter Keurs W.J. (1998). Natal philopatry in the Black-tailed Godwit *Limosa limosa* L. and its possible implications for conservation. *Ringings & Migration* 19 : 13-16.

Kuijper D.P.J., Wymenga E., van der Kamp J. & Tanger D. (eds.) (2006). *Wintering areas and spring migration of the Black-tailed Godwit. Bottlenecks and protection along the migration route*. A & W- rapport 820. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek. Veenwoude : 152 p.

Laidlaw R.A., Smart J., Smart M.A. & Gill J.A. (2015). The influence of landscape features on nest predation rate of grassland-breeding waders. *Ibis* 157 : 700-712.

Langendoen T. & Flink S. (2012). IWC Annual National Totals (African-Eurasian Region 2009-2011). www.wetlands.org.

Langgemach T. & Bellebaum J. (2005). Prädation und Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126 : 259-298.

Lappo E., Tomkovich P.P. & Syroechkovskiy E.E. (2012). *Atlas of breeding waders in the Russian Arctic*. Institute of geography, Russian academy of sciences, Moscou : 396 p.

Laursen K. (2005). Curlews in the Wadden Sea - Effects of Shooting Protection in Denmark. *Wadden Sea Ecosystem* 20 : 171-183.

Ławicki Ł., Wylegała P., Batycki A., Kajzer Z., Guentzel S., Jasiński M., Kruszyk R., Rubacha S. & Żmihorski M. (2011) : Long-term decline of grassland waders in western Poland. *Vogelwelt* 132 : 101-108.

Lebedeva E.A. (1998). Waders in agricultural habitats of European Russia. *International Wader Studies* 10 : 315-324.

Lewtak J. & Trzciński K. (2014). *Krajowy Plan Ochrony Kulika Wielkiego (projekt)*. Towarzystwo Przyrodnicze "Bocian", Warszawa : 88 p.

Leyrer J., Brown D., Gerritsen G., Hötter H. & R. Ottval (eds). (2017). *International Multispecies Action Plan for the conservation of Breeding Wader in Wet Grassland Habitats in Europe (2018-2028)*. Report of Action A13 under the framework of Project LIFE EuroSAP (LIFE 14 PRE/UK/002). NABU, RSPB, VBN and SOF (rapport inédit).

Lindström, Å. Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & A. Lehikoinen. (2015). Large-scale monitoring of waders on their boreal and arctic breeding grounds in northern Europe. *Ardea* 103 : 3-15.

Lopes R.J., Alves J.A., Gill J.A., Gunnarsson T.G., Hooijmeijer J., Lourenço P.M., Masero J.A., Piersma T., Potts P.M., Rabaçal B., Reis S., Sanchez-Guzman J.M., Santiago-Quesada F. & Villegas A. (2013). Do different subspecies of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* overlap in Iberian wintering and staging areas? Validation with genetic markers. *J. Ornithol.* 154 : 35-40.

Lourenço P.M. (2010). Staging ecology of Black-tailed godwits in portuguese rice fields and correlations with breeding season events. *Wader Study Group Bull.* 117 : 138-139.

Lourenço P.M., Kentie R., Schroeder J., Alves J.A., Groen N.M., Hooijmeijer J. & Piersma T. (2010). Phenology, stopover dynamics and population size of migrating Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* in Portuguese rice plantations. *Ardea* 98 : 35-42.

Lourenço P.M., Kentie R., Schroeder J., Hooijmeijer J. & Piersma T. (2008). The story of Y1YYYY : the most famous Dutch Black-tailed Godwit. *Wader Study Group Bull.* 115 : 210.

Lourenço P.M. & Piersma T. (2008 a). Changes in the non-breeding distribution of Continental Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* over 50 years: a synthesis of surveys. *Wader Study Group Bull.* 115 : 91-97.

Lourenço P.M. & Piersma T. (2008 b). Stopover ecology of Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* in Portuguese ricefields : a guide on where to feed in winter. *Bird Study* 55 : 194-202.

LPO & ONCFS (2012). Anatidés et limicoles en France. LPO-ONCFS : 19 p.

MacDonald M.A. & Bolton M. (2008). Predation on wader nests in Europe. *Ibis* 150 : 54–73.

Madsen J. & Fox A.D. (1995). Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildlife Biology* 1 : 193-207.

Mahéo R. (1978-2011). *Limicoles séjournant en France (Littoral). Janvier 1977 à 2011.* Rapports annuels WI/ONCFS.

Mahéo R. & Le Dréan-Quénc'hdu S. (2012-2017). *Limicoles séjournant en France (Littoral). Janvier 2012 à 2017.* Rapports annuels WI/ONCFS.

Mahéo R. & Triplet P. (2001). Le Courlis cendré *Numenius arquata* hivernant en France : évolution des effectifs et modalités d'occupation de l'espace. *Alauda* 69 : 1-8.

Malpas L.R., Kennerley R.J., Hirons G.J.M., Sheldon R.D., Ausden M., Gilbert J.C. & Smart J. (2013). The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. *J. Nat. Conserv.* 21 : 37–47.

Mandema F.S., Tinbergen J.M., Ens B.J. & Bakker J.P. (2013). Livestock grazing and trampling of birds' nests: an experiment using artificial nests. *Journal of Coastal Conservation* 17 : 409 - 416.

Márquez-Ferrando R., Hooijmeijer J., Groen N., Piersma T. & Figuerola J. (2011). Could Doñana, SW Spain, be an important wintering area for continental Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* ? *Wader Study Group Bull.* 118 : 82-86.

Márquez-Ferrando R., Remisiewicz M., Masero J.A., Kentie R., Senner N., Verhoeven M.A., Hooijmeijer J.C.E.W., Pardal S., Sarasa M., Piersma T. & Figuerola J. (2018). Primary moult of continental Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* in the Doñana wetlands, Spain. *Bird Study* 65 : 132 – 139, doi.org/10.1080/00063657.2018.1443055

Masero J.A., Santiago-Quesada F., Sánchez-Guzmán J.M., Abad-Gómez J.M., Auxiliadora V., Albano N. (2009). Geographical origin, return rates, and movements of the near-threatened Black-tailed Godwit *Limosa limosa* at a major stopover site of Iberia. *Ardeola* 56 : 253-258.

Masero J.A., Santiago-Quesada F., Sánchez-Guzmán J.M., Auxiliadora V., Abad-Gómez J.M., Lopes R.J., Encarnação V., Corbacho C., Morán R. (2011). Long lengths of stay, large numbers, and trends of the Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in rice fields during spring migration. *Bird Cons. Int.* 21 : 12–24.

Mason L., Smart J. & Drewitt A.L. (2018). Tracking day and night provides insights into the relative importance of different wader chick predators. *Ibis* 160 : 71-88.

Melman T.C.P., Schotman A.G.M., Hunink S. & de Snoo G.R. (2008). Evaluation of meadow bird management, especially black-tailed godwit (*Limosa limosa* L.), in the Netherlands. *Journal for Nature Conservation* 16 : 88-95.

Meltofte H. (1986): Hunting as a possible factor in the decline of fenno-scandinavian populations of curlews *Numenius arquata*. *Vår Fågelvärld* 11 : 135-140.

Meltofte, H. & P. Clausen. (2016). Trends in staging waders on Tipperne reserve, western Denmark 1929-2914 with a critical review of trends in the flyway populations. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 110 : 1-72.

Mendez V., Alves J.A., Gill J.A. & Gunnarsson T.G. (2018). Patterns and processes in shorebird survival rates: a global review. *Ibis*. DOI : 10.1111/ibi.12586.

Merlet F. (1961). La Barge à queue noire et sans doute aussi le Chevalier gambette, nicheurs en Sologne. *Oiseaux de France* 11 : 31-32.

Meyer N. (2016). Protecting Eurasian Curlew *Numenius arquata* in agricultural grassland. Proc. IWSG Annual Conference 1-5 october, Ásbrú : 80-81.

Meyer N. & Hötter H. (2017). Protecting Eurasian Curlew (*Numenius arquata*) in its breeding habitat : What works and what doesn't? P. 63 in Sitters H. (ed.): Abstracts of the International Wader Study Group Conference, 15-18 september 2017, Prague.

Molina B., Prieta J., Lorenzo J.A. & López-Jurado C. (2010). Noticiario ornitológico. *Ardeola* 57 (2) : 517-549.

Monnat J.Y. (1968). Nidification de la Barge à queue noire (*Limosa limosa*) en Basse-Bretagne. *Ar Vran* 1 : 133-138.

Musters C.J.M., ter Keurs W.J. & de Snoo G.R. (2010). Timing of the breeding season of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in The Netherlands. *Ardea* 98 : 195-202.

Mustin K., Arroyo B., Beja P., Newey S., Irvine R.J., Lestler J. & Redpath S.M. (2018). Consequences of game bird management for non-game species in Europe. *J. Appl. Ecol.* : 1-11.

Nagy S. & T. Langendoen. (2017). *Flyway trend analyses based on data from the African-Eurasian Waterbird Census from the period of 1967-2015*. Wetlands International, Wageningen.

Navedo J.G. & Masero J.A. (2007). Measuring potential negative effects of traditional harvesting practices on waterbirds : a case study with migrating curlews. *Animal Conservation* 10 : 88-94.

Newton I. (2017). *Farming and birds*. HarperCollins, London : 628 p.

Niel C. & J.D. Lebreton. (2005). Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19 : 826-835.

Noordwijk van A.J. & Thomson D.L. (2008). Survival rates of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* breeding in The Netherlands estimated from ring recoveries. *Ardea* 96 : 47-57.

Oosterveld E.B., van Lierop S. & Sikkema M. (2009). Use of unfertilised margins on intensively managed grassland by Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Redshank *Tringa totanus* chicks. *Wader Study Group Bull.* 116 : 69-74.

Pálsdóttir K. (1992). Eggjaát hjá kindum. *Bliki* 12 : 55-56.

Pearce-Higgins J., Brown D., Douglas D.J.T., Alves J., Bellio M., Bocher P., Buchanan G.M., Clay R.P., Conklin J., Crockford N., Dann P., Elts J., Friis C., Fuller R.A., Gill J.A., Gosbell K., Johnson J.A., Marquez-Ferrando R., Masero J.A., Melville D.S., Millington S., Minton C., Mundkur T., Nol E., Pehlak H., Piersma T., Robin F., Rogers D.I., Ruthrauff D.R., Senner N.R., Shah J.N., Sheldon R.D., Soloviev S.A., Tomkovich P.S. & Verkuil Y. (2017). A global threats overview for Numeniini populations: synthesising expert knowledge for a group of declining migratory birds. *Bird Conservation International* 27 : 6-34.

Pearce-Higgins J.W., Grant M.C., Beale C.M., Buchanan G.M. & Sim I.M.W. (2009 a). International importance and drivers of change of upland bird populations. In Bonn A., Allott T., Hubacek K. & Stewart J. (eds.). *Drivers of Environmental Change in Uplands* : 209-227. Routledge, London.

Pearce-Higgins J.W., Stephen I., Langston R.H.W., Bainbridge I.P. & Bullman R. (2009 b). The distribution of breeding birds around uplands wind farms. *J. Appl. Ecol.* 46 : 1323-1331.

Pfister C., Harrington B.A. & Lavine M. (1992). The impact of human disturbance on shorebirds at a migration staging area. *Biological Conservation* 60 : 115-126.

Ponsero A., Triplet P., Aulert C., Joyeux E., Meunier F. & Périn R. (2008). Rythme hivernal d'alimentation du Courlis cendré *Numenius arquata* dans cinq grandes baies et estuaires français. *Alauda* 76 : 89-100.

Prater A.J. (1975). The Wintering Population of the Black-Tailed Godwit. *Bird Study* 22 : 169-176.

Qninba A., Dakki M., Benhoussa A. & El Agbani M-A. (2007). Rôle de la côte Atlantique marocaine dans l'hivernage des limicoles (*Aves, Charadrii*). *Ostrich* 78 : 489-493.

Quaintenne G. & les coordinateurs-espèce. (2014). Les oiseaux nicheurs rares et menacés en France en 2014. *Ornithos* 23 : 65-101.

Reijnen R. & Foppen R. (2006). Impact of road traffic on breeding bird populations. In Davenport J.D. & Davenport J.L. (eds.), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, Springer : 255 - 274.

Reijnen R., Foppen R. & Meeuwsen H. (1996). The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75 : 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. *Biodivers. Conserv.* 6 : 567-581.

Rickenbach O., Gruebler M.U., Schaub M., Koller A., Naef-Daenzer B. & Schifferli L. (2011). Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chick survival. *Ibis* 153 : 531–542.

Ridgill S.C. & Fox A.D. (1990). Cold weather movements of waterfowl in western Europe. *I.W.R.B. Special Publ.* 13 : 1-89.

Robin, F., Caillot, E., Deceuninck, B., Travichon, S. Trends in Numeniini populations in France during the non-breeding period. 2014. *Wader Study Group Bull.* 121 : 100.

Robin F., Dulac P., Crouzier P., Gélinaud G., Guéret J-P., Montfort D., Morel F., Phelippon C., Piette J., Triplet P. & Robin J-G. (2016). Nidification de la Barge à queue noire *Limosa limosa* en France : état des lieux. *Ornithos* 23 : 2-15.

Robinson R.A. (2005). Greenshank *Tringa nebularia*. In: BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain & Ireland (BTO Research Report 407). BTO, Thetford, U.K.

Roodbergen M. (2010). *Population dynamics of Black-tailed Godwits in the light of heavy metal pollution*. Thèse, Université de Groningen : 152 p.

Roodbergen M. & Klok C. (2008). Timing of breeding and reproductive output in two Black-tailed Godwit populations in The Netherlands. *Ardea* 96 : 219-232.

Roodbergen M., Klok C. & van Hout A. (2008 a). Transfer of heavy metals in the food chain earthworm Black-tailed Godwit : comparison of a polluted and a reference site in The Netherlands. *Sci. Total Environ.* 406 : 407-412.

Roodbergen M., Klok C. & Schekkerman H. (2008 b). The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits in The Netherlands is not explained by changes in adult survival. *Ardea* 96 : 207-218.

Roodbergen M., van der Werf B. & Hötter H. (2012). Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *J. Ornithol.* 153 : 53–74.

Roos S., Knott J. & Gibbons D. (2014). Predation and upland birds. Proceedings of the BOU's 2014 Annual Conference Ecology and conservation of birds in upland and alpine habitats.

Roux F. (1959). Quelques données sur les Anatidés et Charadriidés paléarctiques hivernant dans la basse vallée du Sénégal et sur leur écologie. *Terre et Vie* 13 : 315-321.

Ryabitshev V.K. (2000). On the population ecology of the gray plover in the northern Yamal Peninsula. *Russian Journal of Ecology* 31: 108–112.

Sæther B-E. & Bakke Ø. (2000). Avian Life History Variation and Contribution of Demographic Traits to the Population Growth Rate. *Ecology* 81: 642-653.

Sæther B-E. & Engen S. (2002). Patterns of variation in avian population growth rate. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 357 : 1185-1195.

Sæther B-E., Engen S. & Matthysen E.. (2002). Demographic Characteristics and Population Dynamical Patterns of Solitary Birds. *Science* 295 : 2070-2073.

Sandercock B.K. (2003). Estimation of survival rates for wader populations: a review of mark-recapture methods. *Wader Study Group Bull.* 100 : 163-174.

Santiago-Quesada F., Masero J.A., Albano N. & Sánchez-Guzmán J.M. (2010). Determinants of habitat use in Black-tailed Godwits migrating through rice fields. *Wader Study Group Bull.* 117 : 218.

Schaefer M.B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Inter-American Trop. Tuna Comm.* 1 : 26-56.

Schekkerman H. (2007). Key issues influencing breeding season processes in *Limosa l. limosa*. *Wader Study Group Bull.* 114 : 15.

Schekkerman H., Beintema A.J. (2007). Abundance of invertebrates and foraging success of black-tailed godwit *Limosa limosa* chicks in relation to agricultural grassland management. *Ardea* 95 : 39–54.

Schekkerman H. & Boele A. (2009). Foraging in precocial chicks of the black-tailed godwit *Limosa limosa*: vulnerability to weather and prey size. *J. Avian Biology* 40 : 369-379.

Schekkerman H. & Teunissen W. (2006). Predatie : een probleem erbij voor onze weidevogels ? *De Levende Natuur* 107 : 121-125.

Schekkerman H., Teunissen W. & Oosterveld E. (2005). *Resultaatonderzoek Nederland Gruttoland; broedsucces van grutto's in beheersmozaïeken in vergelijking met gangbaar agrarisch graslandgebruik*. Alterra-report 1291. Alterra, Wageningen.

Schekkerman H., Teunissen W.A. & Oosterveld E. (2008). The effect of ‘mosaic management’ on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *J. Appl. Ecol.* 45 : 1067-1075.

Schekkerman H., Teunissen W. A., & Oosterveld E. (2009). Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *J. Ornithol.* 150 : 133-145.

Schroeder J. (2010). *Individual fitness correlates in the Black-tailed Godwit*. Thèse Université de Groningen : 206 p.

Schroeder J., Hinsch M., Hooijmeijer J. & Piersma T. (2009). Faillissement dreigt voor Nederlandse weidevogelbeleid. *De Levende Natuur* 110 : 333-338.

Schroeder J., Piersma T., N.M. Groen, Hooijmeijer J., Kentie R., Lourenço P.M., Schekkerman H. & Both C. (2012). Reproductive timing and investment in relation to spring warming and advancing agricultural schedules. *J. Ornithol.* 153 : 327–336.

Schwemmer P., Enners L. & Garthe S. (2016). Migration routes of Eurasian Curlews (*Numenius arquata*) resting in the eastern Wadden Sea based on GPS telemetry. *J. Ornithol.* 157 : 901-905.

Schwemmer P., Enners L. & Garthe S. (2017). Migration patterns of Eurasian Curlews (*Numenius arquata*) wintering in the northern Wadden Sea. P. 75-76 in Sitters H. (ed.): Abstracts of the International Wader Study Group Conference, 15-18 september 2017, Prague.

Sharpe F., Clark J. & Leech D. (2008). Does variation in demographic parameters account for regional variation in Northern Lapwing *Vanellus vanellus* population declines across Great Britain? *Bird Study* 55 : 247–256.

Sigwalt P. (1989). Courlis cendré *Numenius arquata*. In Centre d'Etudes Ornithologiques d'Alsace. Livre Rouge des Oiseaux nicheurs d'Alsace. *Ciconia* 13, Numéro spécial : 103-108.

Sigwalt P. (1992). Quel avenir pour le Courlis cendré en Alsace ? *Ciconia* 16 : 49-50.

Sigwalt P. (1994). Courlis cendré *Numenius arquata*. In Yeatman-Berthelot D. & Jarry G. (eds). *Nouvel Atlas des oiseaux nicheurs de France*. Société Ornithologique de France. Paris : 303-305.

Sigwalt P. & Landmann G. (1979). Etude d'une population de Courlis cendrés dans le Ried de Muttersholtz (Bas-Rhin) 48.16N - 7.32E. *Ciconia* 3 : 61-67.

Skeel M. A. (1983). Nesting success, density, philopatry, and nest-site selection of the Whimbrel (*Numenius phaeopus*) in different habitats. *Can. J. Zool.* 61 : 218-225.

Smit C.J. & Visser G.J.M. (1993). Effects of disturbance on shorebirds : a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and the Delta area. *Wader Study Group Bull.* 68 : 6-19.

Smith R.K., Pullin A.S., Stewart G.B. & Sutherland W. (2010). Effectiveness of Predator Removal for Enhancing Bird Populations. *Conservation Biology* 24 : 820-829.

Smith, R.K., Pullin, A.S., Stewart, G.B. & Sutherland, W.J. (2011). Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? *Biol. Conserv.* 144 : 1–10.

Souchay G, Schaub M (2016) Investigating Rates of Hunting and Survival in Declining European Lapwing Populations. *PLoS ONE* 11(9): e0163850.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163850>

SOVON (2018). Netwerk Ecologische Monitoring, SOVON & CBS, www.sovon.nl.

Spitz F. (1959). Une mise au point sur la nidification du Courlis cendré en France. *Oiseaux de France* 9 (3-4), n° 26 : 26-31.

Sueur F. (1979). Courlis cendré *Numenius arquata orientalis* et Barge rousse *Limosa lapponica baueri* / *L. l. menzbieri* sur le littoral picard. *L'Avocette* 3 (1-2) : 25-26.

Sueur F., Desprez M., Fagot C. & Triplet P. (2003). La Baie de Somme : un site sous-exploité par les oiseaux d'eau. *Alauda* 71 : 49-58.

Tamisier A., Béchet A., Jarry G., Lefeuvre J.-C. & Le Maho Y. (2003). Effets du dérangement par la chasse sur les oiseaux d'eau. *Revue de littérature. Rev. Ecol. (Terre Vie)* 58 (4) : 435-449.

Taylor R.C. & S.G. Dodd. (2013). Negative impacts of hunting and suction-dredging on otherwise high and stable survival rates in Curlew *Numenius arquata*. *Bird Study* 60 : 221-228.

Teunissen W.A., Schekkerman H. & Willems F. (2005). *Predatie bij weidevogels. Op zoek naar de mogelijke effecten van predatie op de weidevogelstand*. SOVON onderzoeksrapport 2005/11. Alterra document 1292. SOVON, Beek-Ubbergen & Alterra, Wageningen : 136 p.

Teunissen W., Schekkerman H., Willems F. & Majoor F. (2008). Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. *Ibis* 150 (Suppl. 1) : 74-85.

Teunissen W. & Sooldat L. (2005). Indexen en trends van een aantal weidevogelsoorten uit het Weidevogelmeetnet. Periode 1990-2004. *SOVON-informatie* 2005/13 : 14 p.

Tharme A.P., Green R.E., Baines D., Bainbridge I.P. & O'Brien M. (2001). The effect of management for red grouse shooting on the population density of breeding birds on heather-dominated moorland. *J. Appl. Ecol.* 38 : 439-457.

Thompson D.B.A., Thompson P.S. & Nethersole-Thompson D. (1986). Timing of breeding and breeding performance in a population of Greenshanks (*Tringa nebularia*). *Journal of Animal Ecology* 55 : 181–199.

Tjørve K.M.C. & Tjørve E. (2010). Contrasting reactions to human disturbance in Eurasian Oystercatchers *Haematopus ostralegus* on the south coast of Norway. *Wader Study Group Bull.* 117 : 62-63.

Treffer S.M., Thyen S. & Heckroth M. (2010). Islands of the European Wadden Sea : predator-free paradise for breeding waders ? *Wader Study Group Bull.* 117 : 219.

Triplet P., Gueye I. & Guissé S.S. (2017). Développement de la riziculture irriguée et conservation des oiseaux d'eau dans le delta du fleuve Sénégal : coexistence ou incompatibilité ? *Alauda* 85 : 253-260.

Triplet P., Morand M.-E., Bacquet S., Lahilaire L., Sueur F. & Fagot C. (1998). Activités humaines et dérangements des oiseaux dans la Réserve naturelle de la baie de Somme. *Bull. mens. ONC* 235 : 8-15.

Triplet P., Sournia A., Joyeux E. & Le Dréan-Quénec'hdu S. (2003). Activités humaines et dérangements : l'exemple des oiseaux d'eau. *Alauda* 71 : 305-316.

Trollet B. (2013 a). *Sur la suspension de la chasse de la Barge à queue noire*. ONCFS : 63 p.

Trollet B. (2013 b). *Sur la suspension de la chasse du Courlis cendré*. ONCFS : 30 p.

Trollet B. (2014). *Plan national de gestion (2015-2020) de la Barge à queue noire* (*Limosa limosa*). ONCFS : 102 p.

Trollet B., Mahéo R., Le Dréan Quénec'hdu S., Boudina S. & Girard O. (2017). Les limicoles côtiers hivernant en France métropolitaine. *Faune sauvage* 316 : 4-11.

Trollet B., Bonnin P. & Farau S. (2018). Les prélèvements cynégétiques de Vanneaux huppés et de Pluviers dorés en France. *Faune sauvage* 318 : 9 - 14.

Trollet B., Bonnin P. & Farau S. (sous presse). Les prélèvements cynégétiques de limicoles côtiers en France. *Faune sauvage* 319.

Trollet B. & Farau S. (2015). *Plan national de gestion de la Barge à queue noire*. ONCFS, FDC85 : 146 p.

Trollet B., Fouquet M., Triplet P., Girard O. & Yésou P. (1995). A propos de l'hivernage de la Barge à queue noire *Limosa limosa* dans le delta du Sénégal. *Alauda* 63 : 246-247.

Trolliet B. & Girard O. (2000). Le vanneau huppé, le pluvier doré et autres limicoles. *Faune sauvage* 251 : 168-183.

Trolliet B. & Ibañez F. (1990). Les effectifs de la Barge à queue noire *Limosa limosa* nicheuse en Vendée. *L'Oiseau et RFO* 60 : 207-211.

Trotignon J. (1983). Les oiseaux aquatiques nicheurs de la Brenne (Indre). *L'Oiseau et R.F.O.* 53 : 13-41.

Tryjanowski P., Sparks T. H., Kamieniarz R. & Panek M. (2009). The relationship between hunting methods and sex, age and body weight in a non-trophy animal, the red fox. *Wildlife Research* 36 : 106–109.

Turpaud-Fizzala V., Babin E., Lemarchand C. & Bonnet R. (2012). *Etude et protection du Courlis cendré en Deux-Sèvres - 2010-2011*. Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres : 56 p. & annexes.

UICN France, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2016). La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine. Paris, France.

Urfi A.J., Goss-Custard J.D. & Durell S.E.A. le V. Dit (1996). The ability of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to compensate for lost feeding time : field studies on individually marked birds. *J. Appl. Ecol.* 33 : 873-883.

Valkama J. & Currie D. (1999). Low productivity of Curlews *Numenius arquata* on farmland in southern Finland : Causes and consequences. *Ornis Fennica* 76 : 65-70.

Valkama J., Currie D. & Korpimäki E. (1999). Differences in the intensity of nest predation in the curlew *Numenius arquata*: a consequence of land use and predator densities? *Ecoscience* 6 : 497-504.

van Roomen M., Nagy S., Foppen R., Dodman T., Citegetse G. & Ndiaye A. (2015). *Status of coastal waterbird populations in the East Atlantic Flyway 2014. With special attention to flyway populations making use of the Wadden Sea*. Programme Rich Wadden Sea, Leeuwarden, The Netherlands. Sovon, Nijmegen. Wetlands International, Wageningen. BirdLife International, Cambridge & Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.

Vaucher C. (1952). La nidification de la Barge à queue noire en Dombes. *Nos Oiseaux* 21 : 177-183.

Veiga J. (1984). Régime alimentaire de la bécassine des marais (*G. gallinago*) sur le bassin d'Arcachon (Gironde). *Gibier Faune Sauvage* 2 : 5-43.

Verhulst J., Kleijn D. & Berendse F. (2007). Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders. *J. Appl. Ecol.* 44 : 70-80.

Verhoeven M.A., Loonstra A.H.J., Hooijmeijer J.C.E.W., Masero J.A., Piersma T. & Senner N.R. (2018). Generational shift in spring staging site use by a long-distance migratory bird. *Biol. Lett.* 14 : 20170663.

Vickery J.A. *et al.* The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J. Appl. Ecol.* **38**, 647–664 (2001).

Virzi T. (2010). The effect of human disturbance on the local distribution of American Oystercatchers breeding on barrier island beaches. *Wader Study Group Bull.* 117 : 19-26.

Vliet van der R.E., van Dijk J. & Wassen M.J. (2010). How different landscapes elements limit the breeding habitat of meadow bird species. *Ardea* 98 : 203-209 .

Waterman E., Tulp I., Reijnen R., Krijgsveld K. & Braak ter C. (2004). Noise disturbance of meadow birds by railway noise. Proc. 33th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering. Prague.

Wernham C.V., Toms M.P., Marchant J.H., Clark J.A., Siriwardena G.M. & Baillie S.R. (2002). *Migration Atlas : movements of the birds of Britain and Ireland*. T & A.D. Poyser, Londres : 884 p.

West A.D., Goss-Custard J.D., Stillman R.A., Caldow R.W.G., Durell S.E.A. le V. Dit & McGrorty S. (2002). Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. *Biological Conservation* 106 : 319-328.

Wetlands International (2018). "*Waterbird Population Estimates*". Retrieved from wpe.wetlands.org on Wednesday 14 Mar 2018.

Wilson A.M., Ausden M. & Milsom T.P. (2004). Changes in breeding wader populations on lowland wet grasslands in England and Wales: causes and potential solutions. *Ibis* 146 : 32–40.

Williams B.K., Nichols J.D. & M.J. Conroy. (2002). *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego, California, USA, 817 p.

www.bto.org/volunteer-surveys/bbs/latest-results/trend-graphs. BTO/JNCC/RSPB Breeding Bird Survey.

Yasué M. (2006). Environmental factors and spatial scale influence shorebirds' responses to human disturbance. *Biological Conservation* 128 : 47-54.

Yeatman L. (1976). *Atlas des oiseaux nicheurs de France de 1970 à 1975*. Société Ornithologique de France. Paris : 282 p.

Ylimaunu O., Ylimaunu J., Hemminki O. & Liehu H. (1987). Breeding ecology and size of the breeding Curlew *Numenius arquata* population in Finland. *Lintumies* 22 : 98-103. (En Finlandais).

Zwarts L., Bijlsma R.G., van der Kamp J. & Wymenga E. (2009). *Living on the edge : Wetlands and birds in a changing Sahel*. KNNV, Zeist : 564 p.

REMERCIEMENTS

Ce document a bénéficié des contributions d'un groupe de travail dédié à l'évaluation de ces moratoires et associant, sous l'égide de la Direction de l'eau et de la biodiversité du ministère chargé de l'environnement, le Muséum national d'histoire naturelle, la Fédération nationale des chasseurs, France Nature Environnement, la Ligue pour la protection des oiseaux, l'Association nationale des chasseurs de gibier d'eau et l'Office national de la chasse et de la faune sauvage. Y ont participé Jean-Pierre Arnauduc (FNC), Dominique Aribert (LPO), Mathieu Boos (FNC), Jean-Marie Boutin (ONCFS), Yves Butel (FNC), Mireille Celdran (DEB), Jacques Comolet-Tirman (MNHN), Bernard Deceuninck (LPO), Yves Ferrand (ONCFS), François Lamarque (DEB), Clara Matignon (FNC), Jérémy Miroir (ANCGE), Dominique Py (FNE), Frédéric Robin (LPO), Bertrand Trolliet (ONCFS) et Didier Vergy (ANCGE).

Nous avons aussi plaisir à remercier l'ensemble de ceux, trop nombreux pour être cités, qui sont à l'origine de nombreuses données inédites utilisées dans ce document, plus particulièrement Michel Fouquet, Olivier Girard, Emmanuel Joyeux, la Ligue pour la protection des oiseaux, le service départemental de l'ONCFS de Vendée, et la Fédération départementale des chasseurs de Vendée. Merci aussi à Pascal Bonnin, Alain Chalopin, Olivier Clément et Sylvain Debrielle, qui nous ont aimablement communiqué les statistiques de prélèvements cynégétiques en Vendée, dans la région des Pays de la Loire et dans les Ardennes. Nous sommes aussi redevables, pour leur aide, à Philippe Aubry, Olivier Girard, Saadia Boudina, Kevin Le Rest et Charlotte Francesiaz.

Crédit photographique : M. Benmergui (p. 15, 61), B. Trolliet/ONCFS (couverture, p. 19, 47, 76, 99, 101), T. Trolliet (p. 37, 75, 79, 92, 102).