



## PROGRAMME PREDATEUR PROIE LYNX

# **Bilan démographique et cartographie des lynx boréal, *Lynx lynx*, présents sur les sites pilotes de l'Ain et du Jura par piégeage photographique**

Juin 2016 à Janvier 2018



Anne Deharte

Stage Master césure Université Toulouse III Paul Sabatier

Office national de la Chasse et de la Faune sauvage

Direction Recherche et Expertise,

Unité Prédateurs et Animaux déprédateurs

Février 2019

# Bilan démographique et cartographie des lynx boréal, *Lynx lynx*, présents sur les sites pilotes de l'Ain et du Jura juin 2016 à janvier 2018

Anne Deharte

Stage Master césure

Université Toulouse III Paul Sabatier

Office national de la Chasse et de la Faune sauvage

Fevrier 2019

*SOUS LA DIRECTION DE :*

Christophe Duchamp, Chargé de recherche ONCFS - Unité Recherche et Expertise PAD

Delphine Chenesseau, Ingénieure d'étude et développement - ONCFS DIR Bourgogne Franche Comté

TUTEUR PEDAGOGIQUE :

Laurent Pelozuello – Responsable M2 *Gestion et Biodiversité*, Univ. Toulouse III

*Citation proposée : Dehart A. (2019). Bilan démographique et cartographie des lynx boréal, Lynx lynx, présents sur les sites pilotes de l'Ain et du Jura - juin 2016 à janvier 2018. Stage Master ONCFS UPAD / Univ Toulouse III. Fev – Aout 2018. 23p. + annexes*

## Table des matières

<b>Bilan démographique et cartographie des lynx boréal, <i>Lynx lynx</i>, présents sur les sites pilotes de l'Ain et du Jura par piégeage photographique</b> Juin 2016 à Janvier 2018 .....	1
A. Introduction .....	1
B. Le Programme prédateur-proies Lynx.....	3
I. Sites d'étude et d'acquisition des données.....	3
i. Aire d'étude .....	3
ii. Protocole de suivi par piège-photo sur les sites pilotes : .....	3
C. Harmonisation du plan d'échantillonnage et réalisation d'un « trombinoscope » des lynx résidents .....	5
I. Matériel et Méthode .....	5
iii. Standardisation du protocole de suivi sur les sites pilotes : .....	5
iv. Trombinoscopes des lynx résidents : .....	6
II. Résultats et discussion.....	7
i. Standardisation du protocole : .....	7
ii. Trombinoscopes lynx .....	8
D. Estimation démographique et cartographie des lynx sur les sites d'étude.....	9
I. Matériel et méthode .....	9
i. Les méthodes de capture marquage recapture .....	9
ii. La cartographie des domaines vitaux des individus .....	13
II. Résultats et discussion.....	13
i. Bilan des captures par piégeage photographique sur les sites pilotes.....	13
ii. Estimation d'effectifs par méthodes de Capture Marquage Recapture : .....	16
iii. Estimation des domaines vitaux et cartographie des recaptures photographiques .....	5
E. Conclusions et préconisations pour le suivi des lynx sur les sites d'étude du PPP .....	8
F. Bibliographie : .....	9
Annexes 1 : Trombinoscope du site pilote de l'Ain.....	11
Annexes 2 : Trombinoscope du site pilote du Jura.....	13

## A. Introduction

Le massif Jurassien comprend une des dix sous-populations européennes viables de lynx boréal, *Lynx lynx*. Ce noyau de population, à forts enjeux de conservation, est issu de l'émigration d'individus réintroduits en Suisse dans les années 1970 (Herrenschmidt et al., 1987), l'espèce ayant disparu de France au début du 20<sup>ème</sup> siècle (Stahl et al., 1998). Cette sous population s'est depuis développée et est maintenant installée de façon pérenne sur les départements de l'Ain, du Jura et du Doubs.

La conservation de cette espèce emblématique du massif Jurassien s'inscrit dans le cadre réglementaire du statut de protection nationale et internationale. Dans un massif également soucieux du maintien de l'équilibre entre les populations d'ongulés, les activités de chasse et la régénération forestière, un programme prédateur-proies lynx (PPP Lynx) a ainsi été initié, pour étudier le fonctionnement des populations de chevreuils *Capreolus capreolus* et de chamois *Rupicapra rupicapra*, en relation avec la pression des prélèvements cynégétiques et la prédation du lynx sur le Massif Jurassien. L'objectif de ce programme est, à terme, de développer des outils intégrant la présence du lynx, pour assurer une meilleure aide à la décision dans les stratégies de gestion des populations d'ongulés, de maintien d'un équilibre sylvo-cynégétique et de conservation du lynx.

Ce programme d'études est porté par les fédérations départementales des chasseurs (FDC) du Jura et de l'Ain, en partenariat avec l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS), le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) et avec la récente intégration de la FDC de Haute Savoie, connexe aux deux sites d'étude du Jura et de l'Ain (Annexe 1). Débuté en 2017, il a vocation à être conduit sur une dizaine d'années et comprend cinq volets interdépendants, pour couvrir l'ensemble des enjeux de conservation des espèces (Annexe 1):

- Le premier volet concerne l'analyse de la perception socio-culturelle du lynx par les différents acteurs locaux, ainsi que l'intégration de l'espèce dans le patrimoine naturel et culturel du Massif Jurassien.
- Le second volet porte sur l'analyse de la structure spatiale et temporelle de la pression cynégétique et de la pression de prédation du lynx sur les territoires pilotes.
- Le troisième volet considère l'analyse intégrée de l'influence des prélèvements d'ongulés par la chasse et par la prédation du lynx sur le bilan démographique des populations d'ongulés.
- Le quatrième volet étudie les variations d'utilisation de l'habitat par les populations d'ongulés soumis à la pression de la chasse et à la prédation du lynx ainsi que leurs conséquences sur la diversité végétale et la régénération forestière.
- Le cinquième volet, enfin, porte sur l'étude de l'influence des prélèvements d'ongulés, par la chasse et par la prédation du lynx, sur l'équilibre sylvo-cynégétique, au travers des indicateurs de changements écologiques.

Dans l'objectif d'établir un état des lieux des populations en présence, un bilan historique des suivis d'ongulés a été dressé. De même, un bilan de la présence du lynx a été conduit dans le cadre du Réseau Loup/lynx, en vue d'estimer les densités de lynx présents sur le massif Jurassien à grande échelle (Gatti et al 2014). Basée sur un dispositif

d'échantillonnage systématique par pièges photographiques répartis en réseau, la reconnaissance individuelle des animaux par les taches de leurs pelages ont permis de dresser des estimations de densités par la technique de capture, marquage et recapture (Blanc et al, 2013 ; Pesanti, 2011). Ce type de suivi est également réalisé périodiquement côté suisse par le KORA, organisme chargé du programme de suivis des grands carnivores en Suisse (Zimmermann et al, 2007, 2018) Dans le cadre du PPP Lynx, un réseau de pièges-photo a ainsi été mis en place, sur chacun des sites pilotes de l'Ain et du Jura, afin de réaliser un premier bilan des lynx occupant les territoires d'étude, à une échelle plus fine que celle déjà réalisée de manière extensive par le Réseau. Ce stage a pour finalité de réaliser un bilan cartographique des lynx résidents et des points de passages sur les 2 sites pilotes de l'Ain et du Jura, afin de déterminer quels individus pourront être équipés de colliers GPS. Il s'inscrit ainsi dans la réalisation du second volet d'étude du PPP Lynx sur le suivi des variations spatiales de la pression de prédation.

Trois objectifs ont été définis, 1) l'harmonisation du protocole de suivi des sites pilotes côté français avec les mises à jour réalisées pour celui du KORA suisse, 2) L'édition d'un « trombinoscope » des lynx présents et de passages sur les sites pilotes par identification des patrons de pelage individuels, et 3) la réalisation d'un bilan de la distribution spatiale et démographique des individus, via différentes approches comparatives de capture-marquage-recapture (CMR).

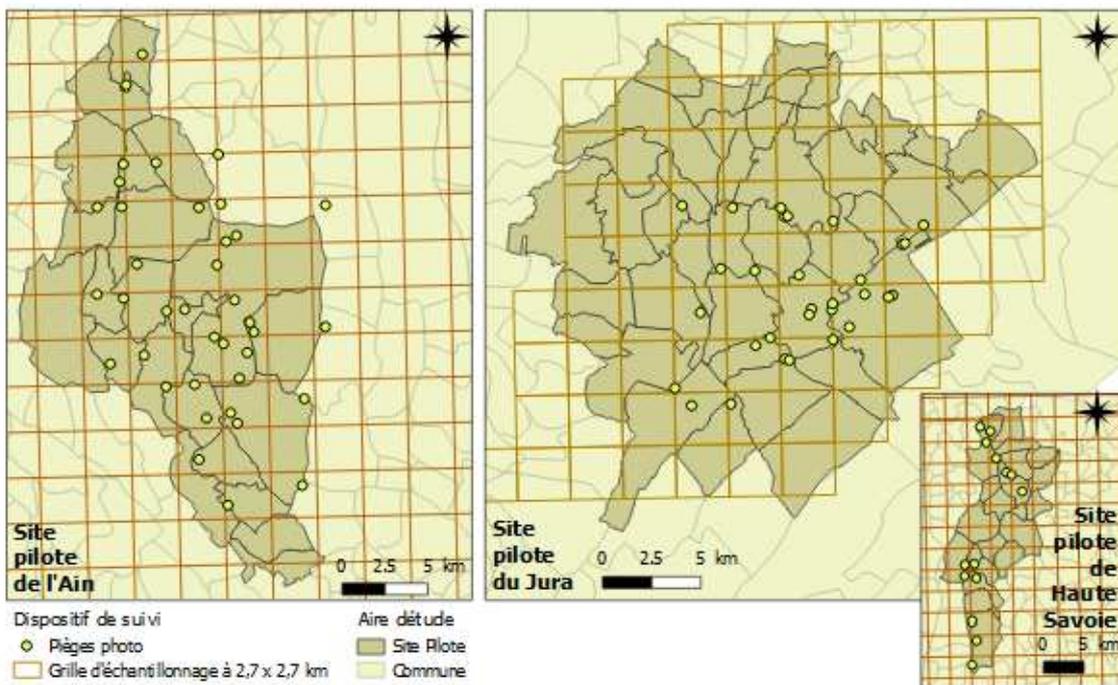
## B. Le Programme prédateur-proies Lynx

### I. Sites d'étude et d'acquisition des données

#### i. Aire d'étude

Les sites pilotes du PPP Lynx sont situés sur le massif Jurassien dans les départements de l'Ain et du Jura. Le périmètre du réseau de pièges photo sur le site pilote de l'Ain est de 64,42 km et couvre une surface de 249,27 km<sup>2</sup> répartie sur 22 communes. Le dispositif du site pilote du Jura est, lui, étendu sur un périmètre de 38,8 km et couvre une surface de 88,75 km<sup>2</sup> sur 21 communes. Les périmètres de ces sites seront amenés à évoluer en fonction des aires de présences effectives des lynx équipés de colliers GPS. Les facteurs de sélection des sites ont été choisis relativement à la présence déjà connue de lynx, l'abondance des populations de chevreuils et de chamois, l'historique de suivi des ongulés par les Indicateurs de Changements Ecologiques (ICE), ainsi qu'un contexte local partenarial favorable à la mise en place de l'étude.

FIGURE 1 : CARTOGRAPHIE DES SITES PILOTES ET DES DISPOSITIFS DE SUIVIS DU PROGRAMME PREDATEURS-PROIES LYNX



#### ii. Protocole de suivi par piège-photo sur les sites pilotes :

Les données utilisées sont issues de deux sources différentes : celles utilisées pour les analyses démographiques et spatiales proviennent des protocoles de suivis par pièges photos des sites pilotes du PPP Lynx. Celles servant à l'analyse des suivis des déplacements des individus de passage sont issues des photographies opportunistes, transmises par les correspondants du réseau Loup-Lynx animé par l'ONCFS.

Deux périodes ont été couvertes par le dispositif de piégeage photo : celle du Jura a débuté le 03 juin 2016 et s'est terminée le 24 octobre 2017, tandis que celle de l'Ain a commencé le 27 janvier 2017 et se poursuit encore aujourd'hui.

Le protocole de suivi utilisé est similaire à celui proposé par le KORA en suisse (Zimmermann et al., 2007). La couverture géographique des pièges-photos est distribuée, de façon homogène, sur des mailles carrées de 2,7 x2,7 km d'une grille d'échantillonnage recouvrant les périmètres d'étude (figure 1) géo-référencée sous SIG. Chaque maille est équipée de deux pièges-photos couplés en vis-à-vis, pour capturer les deux flancs de chaque individu et garantir leur identification individuelle par le pelage (cf infra). Le choix des emplacements des pièges-photos au sein de chaque maille est fait en fonction des connaissances terrain des opérateurs locaux, de façon à optimiser la détection (Linnell et al, 2007). Lorsqu'un dispositif n'a pas photographié un lynx durant son premier mois de pose, il est changé d'emplacement sur sa maille. Les pièges-photos sont principalement installés sur des voies de passages anthropiques, souvent préférées par les grands prédateurs lors de leurs déplacements, comme les routes forestières ou les chemins de randonnées (Cusack et al., 2015). Les relevés des cartes mémoires et le changement des batteries des pièges photos sont mensuels. Les données photos de lynx sont saisies par l'animateur régional du réseau loups-lynx, avec leurs coordonnées géographiques, dans la base de données nationale du réseau, sous un identifiant unique et permanent.

Les photographies des flancs sont ensuite transmises à l'ONCFS pour une identification des individus, via un programme d'identification. L'identification des Lynx est faite grâce aux patrons individuels du pelage de chacun de leurs flancs. Ces identifications sont réalisées à l'aide du logiciel Extract Compare © (Conservation Research Ltd, 2019) qui sélectionne et compare les motifs des nuages de taches des pattes et flancs pris en photo, avec une banque de clichés déjà préétablie (Figure 2). En ajustant l'image sur un modèle de surface en 3D, le programme capture un patron corrigé pour l'angle et la position des caméras. Utilisé en astronomie sur les réseaux d'étoiles, le programme propose un module espèce-dépendant pour analyser l'organisation des motifs d'une surface (cf figure 2). Le programme compare ensuite la photo analysée, avec celles déjà enregistrées dans la banque de

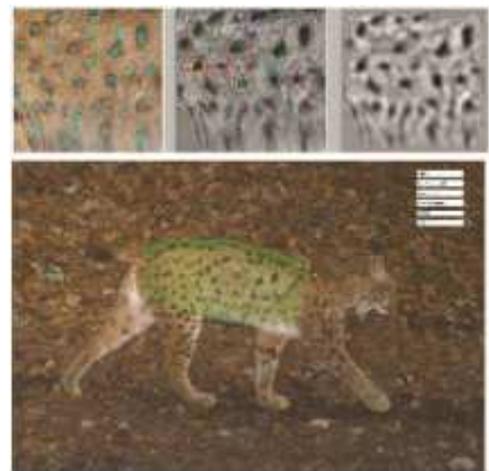


FIGURE 2 : DETERMINATION DES PATRONS DE PELAGE SUR LE PROGRAMME EXTRACT COMPARE

données photos et fait apparaître les meilleures probabilités de correspondance avec une sélection d'individus. Si le flanc du lynx correspond à un animal déjà enregistré, l'opérateur valide l'identification visuellement. S'il ne correspond à aucun lynx déjà enregistré, le flanc est comparé à tous les flancs déjà identifiés. S'il n'y a aucune correspondance, un nouvel identifiant individuel est assigné. Pour identifier définitivement chaque lynx, il est nécessaire de disposer des photos des deux flancs pris simultanément, l'identifiant sera alors composé de la lettre F suivi du département où il a été identifié et ensuite d'un nombre correspondant à son ordre d'arrivée dans la base de données (exemple F01\_068). Sans cette condition, un flanc unique se voit attribuer un numéro temporaire qui correspond à son ordre d'arrivée dans la base de données.

Les données photos, obtenues lors des suivis des sites pilotes, permettent un suivi spatial et temporel des individus sur plusieurs années. Il est alors possible de suivre les histoires de vie, les dispersions et les changements de domaines vitaux des lynx identifiés. A ce dispositif systématique a été rajouté un diagnostic des clichés, réalisés de façon opportuniste

par le réseau loups/lynx, dans l'objectif d'identifier une potentielle identification, préalable ou postérieure, d'un animal déjà connu à l'extérieur de la zone d'étude.

## **C. Harmonisation du plan d'échantillonnage et réalisation d'un « trombinoscope » des lynx résidents**

### **I. Matériel et Méthode**

#### iii. Standardisation du protocole de suivi sur les sites pilotes :

Les référentiels géographiques sont régulièrement discordants entre les pays, chacun utilisant les projections qui lui sont propres. Un maillage standardisé du protocole de suivis par pièges photographiques des sites d'étude entre pays voisins peut, en revanche, avoir un intérêt comparatif de l'application des suivis à l'échelle de la population jurassienne Franco-suisse. Proposé par le Kora en Suisse, un nouveau format de maille de 2,5 x 2,5 km a été transposé côté français et la distorsion des projections nationales, analysée, afin de réaliser à terme des études communes à l'échelle européenne (Kubala, 2017).

Pour que les données puissent être compatibles en transformation avec le système de projection géographique européen en LAEA-ETRS89, les nouvelles grilles ont été produites en Lambert 93, système de projection français. Une nouvelle grille d'échantillonnage a été créée sur le logiciel Qgis (D. T., 2011) en prenant l'emprise de la France, afin de pouvoir élargir, au besoin, les maillages et pour qu'il n'y ait pas de décalage d'axes entre les sites d'étude. Cette grille a ensuite été découpée, pour couvrir seulement les périmètres des sites d'études et recaler ainsi l'ensemble du dispositif de piégeage spatialisé.

#### iv. Trombinoscopes des lynx résidents :

Un trombinoscope des lynx identifiés sur les sites d'études a été réalisé à partir des bilans des données de suivis par pièges-photos, réalisés par Delphine Chenesseau, animatrice du réseau Loup-Lynx de Bourgogne Franche-Comté. Un des objectifs du PPP est de pouvoir suivre certains lynx par GPS, et notamment les animaux résidents (et non occasionnels), pour mesurer leur utilisation du territoire et leurs comportements de chasse et d'exploitation du territoire. Ainsi le protocole requière l'identification préalable des individus **résidents** par les techniciens qui seront en charge des captures pour la capture et la pose des colliers GPS. Un premier document, réalisé par Rebecca Burlaud chargée des suivis à la FDC du Jura, a servi de modèle pour la réalisation du trombinoscope pour le site de l'Ain. Ces documents sont conçus pour être opérationnels sur le terrain et permettre une décision rapide des techniciens en charge des captures de lynx pour la pose des colliers GPS.

FIGURE 3 : SELECTION ET MISE EN VALEUR DES NUAGES DE TACHES DISTINCTIFS



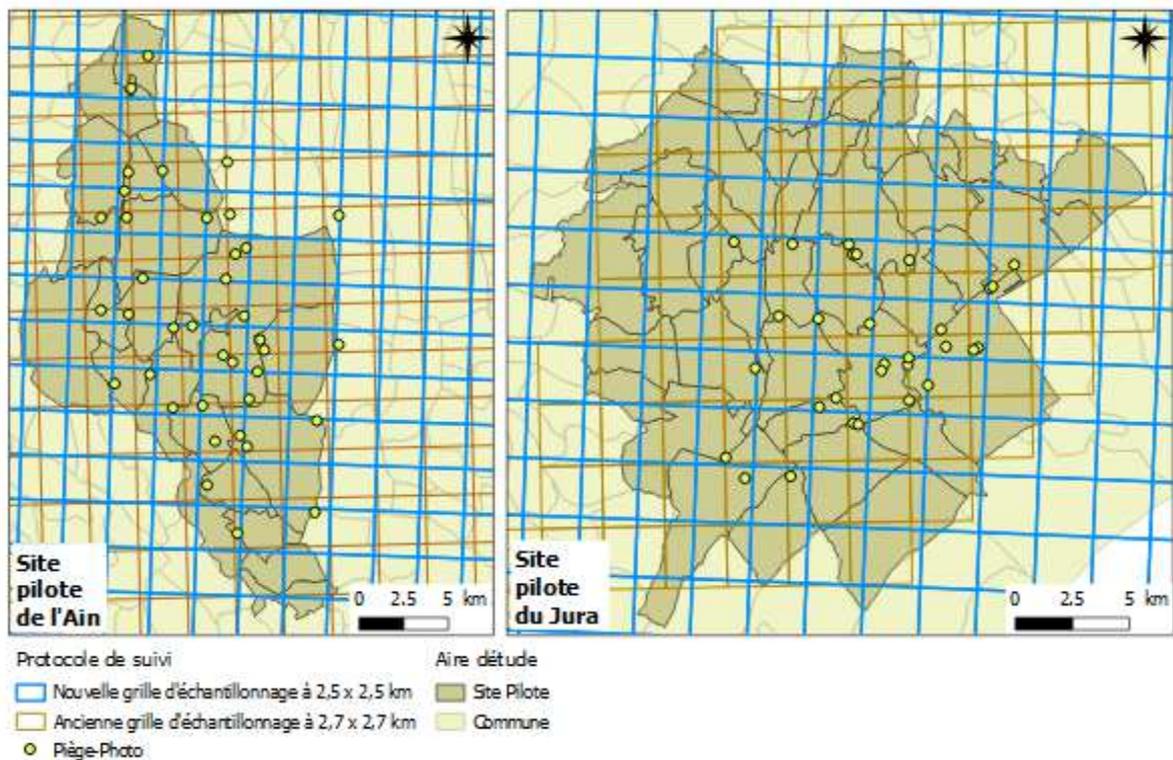
Ces documents rassemblent les meilleures photographies des flancs latéraux de chacun des lynx identifiés sur les sites d'études. Avec l'aide de Sophie Chappa et Delphine Chenesseau (Réseau Loup Lynx) en charge de la photo-identification des lynx, les nuages des taches et les signes distinctifs permettant une reconnaissance visuelle rapide des individus ont été sélectionnés et mis en valeur sur des planche photo de référence (figure 3). Le sexe des individus et leur état de présence sur les sites sont également indiqués.

## Résultats et discussion

### i. Standardisation du protocole :

À la suite du changement des valeurs de dimension des grilles d'échantillonnage et du recalage des projections, certains pièges-photo se retrouvent sur les mêmes mailles (figure 4). Parmi ces dispositifs, ceux à résultats négatifs seront remplacés en fonction du nouveau maillage tandis que ceux ayant des résultats positifs resteront en place.

Figure 4 : Changement des valeurs des mailles des grilles d'échantillonnage pour les sites pilotes de l'Ain et du Jura



La standardisation des protocoles de suivis avec le protocole du KORA, ainsi que l'utilisation d'un système de projection géographique compatible avec le système européen LAEA89, permettront la mutualisation des données acquises et la réalisation des études à l'échelle européenne. La surface des mailles, utilisée pour ce protocole, permet un suivi fin des domaines vitaux, dans la mesure où la taille moyenne d'un domaine vital de lynx femelle en France est supérieure à 100 km<sup>2</sup>.

En effet, les valeurs des mailles varient en fonction de la biologie de l'espèce étudiée, ainsi que des questions et des objectifs d'analyses des domaines vitaux (Marboutin et al., 2010). Des mailles de petites tailles permettent ainsi d'étudier l'utilisation des domaines vitaux tandis que de larges mailles permettent de travailler sur plusieurs domaines vitaux simultanément. La taille du maillage est également déterminée par les disponibilités des opérateurs pour le maintien des dispositifs. Ce protocole répond ainsi aux besoins des analyses programmées dans le cadre du PPP Lynx, comme l'étude de l'occupation des sites ou de la cooccurrence des espèces.

## ii. Trombinosopes lynx

Deux trombinosopes ont été réalisés avec l'ensemble des individus identifiés sur les sites pilotes, au format planche photos individuelles présentant les 2 flancs de l'animal (figure 5). La subjectivité du choix des patrons de taches distinctifs a été une problématique importante pour la réalisation des trombinosopes. La validation du choix des patrons a donc été faite avec trois personnes différentes. La différence d'aspect entre les pelages saisonniers a également conditionné le choix des patrons distinctifs. En effet, certains groupes de spots ou ocelles ont leurs tailles ou leurs formes qui varient en fonction de l'évolution saisonnière du pelage. L'ensemble des lynx identifiés sont présentés en annexe et édités en format papier haute résolution pour une utilisation terrain par les opérateurs.



Figure 5 : Extrait du trombinosope réalisé pour le site du Jura

## D. Estimation démographique et cartographie des lynx sur les sites d'étude

### I. Matériel et méthode

#### i. Les méthodes de capture marquage recapture

La détection des animaux sur le territoire, et ce, quels que soient les outils de prospections utilisés, reste un challenge qui, dans tous les cas, ne peut être un scan exhaustif de l'ensemble des animaux. Leur détection n'est pas de 100% et il faut pouvoir mesurer le risque de ne pas détecter un animal. Différentes approches dites Capture-Marquage Recapture<sup>1</sup> (CMR) ont donc été testées, pour estimer les densités de populations de lynx sur les sites d'étude, pour répondre à cette contrainte de détection imparfaite. Ces modèles estiment des probabilités de survie et surtout de détection à l'aide du nombre d'animaux identifiés et de leur recapture, au cours des occasions qui composent les sessions de suivi au fil des mois. La « Capture » symbolise ici la première détection photographique de l'animal, le « Marquage » est son identification individuelle par les traces du pelage, et la « Recapture » identifie le fait de revoir ce même animal sur un piège-photo lors d'une autre occasion. Cela permet d'estimer des valeurs d'effectifs basées sur le rapport entre nombre d'animaux vus et leur probabilité de détection.

Deux valeurs de densités de lynx sur 100 km<sup>2</sup> peuvent alors être estimées avec les approches CMR selon le référentiel de surface utilisé (cf Gatti et al, 2014 ; Zimmerman et al 2007). Elles sont calculées en divisant l'abondance de lynx estimée par la surface du périmètre du dispositif de piégeage photographique, auquel on ajoute un tampon pour prendre en compte les mouvements possibles du lynx dans son domaine vital autour du dispositif de piégeage. La zone tampon est réalisé, soit avec la moyenne de la distance maximale parcourue (MDMP) par un même lynx détecté sur 2 pièges les plus éloignés, soit avec la demi-distance maximale ( $\frac{1}{2}$  MDMP) (figure 6). En considérant la MDMP, la capacité de déplacement de l'espèce sur l'ensemble de son territoire est prise en compte. A l'inverse, les estimations par  $\frac{1}{2}$ MDMP représentent sans doute mieux l'hétérogénéité de fréquentation des différents lynx sur les cœurs de territoires, mais sont moins représentatives d'une densité populationnelle à l'échelle du massif. Elles permettraient ainsi une estimation sans doute plus proche de la population effective de lynx résidents sur chaque site. Dans tous les cas, les comparaisons des valeurs observées entre les sites devront se rapporter au même référentiel.

---

<sup>1</sup> <http://spiralconnect.univ-lyon1.fr/spiral-files/download?mode=inline&data=5097211>

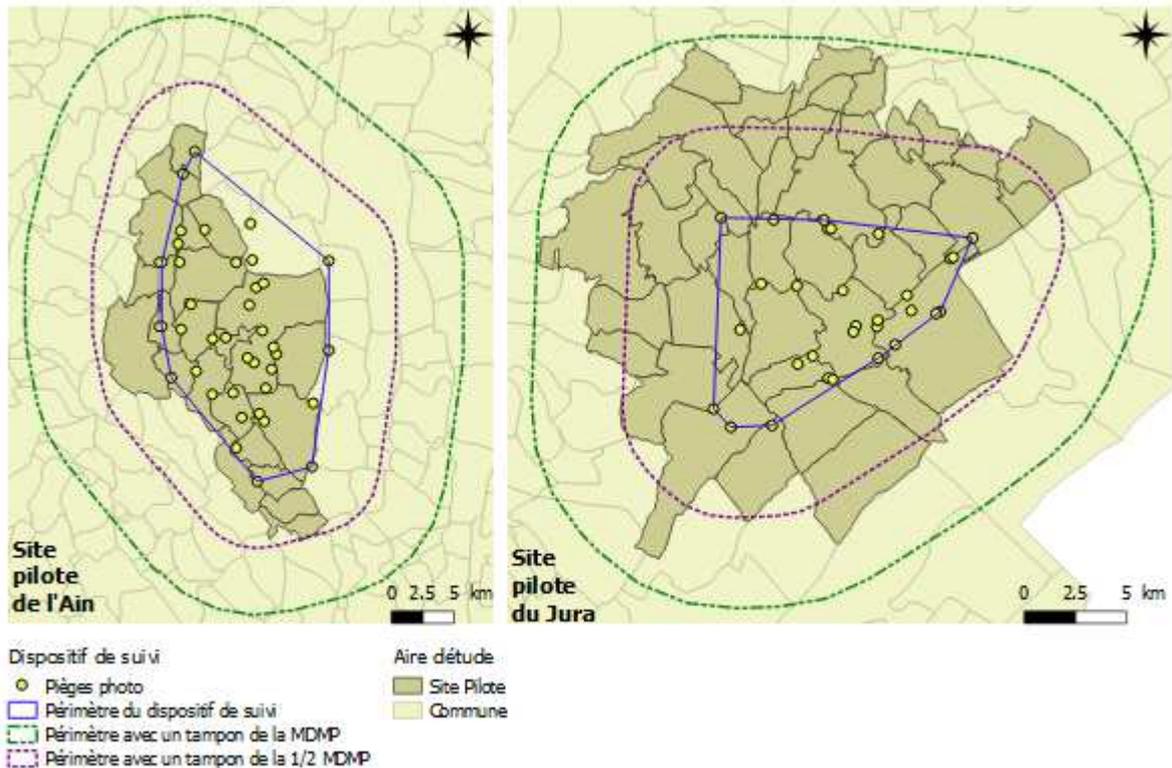


Figure 6 : Zones tampons ajoutées au périmètre des dispositifs de suivi pour chaque site pilote.

Trois types de modèles ont été testés selon différents paramètres, considérant si la population est ouverte ou fermée. En effet, les analyses, avec le postulat d'une « **population ouverte** », acceptent les mouvements d'animaux dans la population, entre les périodes de capture et la session de « recapture », telles les naissances et la mortalité d'individu au cours de la période de suivi, ainsi que les disperseurs émigrants et immigrants dans le dispositif. Ces modèles, bien que très réalistes, sont souvent difficiles à mettre en œuvre et requièrent des jeux de données sur un nombre d'animaux marqués important, pour estimer l'ensemble de leurs paramètres.

C'est pourquoi, souvent, les analyses CMR sur les jeux de données de petits effectifs sont amenées à être traitées en « **population fermée** », considérant alors (faussement) qu'il n'y a pas de naissances et de morts, ni d'émigration ou d'immigration, durant la période de suivi. Pour ce faire, il faut donc contraindre les périodes de suivi les plus courtes possibles, de façon à éviter les rentrées de naissances ou des forts épisodes de mortalités au cours de la session de suivi, ainsi que les périodes favorables à la dispersion.

Les jeux de données ont ainsi été découpés en « occasions de captures » correspondant, soit à une journée, soit à un mois, selon les analyses effectuées. Ainsi, un seul événement sera comptabilisé si un individu est photographié deux fois sur un site en une journée. Ces analyses sont basées sur les histoires de vie de chaque individu, qui sont constituées de suites de 1 et de 0. Les 1 représentent la présence de l'individu, soit lors de sa première capture photographique et de son marquage par identification, soit lors de sa recapture s'il a déjà été identifié. Les 0 représentent l'absence de l'individu, soit parce qu'il n'a pas encore été détecté, soit parce qu'il n'a pas été détecté lors d'une occasion mais qu'il est toujours en vie ou soit qu'il n'a pas été détecté parce qu'il est mort. Ces analyses permettent ainsi d'estimer différents paramètres tels que les probabilités de recapture, la survie (Lebreton et al., 1992). Une des conditions principales en CMR est que le marquage des individus soit inaltérable, de manière à ce qu'il n'y ait pas d'erreur d'identification.

Étant donné la nature des données disponibles, les premiers modèles testés ont été réalisés en population « ouverte » en considérant qu'un mois correspond à une occasion de capture. Dans ce cas, le jeu de données disponible est construit à partir d'une année de suivi, incluant les périodes de reproduction, de dispersion et de mortalité.. **Les premiers modèles testés pour les populations dites « ouvertes »**, sont issus des analyses de Cormack Jolly Seber (CJS) et de leurs formulations POPAN (Schwarz & Arneson, 1996). Les modèles CJS sont des analyses qui considèrent les probabilités de mortalité et de naissance au cours de la session de suivi. Ils estiment ainsi les probabilités de survie( $\phi$ ) et de recapture ( $p$ ) au cours de la session analysée. Les modèles issus des formulations POPAN, prennent en compte la probabilité d'immigration et d'émigration au cours de la session de suivis. Ils estiment ainsi les paramètres de détection des individus ( $p$ ), de survie ( $\phi$ ), d'immigration ( $p_{ent}$ ) et d'abondance ( $N$ ). Afin de considérer l'hétérogénéité de la probabilité de capture associée à la présence des jeunes de l'année, une variable constante d'âge dissociant les adultes des juvéniles ( $g$ ) a été ajoutée aux modèles. En effet, les jeunes lynx ont une probabilité de survie et donc, de recapture photographique très faible. Ainsi ces 4 paramètres sont alternativement considérés en variant, soit de manière constante ( $\cdot$ ), soit en fonction du temps ( $t$ ), soit en fonction de la variable groupe ( $g$ ). Le meilleur modèle, pour estimer l'abondance et la densité de lynx de chaque site, est sélectionné en fonction de la plus petite valeur du critère d'information de Akaike corrigé (AICc) (Sugira, 1978). Le jeu de données de chaque site est construit en occasions de captures mensuelles couvrant l'ensemble des périodes de suivi. Ces analyses ont été réalisées sous le programme Mark (White and Burnham 1999), interface du logiciel R (R Core Team, 2016).

**Deux approches en population « fermée »** ont ensuite été testées pour pouvoir comparer les densités avec celles déjà obtenues lors de suivis antérieurs à l'échelle du massif jurassien. Afin de réaliser ces analyses, le jeu de données a été redécoupé en périodes où, biologiquement, les conditions du postulat sont respectées (éviter les entrées et sorties démographiques). Basée sur des estimations par le maximum de vraisemblance en populations « fermées », développée par Otis *et al* (1978), cette méthode estime trois paramètres : la probabilité qu'un animal de la population soit capturé et marqué pour la toute première fois, la probabilité de recapture d'un animal ayant été capturé et marqué une première fois et le nombre d'individus jamais capturés qui sont présents dans la population.

Afin de produire des estimations au plus proche de la réalité, ces modèles peuvent être complexifiés pour considérer les particularités biologiques d'une espèce, ainsi que les contraintes méthodologiques pouvant affecter les probabilités de recaptures. Ainsi pour les modèles en population fermée, le modèle de base M0, considère qu'il n'y a pas de variations des probabilités de capture entre chaque occasion et chaque individu. Le modèle Mh tient compte de l'hétérogénéité individuelle de recapture entre chaque lynx. Un modèle Mb considère que la probabilité de recapture peut varier en fonction d'une réponse comportementale de chaque individu à la suite d'une première capture. En effet, certains individus peuvent être effarouchés par le Flash des appareils tandis que d'autres peuvent y être indifférents. Enfin le modèle Mt considère que les probabilités de recapture varient d'une occasion à l'autre, sur la période de suivi, pour l'ensemble des lynx. Ces différents modèles peuvent être combinés pour décrire le plus réalistement la structure des

données. Les modèles sont réalisés sous le module Capture, implémenté dans l'interface du programme Mark<sup>2</sup> (White G, 1999). Afin de déterminer le meilleur modèle pour estimer la densité, le module Capture effectue un modèle de critère de sélection, comparant chaque modèle entre eux.

Deux périodes ont été redécoupées pour chaque jeu de données disponibles où biologiquement les populations de lynx respectent les conditions pour être considérées comme fermées (Stanley et al., 1999). L'hypothèse validant si la population est fermée est testée à l'aide du programme Close Test 3.0 (Stanley et al., 2004). Si l'hétérogénéité individuelle est avérée ce test n'aura pas de validité car il considérera la population comme ouverte (White et al., 1982).

**Une 3ème méthode disponible est celle de la Capture-Recapture Spatialement Explicite (SECR)** qui tient compte des localisations où les animaux ont été identifiés pour établir des cartes de densités (Efford, 2012). Même si le type de données disponibles répond négativement au test des conditions de populations fermées, l'analyse assume l'absence d'hétérogénéité individuelle de recapture en mesurant un centroïde d'activité pour chaque individu estimé par rapport à la fréquence des recaptures photographique sur les différents pièges. Les valeurs de densité obtenue à l'issue de l'analyse, est calculée au 100 km<sup>2</sup> sous forme cartographique et permet notamment de visualiser les contrastes de densités de lynx sur le territoire (une forme de « carte de chaleur » de densité). Cette dernière étape sera réalisée ultérieurement par l'équipe projet car elle nécessite du développement statistique qui irait au-delà des capacités et objectifs de ce stage.

---

<sup>2</sup> <https://sites.warnercnr.colostate.edu/gwhite/program-mark/>

## ii. La cartographie des domaines vitaux des individus

Dans le cadre de cette étude préliminaire du PPP Lynx, les centres d'activité des Lynx sont estimés par des polygones convexes minimum (MCP) à 95 %. L'enveloppe à 95% utilisable sur toutes les méthodes de mesure de domaines vitaux, consiste à éliminer les points des localisations extrêmes d'un individu, pour estimer le cœur de son activité sur son domaine vital (Worton, 1989). Elle dessine ainsi un polygone représentant son centre d'activité. Afin d'éviter une surestimation des domaines vitaux des individus, l'analyse sélectionne 95 % des points. Les jeux de données de chaque site ont été découpés en saisons, en fonction de la biologie de l'espèce dans le but de tester s'il y a des variations d'utilisation saisonnière des domaines vitaux. Pour le site du Jura, le jeu de données a été découpé en deux, avec une saison hivernale où les individus ne dispersent plus et où il n'y a pas de reproduction et avec une saison printanière et estivale comprenant les périodes de rut, de mise bas et de dispersion des sub-adultes. Comme la période de suivi du jeu de données du site de l'Ain ne permet pas de découper l'année en deux saisons, il a été découpé en 3 sessions (figure 7).

FIGURE 7 : PERIODES HIVERNALES ET ESTIVALES SELECTIONNEES POUR LES COMPARAISONS DE L'UTILISATION SAISONNIERE DES DOMAINES VITAUX PAR MCP

Site pilote de l'Ain	Période hivernale Janvier à mars 2017	Période estivale Avril à octobre 2017	Période hivernale Novembre 2017 à janvier 2018
Site pilote du Jura	Période hivernale Octobre 2016 à mars 2017	Période estivale Avril à octobre 2017	

## II. Résultats et discussion

### i. Bilan des captures par piégeage photographique sur les sites pilotes

Le site pilote de l'Ain compte actuellement 24 pièges photos actifs. Au cours de la période étudiée, sur les 370 jours d'activité, 30 pièges ont été positifs sur 38 installés, permettant l'identification de 21 individus (figure 8, tableau 1). Sur les 509 jours de suivi du site pilote du Jura, 30 pièges photo ont été installés, dont 21 positifs qui ont permis l'identification de 18 individus.

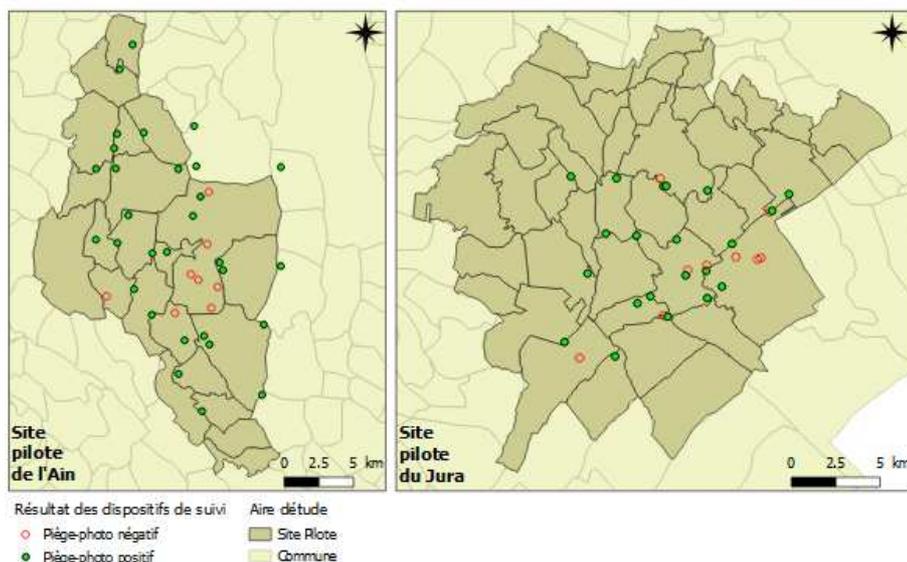


FIGURE 8 : BILAN CARTOGRAPHIQUE DES DISPOSITIFS DE SUIVIS DE L'AIN ET DU JURA JUSQU'AU 30 JANVIER 2018

TABLEAU 1: BILAN DE L'ACTIVITE DES PIEGES PHOTO SUR LES SITES D'ETUDES DE L'AIN ET DU JURA

	Ain	Jura
Jours d'activité	370	509
Total pièges -photo	38	30
Pièges-photo positifs	30	21
Pièges-photo négatifs	8	9
Individus identifiés	21	18
Etat du dispositif	24 pièges-photos actuellement actifs	Retiré le 24/10/2017
Dispositifs avec MDMP (km <sup>2</sup> )	1300,08	679,47
Dispositif avec ½ MDMP (km <sup>2</sup> )	685,10	322,76

Sur le site pilote du Jura, au cours de la session du 03 juin 2016 au 24 octobre 2017, 18 lynx ont été photographiés et identifiés (Tableau 2). Parmi ces individus, on dénombre, 3 mâles, 3 femelles, 3 individus au sexe non identifiés, 5 juvéniles ainsi que 3 individus dont un seul flanc a été capturé. L'individu F39\_037 a été tué au cours du mois de mars 2017 par le mâle F39\_057. Cinq individus n'ont été capturés qu'une seule fois, parmi ces individus il y a un individu avec identifiant définitif, 2 lynx avec un identifiant temporaire et 2 jeunes appartenant à la femelle F39\_061.

TABLEAU 2 : BILAN DES INDIVIDUS PHOTOGRAPHIES SUR LE SITE PILOTE DU JURA : 6 INDIVIDUS (\*) SONT REGULIEREMENT IDENTIFIES COMME PRESENTS A DIFFERENTS ENDROITS DU SITE D'ETUDE, LES AUTRES ETANT DETECTES DE FAÇON PLUS ANECDOTIQUE

Identifiant	Age	Sexe	Total des captures photographiques	Total des sites de pièges-photo fréquentés
F39_060	Adulte	Mâle	92	12*
F39_064	Adulte	Mâle	38	7*
F39_068	Adulte	Mâle	8	3
F39_061	Adulte	Femelle	35	7*
F39_063	Adulte	Femelle	25	9*
F39_065	Adulte	Femelle	13	7*
F39_044	Adulte	Sexe non identifié	1	1
F39_052	Adulte	Sexe non identifié	5	4
F39_062	Adulte	Sexe non identifié	19	7*
J1-2016-F01_005	Jeune	Sexe non identifié	1	1
J2-2016-F01_005	Jeune	Sexe non identifié	3	3
J1-2016-F39_061	Jeune	Sexe non identifié	4	1
J2-2016-F39_061	Jeune	Sexe non identifié	4	2
J3-2016-F39_061	Jeune	Sexe non identifié	1	1
887	Adulte	Sexe non identifié	2	2
958	Adulte	Sexe non identifié	1	1
960	Adulte	Sexe non identifié	1	1
F39_037	Individu mort	Mâle	14	4

Au cours de la session du 27 janvier 2017 au 15 janvier 2018, 21 lynx ont été photographiés et identifiés sur le site pilote de l'Ain. Parmi ces 21 lynx, on dénombre 1 mâle, 3 femelles, 6 individus au sexe non identifié, 4 juvéniles ainsi que 6 individus dont un seul flanc a été capturé (Tableau 3). L'individu F01\_041 a été tué durant le mois de mars 2017 lors d'une collision avec un train. Neuf lynx ont été capturés une seule fois sur le dispositif. Parmi ces individus il y a 4 jeunes lynx et 5 lynx avec un identifiant temporaire, car photographiés uniquement sur un seul flanc (identification incertaine).

TABLEAU 3 : BILAN DES INDIVIDUS PHOTOGRAPHIÉS SUR LE SITE PILOTE DE L'AIN. 7 INDIVIDUS (\*) SONT FORTEMENT RECAPTURES A DIFFERENTS ENDROITS DU SITE, LES AUTRES ETANT DETECTES DE FAÇON PLUS ANECDOTIQUE

Identifiant	Age	Sexe	Total des captures photographiques	Total des pièges-photos fréquentés
F01_017	Adulte	Femelle	15	5*
F01_024	Adulte	Femelle	17	7*
F01_047	Adulte	Femelle	26	7*
F01_027	Adulte	Mâle	37	17*
F01_011	Adulte	Sexe non identifié	6	3
F01_042	Adulte	Sexe non identifié	15	7*
F01_043	Adulte	Sexe non identifié	17	6*
F01_044	Adulte	Sexe non identifié	2	1
F01_045	Adulte	Sexe non identifié	25	5*
F01_048	Adulte	Sexe non identifié	12	4
J1-2017-F01_017	Jeune	Sexe non identifié	1	1
J1-2017-F01_047	Jeune	Sexe non identifié	1	1
J2-2017-F01_047	Jeune	Sexe non identifié	1	1
J3-2017-F01_047	Jeune	Sexe non identifié	1	1
932	Adulte	Sexe non identifié	1	1
933	Adulte	Sexe non identifié	1	1
997	Adulte	Sexe non identifié	2	2
999	Adulte	Sexe non identifié	1	1
1057	Adulte	Sexe non identifié	1	1
1089	Adulte	Sexe non identifié	1	1
F01_041	Individu Mort	Sexe non identifié	7	3

Il y a une forte hétérogénéité entre les captures des individus sur chacun des sites pilotes (figure 9). Certains individus ne sont capturés qu'une fois en opposition à des individus capturés plus de 30 fois. Pour le site de l'Ain, 9 individus n'ont été capturés qu'une seule fois et 1 individu a été recapturé jusqu'à 37 fois (Tableau 3). Sur le site du Jura, ce sont 5 individus qui n'ont été capturés qu'une fois, en opposition à un individu qui a été capturé jusqu'à 92 fois (Tableau 2). Les jeunes lynx ainsi que les lynx avec des identifiants temporaires représentent la majorité des individus capturés une seule

fois. Les sites de l'Ain et du Jura comprennent respectivement 8 lynx et 7 lynx recapturés plus de 10 fois au cours des périodes de suivi.

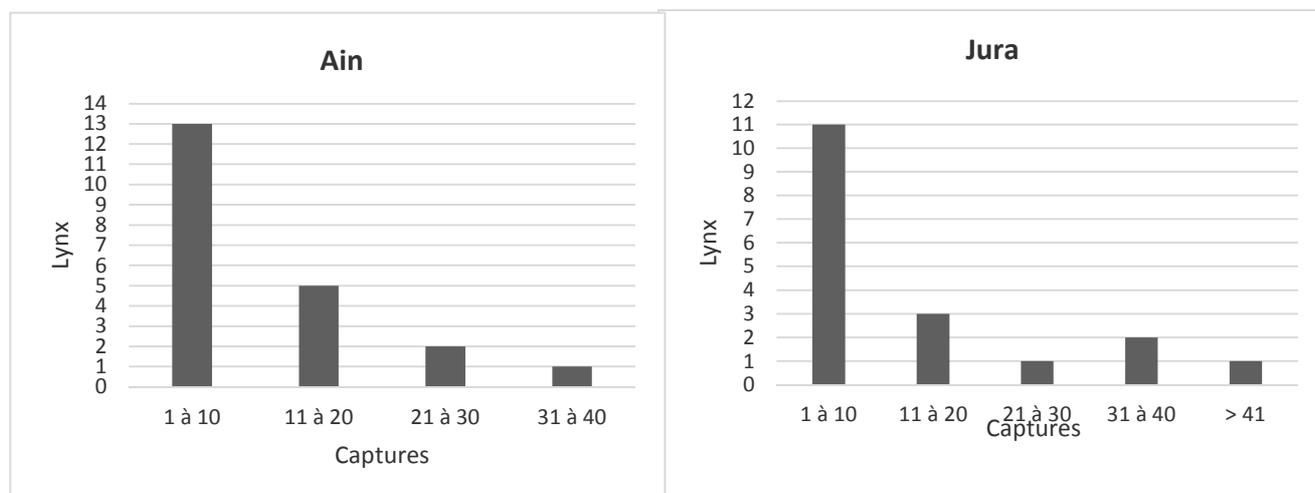


FIGURE 9 : REPARTITION DES DIFFERENTS LYNX PAR FREQUENCE DE CAPTURES PHOTOGRAPHIQUES POUR LES DEUX SITES PILOTES

## ii. Estimation d'effectifs par méthodes de Capture Marquage Recapture :

Chaque jeu de données pour réaliser les analyses comprennent des individus qui ne sont capturés qu'une fois au cours de la période sélectionnée. Sur une période de 370 jours, le site Pilote de l'Ain compte 21 individus identifiés contre 18 animaux différents sur 509 jours de pose pour le site pilote du Jura. Nous pouvons remarquer que parmi ces lynx identifiés au cours de l'étude, plus de 50% d'entre eux sont revus au moins une fois au cours de l'année par le dispositif de piégeage dans chaque site. En revanche, seuls 7 adultes dans l'Ain et 6 dans le Jura présentent des profils de détection qui peuvent s'apparenter au caractère de résident permanent sur les sites. Notons aussi que le sexe des différents lynx reste très difficile par l'identification photo, compromettant ainsi (sauf à considérer les « indéterminés » comme une 3eme classe) toute analyse par classe de sexe.

TABEAU 4 : BILAN DES JEUX DE DONNEES DISPONIBLES POUR LES ANALYSES DE CAPTURE-RECAPTURE

Site d'étude et période d'analyse	Total des occasions de capture	Individus capturés	Individus recapturés	Mâles	Femelles	Sexe indéterminé
Ain Période totale	370	21	12	1	3	18
Ain : Janvier à Avril 2017	91	12	7	1	2	9
Ain : Novembre à Janvier 2018	91	9	7	1	3	6
Jura Période totale	509	18	13	4	4	10
Jura : Novembre à Janvier 2017	92	8	7	2	3	3
Jura : Août à Octobre 2017	85	6	4	2	3	1

### I / Résultats des analyses en population ouverte :

Cent cinquante-six modèles ont été testés en combinant l'ensemble des paramètres des analyses CJS et POPAN pour chacun des 2 sites de l'Ain et du Jura. Ces paramètres sont la survie  $\Phi$ , la probabilité de recapture  $p$  pour les modèles CJS et la probabilité d'immigration ( $pent$ ) et l'abondance ( $N$ ) ajoutés dans les formulations POPAN. Chacun de ces

paramètres peut varier de manière constante (.), en fonction du temps (t), en fonction du groupe d'âge (g) ou en fonction des interactions entre ces variables (.\*t)(g\*t)(.\*g)(g\*t\*.\*). Les jeux de données étant restreints, une partie des modèles testés n'ont pu converger. Les 4 meilleurs modèles pour chaque formulation CJS et POPAN<sup>3</sup>, expliquant au mieux les jeux de données disponibles, ont été sélectionnés en fonction de leur plus faible valeur d'AICc.

**Ainsi pour le site de l'Ain**, les modèles  $\Phi(.) p(g)$  en analyse CJS avec un AICc de 164,1344 et  $\Phi(g) p(g) \text{pent}(g) N(.)$  en analyse POPAN avec un AICc de 207,6717 ont été sélectionnés (tableau 5). Le meilleur modèle CJS estime donc une probabilité de survie constante au cours des mois échantillonnés et une probabilité de recapture variant selon les classes d'âges (jeunes vs adultes). En considérant les paramètres de probabilité d'entrer dans la population (formulation POPAN), à la fois survie, probabilité de recapture et d'immigration/naissance sont tous fonction des classes d'âges, majoritairement à cause de l'entrée de jeunes après naissance dans le champ de la population scannée.

**Pour le site du Jura** le modèle  $\Phi(g) p(.)$  en analyse CJS a été retenu avec un AICc de 175,5649 et le modèle  $\Phi(.) p(.) \text{pent}(g) N(.)$  avec un AICc de 216,5943 pour la formulation POPAN (tableau 6). Le modèle CJS estime donc la survie des animaux du site du Jura, cette fois différente selon les classes d'âges, avec en revanche une probabilité de détection constante. Le meilleur modèle POPAN fait varier la probabilité d'immigration/naissance (entrée dans la pop) dépendante de l'âge, et une survie au cours des mois ainsi que la probabilité de recapture  $p(.)$  constante.

Les modèles les plus explicatifs (qui ont les plus faibles valeurs d'AICc) pour les deux sites sont les modèles CJS qui considèrent moins de paramètres. Ainsi, l'ajout de paramètres supplémentaires dans les modèles des formulations POPAN n'est pas justifié pour expliquer la différence de variance.

---

<sup>3</sup> <https://sites.warnercnr.colostate.edu/gwhite/model-structure/>

TABLEAU 5 ET 6 : CHOIX DES MODELES D'ESTIMATION D'EFFECTIFS PAR CRITERES D'INFORMATION D'AKAIKE CORRIGE (AICc) POUR LE SITE DE L'AIN (A GAUCHE) ET DU JURA (A DROITE) SELON UNE FORMULATION CORMACK-JOLLY-SEBER CLASSIQUE (CJS) , OU UNE FORMULATION INTEGRANT LE PARAMETRES SUPPLEMENTAIRE D'ENTREE DANS LA POPULATION SELON LA FORMULATION POPAN (ARNASON &SCHWARTZ, 1995)

AIN	Modèle	AICc	JURA	Modèles	AICc
<b>CJS</b>	<b>Phi(.) p(g)</b>	<b>164,1344</b>	<b>CJS</b>	<b>Phi(g) p(.)</b>	<b>175,5649</b>
CJS	Phi(.) p(.)	175,9038	CJS	Phi(g) p(g)	176,5049
CJS	Phi(t) p(g)	178,3057	CJS	Phi(.) p(.)	184,0733
CJS	Phi(g) p(t)	178,8899	CJS	Phi(.) p(g)	185,0283
<b>POPAN</b>	<b>Phi(g) p(g) pent(g) N(.)</b>	<b>207,6717</b>	<b>POPAN</b>	<b>Phi(.) p(.) pent(g) N(.)</b>	<b>216,5943</b>
POPAN	Phi(g) p(g) pent(g) N(t)	207,6717	POPAN	Phi(.) p(.) pent(g) N(t)	216,5943
POPAN	Phi(g) p(g) pent(g) N(g)	209,8815	POPAN	Phi(.) p(.) pent(g) N(g)	217,7119
POPAN	Phi(g) p(g) pent(g) N(g*t)	209,8815	POPAN	Phi(.) p(.) pent(g) N(g*t)	217,7119

L'abondance calculée pour le site de l'Ain à partir du modèle CJS retenu estime le nombre 14,78 lynx compris dans un intervalle de confiance de 11,97 et 16,38, avec une probabilité de recapture de 0,68 [0,57 ; 0,78] (Tableau 7). La densité au 100 km<sup>2</sup> déduite de ces estimations est estimée à 1,09 individus (versus 2,08 individus au 100 km<sup>2</sup> en prenant la demi zone tampon la 1/2 MDMP). En revanche le modèle POPAN, comme suspecté, s'ajuste moins aux données et ne converge pas pour mesurer le paramètre d'abondance (intervalle de confiance nul). L'abondance estimée avec les modèles CJS pour le site du Jura est de 12,93 [10,98 – 14,4] individus avec une forte probabilité de recapture de 0,72 [0,61 – 0,8] (Tableau 7). La densité estimée avec la surface MDMP est de 1,9 ind/100km<sup>2</sup> très convergente avec les gammes de densités observées dans la littérature. La densité « locale », mesurée sur la base de la 1/2 MDMP, donne 4,02 lynx au 100km<sup>2</sup>, manifestement surévaluée à cause de l'utilisation de certains points spécifiques du site plus intensivement par différents animaux de façon occasionnelle. L'abondance calculée avec la formulation POPAN est similaire (N=13,79, [13,12 ; 18,15].). La probabilité de recapture sur le site est très bonne à 0,72 [0,61 ; 0,80]. La densité calculée avec la MDMP mesure une densité légèrement supérieure à celle du Jura de 2,03 lynx pour 100km<sup>2</sup>. La densité « locale », calculée avec la 1/2 MDMP, reste moins représentative de l'étendue de fréquentation du territoire par les différents lynx présents régulièrement et/ou occasionnellement.

TABLEAU 7 : ESTIMATION DE L'ABONDANCE AVEC UN INDICE DE CONFIANCE A 95 % ET DE LA DENSITE PAR ANALYSES POPAN POUR LES SITES PILOTES DU JURA ET DE L'AIN

Site	Analyse	Modèle	Abondance estimée (N) [IC95%]	Probabilité de recapture (p) [IC95%]	Densité calculée avec la MDMP [IC95%]	Densité calculée avec la ½ MDMP [IC95%]
Ain	CJS	<b>Phi(.) p(g)</b>	<b>14,28 [11,97 ; 16,38]</b>	<b>0,68 [0,57 ; 0,78]</b>	<b>1,09 [0,92 ; 1.26]</b>	<b>2,08 [1,74 ; 2,39]</b>
Ain	POPAN	Phi(g) p(g) pent(g) N(-)	17 [17 ; 17**]	0,66 [0,55 ; 0,75]	1,31 [1,31 ; 1,31]	2,48 [2,48 ; 2,48]
Jura	CJS	<b>Phi(g) p(.)</b>	<b>12,96 [10,98 ; 14,4]</b>	<b>0,72 [0,61 ; 0,8]</b>	<b>1,90 [1,61 ; 2.12]</b>	<b>4,02 [3.39 ; 4,46]</b>
Jura	POPAN	Phi(.) p(.) pent(g) N(.)	13,79 [13,12 ; 18,15]	0,72 [0,61 ; 0,8]	2,03 [1,93 ; 2,67]	4,27 [4.06 ; 5,62]

## II/ Résultats des analyses en population fermée :

Le choix du meilleur modèle a été réalisé sur le programme Capture<sup>®</sup> implémenté sous Mark. Le meilleur modèle sélectionné par le programme est celui ayant un rang de sélection égale à 1 (en gras dans le tableau 8). Pour procéder à cette sélection, le programme procède par élimination en comparant les déviations résiduelles de chaque modèle avec celle du modèle nul Mo. Le test du Chi<sup>2</sup> mesure cette différence significative ou non et Capture sélectionne ensuite le meilleur modèle comparé avec Mo qui a la meilleure adaptation aux données. Pour les deux périodes des sites pilotes de l'Ain et Jura, le modèle Mh (Jackkniff) qui considère l'hétérogénéité individuelle dans la probabilité de recapture représente le meilleur modèle (tableau 8).

Comme le programme CAPTURE a sélectionné les modèles Mh considérant l'hétérogénéité de recapture entre les individus, les tests de Burnham, permettant en théorie de tester l'hypothèse de population fermée, n'est pas valide. Les résultats obtenus sont négatifs pour 3 des 4 périodes testées.

TABLEAU 8 : TEST DE COMPARAISON DES MODELES MH : (HETEROGENEITE INDIVIDUELLE DE DETECTION), Mb (VARIATIONS COMPORTEMENTALES SUR LA PROBABILITE DE CAPTURE) VERSUS; MO (MODELE NULL AVEC PROBABILITE DE DETECTION CONSTANTE. \*VALEURS STATISTIQUE DES TESTS DE COMPARAISON ENTRE LES 2 MODELES. \*\* TEST NON REALISABLE SUR LE JEU DE DONNEES.

Site et jeu de données	Modèles	Chi <sup>2</sup> (dl) *	p *	Rang de sélection de Capture
Ain : Janvier à Avril 2017	<b>Mh vs Mo</b>	<b>7.903 (2)</b>	<b>0.01923</b>	<b>1</b>
	Mb vs Mo	1.064 (1)	0.30227	0,71
	Mbh vs Mo	7.297 (18)	0.98737	0,63
	Mt vs Mo	12.137 (90)	1,000	0,00
Ain : Novembre à Janvier 2018	<b>Mh vs Mo</b>	<b>3.296 (1)</b>	<b>0.06946</b>	<b>1</b>
	Mb vs Mo	2.223 (1)	0.13593	0,77
	Mbh vs Mo	Nul**	Nul**	-
	Mt vs Mo	5.852 (91)	1.00000	0,00
Jura : Novembre à Janvier 2017	<b>Mh vs Mo</b>	<b>5.601 (1)</b>	<b>0.01795</b>	<b>1</b>
	Mbh vs Mo	Nul**	Nul**	-
	Mb vs Mo	2.885 (1)	0.08943	0,83
	Mt vs Mo	5.124 (91)	1.00000	0,00
Jura : Aout à Octobre 2017	<b>Mh vs Mo</b>	<b>Nul**</b>	<b>Nul**</b>	<b>-</b>
	Mbh vs Mo	Nul**	Nul**	-
	Mb vs Mo	0.027 (1)	0.86984	0,36
	Mt vs Mo	4.393 (91)	1.00000	0,00

Un contraste saisonnier est observé dans les estimations d'effectifs durant la période de rut (avant naissance) et l'automne (post naissance mais avant le rut) sur le site de l'Ain . Sous l'hypothèse d'une fermeture de la population au sein de la saison, des estimations moyennes de quelques 29 individus, avec un large intervalle de confiance compris entre 18 et 64 lynx (densité 2.23 ind.100km<sup>2</sup>) et une très faible probabilité de recapture inférieure à 2% (Tableau 9), sont observées pendant le rut (Janv à Avril), rendant la qualité de l'estimation très incertaine. Les mouvements actifs d'individus, durant cette période particulière de tension sociale, explique sans doute les faibles probabilités de capture d'animaux de passage, ne reflétant pas du tout la densité de lynx résidents en permanence sur le site. L'effectif estimé pour la seconde période de novembre à janvier sur le même site est, en revanche, beaucoup plus stable avec 12 [10-22] individus estimés (densité 0.92 ind.100km<sup>2</sup>) et une probabilité de recapture de 0,027 qui reste faible.

Le piégeage s'étant interrompu après nov2017 dans le Jura, nous n'avons pas pu faire un découpage saisonnier comparatif strictement identique entre les deux sites. Une partie est, en revanche, commune pour comparer la période de Nov à janvier dans les deux sites. L'effectif de lynx pour le site du Jura durant la période de novembre à janvier 2017 est estimé à 8 individus (densité MDMP 1.17 ind.100km<sup>2</sup>), avec un intervalle de confiance compris entre 7 et 16 individus et une probabilité de recapture de 0,036 (Tableau 9). L'estimation est similaire sur l'exercice de la période Août à Octobre (toujours avant rut) avec 10 lynx [9 ; 18] et une probabilité de recapture identique. La densité calculée avec la MDMP est de 1,47, valeur classiquement observée dans la littérature avec ce type de modèle (Zimmerman et al 2018). L'exercice de mesure saisonnière montre, ici, que c'est sans doute bien la période post hivernale (incluant la période du rut) qui engendre le plus de flou dans les estimations de densités. Les estimations entre Août et Janvier semblent donc plus appropriées pour l'estimation des effectifs résidents.

TABLEAU 9 : ABONDANCES ET DENSITES ESTIMEE PAR CMR EN POPULATION FERMEE (MODELE MH AVEC HETEROGENEITE DE CAPTURE ENTRE LES INDIVIDUS) POUR LES DEUX PERIODES SELECTIONNEES DES SITES PILOTES DE L'AIN ET DU JURA

Site d'étude	N obs	Abondance [IC 95%]	Densité avec la MDMP [IC 95%]	Densité avec la ½ MDMP [IC 95%]	Probabilité de recapture
Ain : Janvier à Avril 2017	12	29 [18 – 64]	2,23 [1,38 ; 4,92]	4,23 [2,65 ; 9,42]	0,019
Ain : Novembre à Janvier 2018	9	12 [10 – 22]	0,92 [0,77 ; 1,69]	1,75 [1,47 ; 3,24]	0,027
Jura : Novembre à Janvier 2017	8	8 [7 - 16]	1,17 [1,02 ; 2,33]	2,47 [2,17 ; 4,96]	0,036
Jura : Aout à Octobre 2017	6	10 [9 - 18]	1,47 [1,31 ; 2 63]	3,1 [2,79 ; 5,58]	0,032

### *III. Discussion des estimations démographiques par capture marquage recapture*

La mise en place d'un suivi intensif et continu par piégeage photographique, dans le contexte du Programme Prédateur Proie, a présenté une opportunité très intéressante de test de densité locale des lynx, en application de différents modèles de capture-recapture, chacun avec leurs hypothèses. Les estimations de densités, relativement aux méthodes utilisées, montrent une convergence avec la littérature internationale sur le sujet, avec des valeurs moyennes qui oscillent entre 1 et 2 lynx au 100 km<sup>2</sup> (Gatty, 2014 – 2017 ; Kunz et al., 2016). Ces valeurs sont, cependant, sujettes à grandes variations, lorsque les hypothèses de fermeture et/ou de choix de période de capture dans le cycle biologique ne sont pas définies en accord avec les principales phases du cycle biologique de l'espèce.

Le découpage des données a une forte incidence sur la probabilité de recapture. En effet, les probabilités de recapture sont plus élevées pour les analyses en populations ouvertes, car l'intervalle de temps entre chaque occasion de capture est d'un mois. Ainsi, l'occurrence des événements de captures photo est d'un meilleur rapport pour une plage de temps annuelle. En population fermée, l'utilisation d'occasions de capture journalières (sur 3 mois consécutifs soit sur 91 jours) a rendu la probabilité de détection très (trop) faible. Ce choix de découpage des données pourrait, probablement, expliquer les résultats négatifs obtenus aux tests de Stanley et Burnham, pour mesurer le degré de fermeture de la population. En effet, les faibles probabilités de recapture, ainsi que l'hétérogénéité individuelle, ne permettent pas de différencier si les données sont issues d'une population fermée ou ouverte (White et al., 1982). Un redécoupage par « pentade » i.e. 5 jours (sensus Zimmerman et al, 2018 ; Gimenez et al, en préparation) serait sans doute intéressant à refaire, pour stabiliser les estimations d'effectifs.

Les modèles en population fermée, déjà employés pour estimer les densités de lynx sur d'autres suivis dans le massif jurassien, semblent être plus appropriés que les modèles en population ouverte, qui sont complexes et qui nécessitent des suivis sur de plus longues périodes et d'importants jeux de données, pour être exécutés. Le cas du lynx, ici étudié sur un site d'étude assez restreint, ne rentre pas dans cette catégorie, attendu les niveaux de densités et leur mode de vie sur de grands territoires. Cependant, l'hétérogénéité individuelle reste forte et, notamment, pour la première période du site de l'Ain qui connaît des intervalles de confiance importants. Pour augmenter la fiabilité des estimations, l'utilisation des modèles spatialement explicites (SECR) devrait permettre de diminuer ces intervalles, en traitant spatialement l'hétérogénéité individuelle (Blanc et al., 2013). Cette approche estime un taux de probabilité de capture pour chaque pixel d'une aire supérieure à l'aire d'étude. Elle permet ainsi de s'abstenir d'utiliser une surface de référence arbitraire (la 1/2 MDMP ou la MDMP) qui, sur ce simple choix, donne des valeurs du simple au double. Par l'établissement d'une cartographie de chaleur, les zones de forts versus faible densités permettraient de mieux visualiser cette hétérogénéité, pour le respect des zones de quiétude et ou de gestion des interactions avec les autres utilisateurs du territoire selon les saisons.

La présence du rut à partir de février et l'intégration des jeunes à partir de juin sont visiblement des périodes à éviter pour mesurer les effectifs, car les hypothèses de fermeture de la population ne sont pas respectées. L'instabilité sociale de la période du rut engendre des estimations avec de fortes variances, probablement à cause de mouvements extraterritoriaux d'animaux voisins pour concurrencer les territoires et/ou accéder aux femelles généralement plus casanières que les mâles.

Les lynx identifiés partiellement peuvent également entraîner un biais de surestimation. En effet, comme ces individus n'ont qu'un seul flanc photographié, il est possible que deux individus, ayant un identifiant temporaire, n'en soient qu'un seul. Afin de limiter ces phénomènes, il est indispensable de poursuivre les suivis répétés au cours des années, quitte à restreindre la période sur 3 ou 4 mois en continu en automne et début d'hiver. La confirmation de l'identité des lynx par une identification « double face » est essentielle et que seul un suivi à long terme peut renseigner.

Les jeux de données disponibles restent limités par le faible nombre d'individu, ainsi que la faible étendue de la période de suivi. Ceci dit, la prise en compte de l'hétérogénéité individuelle semble systématiquement requise et dépendante de l'âge. Il apparait également que, seule une partie des lynx (6 ou 7 dans les 2 sites) sont visiblement les animaux

résidents à la vue de leurs localisations et fréquences de recaptures. L'analyse cartographique de ces recaptures apporte ces éléments (cf infra).

### iii. Estimation des domaines vitaux et cartographie des recaptures photographiques

Trois lynx, le mâle F01\_027, la femelle F01\_047 ainsi que l'individu F01\_045 sont récurrents durant les 3 périodes découpées. Leur occupation de l'aire d'étude évolue peu au cours des 3 périodes. La femelle F01\_024 semble être présente au nord du site à partir de la seconde période. Les autres individus n'apparaissent que lors d'une période. Le domaine vital du mâle F01\_027 superpose les domaines vitaux des femelles F01\_024 et F01\_047 (figure10).

Le site du Jura compte 4 individus présents durant les deux périodes d'analyses. Il s'agit des mâles F39\_064, F39\_060 et des femelle F39\_061 et F39\_065 (figure 11). Le domaine vital du mâle F39\_060 semble recouvrir les deux domaines vitaux des femelles F39\_061 et F39\_065 durant la première période. Celui du mâle F39\_064 recouvrirait celui de la femelle F39\_065 durant la seconde période. Les 3 autres individus ne sont présents que sur une des deux périodes analysées.

Le lynx F39\_068 identifié à seulement 2 reprises sur le site d'étude s'avère être repéré photographiquement par le suivi opportuniste du Réseau Loup/Lynx de juin 2017 à avril 2018 (figure 12). De même, Le lynx à l'identifiant temporaire 997 a été photographié deux fois sur le site pilote de l'Ain durant le mois de juin 2017. Des données opportunistes du réseau loup-lynx ont permis de le recapter photographiquement à plusieurs reprises sur le massif de la Chartreuse (figure 13). Selon les deux sources, ce lynx aurait été de passage sur le site pilote lors de sa dispersion entre l'Ain et le massif de la Chartreuse. Ces données de suivi opportuniste réalisée à grande échelle sont complémentaires et permettent d'émettre l'hypothèse de la présence de l'individu au Nord-ouest du dispositif de suivi.

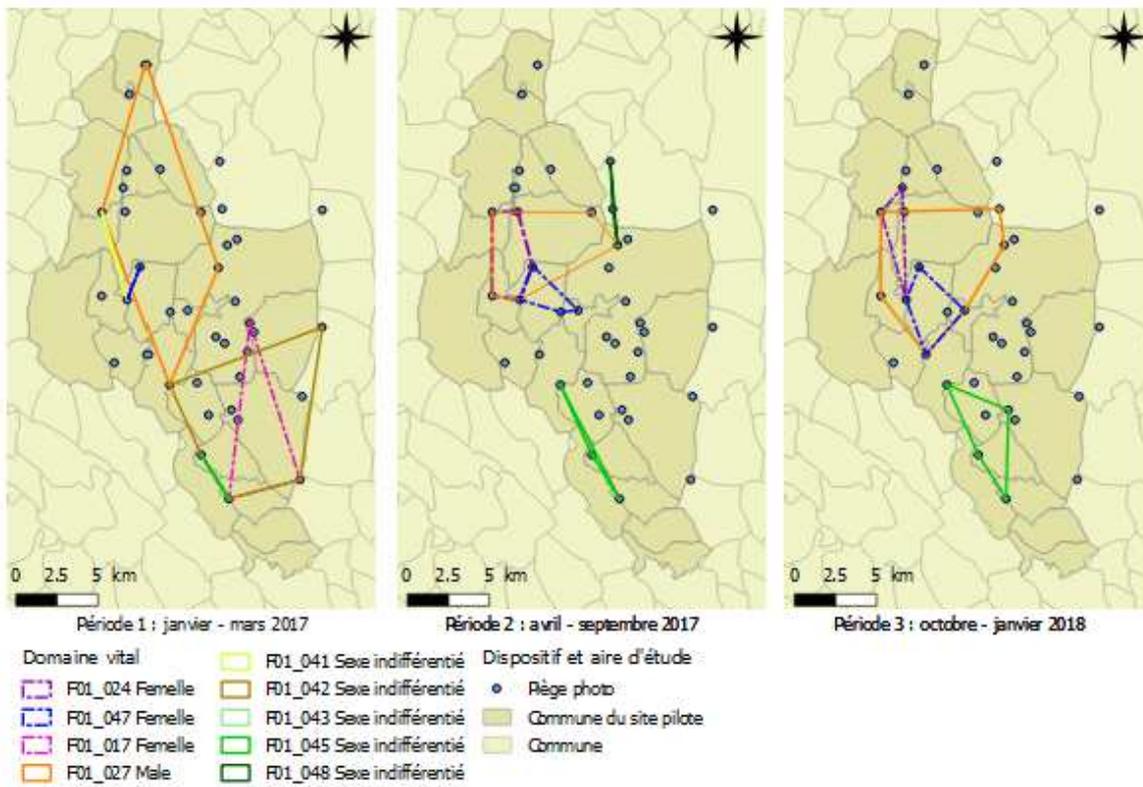


FIGURE 10 : COMPARAISON DES DOMAINES VITAUX PAR MCP POUR LE SITE PILOTE DE L'AIN AU COURS DE 3 PERIODES

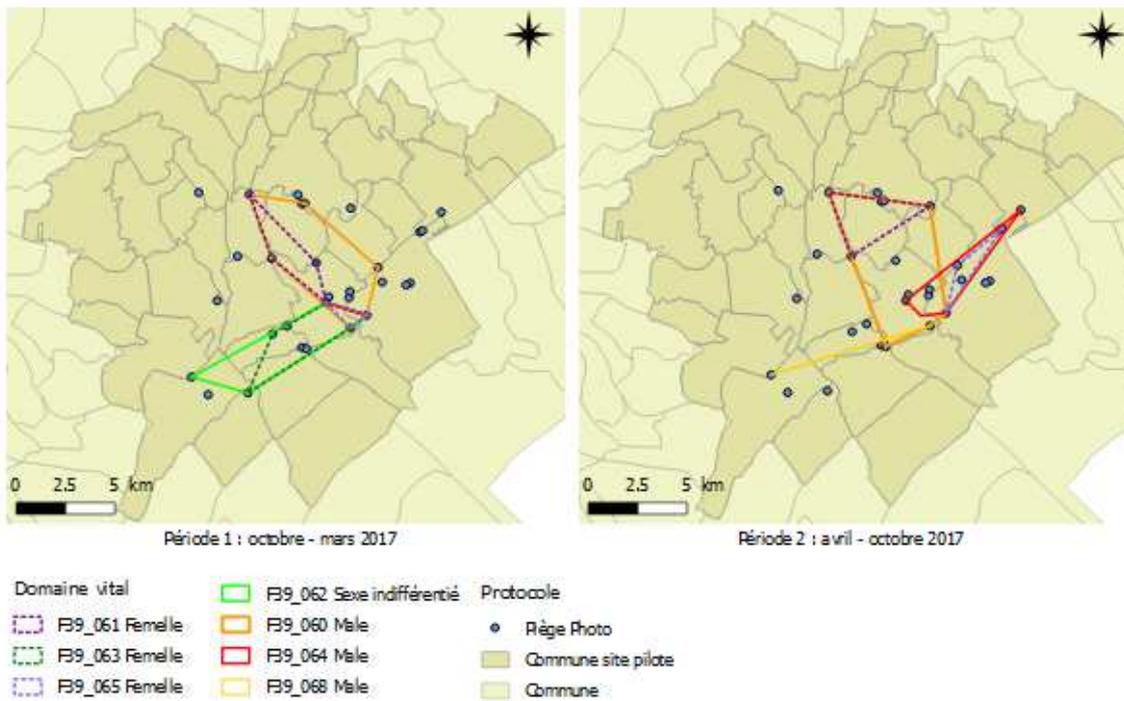


FIGURE 11 : COMPARAISON DES DOMAINES VITAUX PAR LA METHODE DES POLYGOUES MINIMUM CONVEXE (MCP) POUR LE SITE PILOTE DU JURA AU COURS DE 2 SAISONS

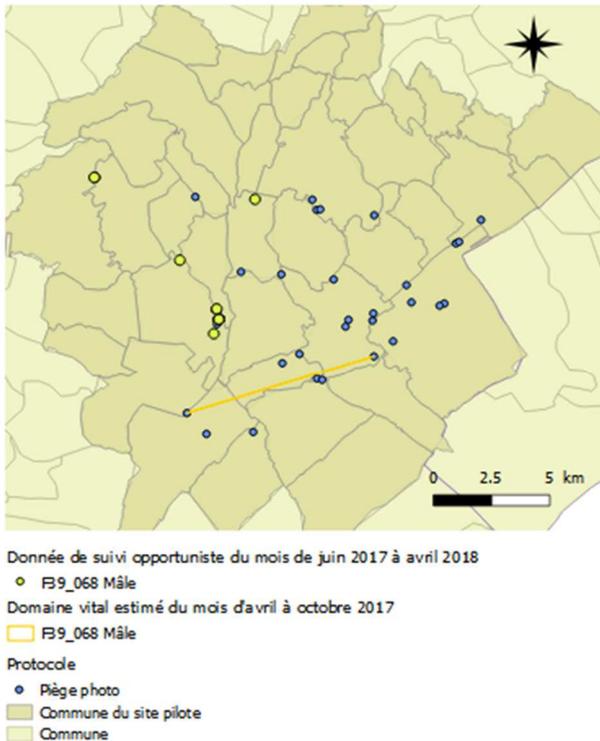


FIGURE 12 : PRESENCE DE L'INDIVIDU F39\_068 SUR LE SITE PILOTE DU JURA

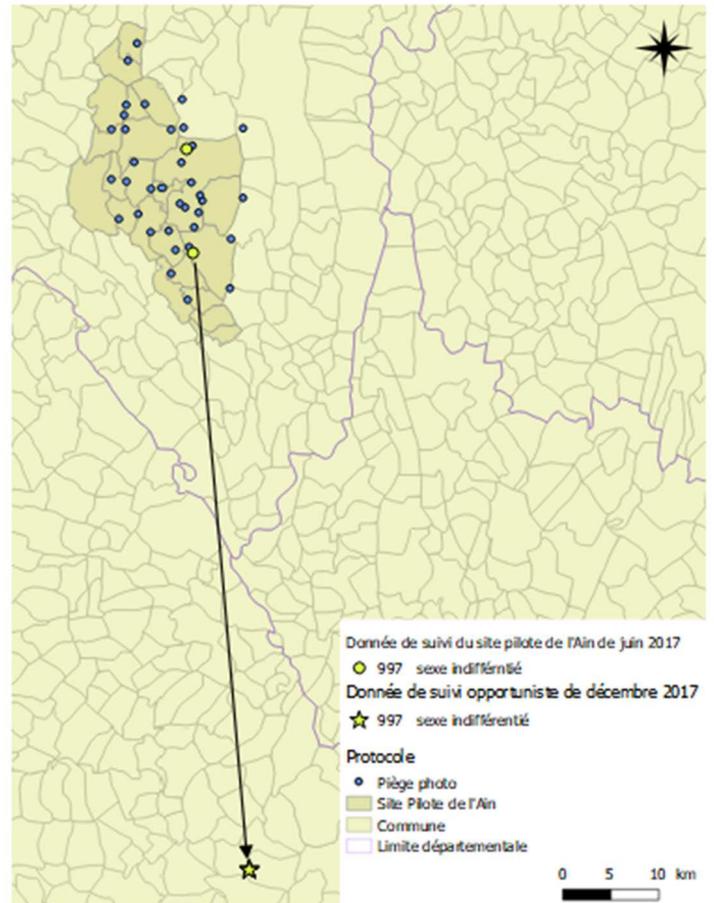


FIGURE 13 : DISPERSION DE L'INDIVIDU 997 DU SITE PILOTE DE L'AIN AU MASSIF DE LA CHARTREUSE EN ISERE

Bien que les domaines vitaux présentent une évolution au cours des périodes biologiques sélectionnées, il n'est pas possible d'estimer un effet saisonnier. La continuité de ces protocoles de suivi par piégeage photographique sur plusieurs années permettrait d'analyser une éventuelle évolution de l'occupation des sites pilotes par les lynx résidents, donnée importante pour assurer la mise en œuvre d'un programme d'étude sur le long terme.

Afin d'affiner ces analyses, il serait nécessaire de disposer des données de déplacements. En effet, les données, disponibles par leur nature fixe et le nombre restreint de pièges photo sur les sites pilotes, limitent les analyses réalisables pour l'estimation des domaines vitaux. En effet, les analyses par MCP nécessitent au minimum 5 recaptures d'un même individu pour réaliser les enveloppes à 95 %. Elles dépendent ainsi des probabilités de détection des lynx passant à proximité des pièges photos sur des mailles de 6,25 km<sup>2</sup>, probabilités qui restent relativement bonnes pour quelques lynx (les résidents) mais avec de fortes différences entre individus. Seuls des suivis par collier GPS permettraient d'accéder à des analyses plus fines d'utilisation du territoire et de dispersion.

## E. Conclusions et préconisations pour le suivi des lynx sur les sites d'étude du PPP

La standardisation SIG du protocole sur des mailles 2.5x2.5 et une grille européenne permettra, à terme, de réaliser des études à l'échelle internationale, en particulier avec le KORA suisse pour une estimation globale de l'évolution de la population de lynx présente sur l'ensemble du massif Jurassien. À la suite de la modification des valeurs des grilles d'échantillonnage, les pièges photographiques en double sur la même maille pourront être redistribués dans les mailles laissées vierges à la suite du nouveau calage de grille d'échantillonnage. Les trombinoscopes réalisés sur les lynx du site sont éditables au format de planches photographiques et pourront utilement être mis à disposition des opérateurs terrain pour la reconnaissance des individus in situ. Ceux-ci pourront être constamment mis à jour avec les nouveaux individus photographiés sur les sites afin de limiter les biais d'identification lors de la pose des colliers GPS. En poursuivant le suivi photographique, ils permettront de distinguer précisément les nouveaux individus comme résidents ou en dispersion.

L'erreur d'identification est une thématique au cœur des analyses de CMR qui nécessite une reconnaissance individuelle sans faille (pas d'erreur de lecture des bagues par analogie avec les études de capture-recapture réalisées sur les oiseaux). Les analyses seraient biaisées si ces postulats étaient transgressés. Afin de limiter ce risque, il serait utile de tester la fiabilité de l'identification entre les opérateurs et le logiciel ExtractCompare ©. Ce test pourrait être basé sur l'identification de plusieurs photos de lynx en 3 étapes distinctes. La première étape serait de mesurer la variance entre les identifications réalisées par les agents actuellement responsables et celles obtenues par le logiciel Extract compare ©, ce dernier mesurant également, en fonction de la qualité de l'image et du patron de taches sur le pelage qui est extrait, une probabilité d'identité avec d'autres lynx de la base de données de référence photos. Cela permettrait ainsi de comparer le pourcentage de fiabilité d'identification entre les opérateurs et le logiciel dédié et de pouvoir y associer une mesure d'incertitude attenante à tous les modèles.

Comme vu précédemment, les modèles de capture recapture spatialement explicite seront, sans doute, plus adaptés pour capturer les différences de densités annuelles ou saisonnières dans l'espace. Ils sont construits en population fermée, il serait donc possible de réaliser des suivis intensifs durant les périodes de Novembre à janvier, où biologiquement, la population de lynx répond mieux aux conditions théoriques de fermeture de la population (hors rut et hors naissance). Ces suivis périodiques peuvent être menés de façon répétée sur les différentes années, pour permettre d'optimiser les coûts et la logistique du maintien des suivis par pièges-photos, dans l'objectif d'identifier les animaux résidents. Cependant, si l'on souhaite étudier un effet saisonnier sur l'occupation des sites pilotes par les lynx résidents, il serait nécessaire de poursuivre les suivis tout au long de l'année.

De plus, la poursuite de ce dispositif de suivis par piégeage photo ouvre également d'autres opportunités s'il est maintenu au fil des années. D'autres espèces sont également identifiées devant les pièges ouvrant la porte à des analyses plus larges de mesure de biodiversité par exemple. Des mesures de cooccurrence d'espèces (fréquences de passage de plusieurs espèces au même endroit) pourraient permettre de dégrossir les associations ou évitements entre prédateurs et proies potentielles, ainsi que le dérangement anthropique, au travers de ces analyses spécifiques (Gotelli, 2000).

## F. Bibliographie :

- Blanc, L., Marboutin, E., Gatti, S., & Gimenez, O. (2013). Abundance of rare and elusive species: Empirical investigation of closed versus spatially explicit capture-recapture models with lynx as a case study. *The Journal of Wildlife Management*, 77, 372 – 378.
- Cusack, J. J., Dickman, A. J., Rowcliffe, J. M., Carbone, C., Macdonald, D. W., & Coulson, T. (2015). Random versus game trail-based camera trap placement strategy for monitoring terrestrial mammal communities. *PloS one*, 10(5), e0126373.
- Efford, M. G. (2012). *secr: Spatially explicit capture-recapture models*. R package version 2.3. 2. [http://CRAN.R-project.org/package= secr](http://CRAN.R-project.org/package=secr).
- Gatti S., Blanc L, Gimenez O., Marboutin E., 2014. Estimation des densités de lynx dans le massif du Jura entre 2011 et 2014. *Faune sauvage N°304*. P 4-8 [http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/mammiferes/carnivores/grands/FS\\_304\\_densite\\_lynx\\_massif\\_Jura.pdf](http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/file/mammiferes/carnivores/grands/FS_304_densite_lynx_massif_Jura.pdf)
- Gimenez O. et al., en préparation. Spatial density estimates of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the French Jura and Vosges Mountains. *Soumis*.
- Gotelli, N.J. (2000). Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81(9), 2000, pp. 2606–2621
- Herfindal, I., Linnell, J. D., Odden, J., Nilsen, E. B., & Andersen, R. (2005). Prey density, environmental productivity and home-range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, 265(1), 63-71.
- Herrenschmidt, V., & Leger, F. (1987). Le Lynx, le point sur la colonisation naturelle du Jura et les premiers résultats de suivi scientifique des animaux réintroduits dans les Vosges. *Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse*, 115, 15-25.
- Hiby L. 2010. Extract Compare: Conservation Research Ltd: [www.conservationresearch.co.uk](http://www.conservationresearch.co.uk)
- Kunz F., Landolf M., Fattebert J., Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U., Zimmermann F. 2016. Abondance et densité du lynx: estimation par capture-recapture photographique dans le compartiment I, durant l'hiver 2015/16 KORA Bericht Nr. 75f, 16 p.
- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J., & Anderson, D. R. (1992). Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological monographs*, 62(1), 67-118.
- Linnell JDC., Fiske P., Herfindal I., Odden J. Brøseth H. & Andersen R. (2007). An evaluation of structured snow-track surveys to monitor Eurasian lynx populations. *Wildlife Biology* 13:4 – 456 – 466
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C., and Anderson, D.R. (1978) *Statistical inference from capture data on closed animal populations*. *Wildlife Monographs*, 62p.
- Pesanti E. 2011. Comparision of different methods to estimate density from camera-trap data: the case of the eurasian lynx (*lynx lynx*). *Travail de Maîtrise universitaire ès Sciences en comportement, évolution et Master Thesis of Science in Behaviour, Evolution and Conservation*. UNIL université
- QGIS, D. T. (2011). Quantum GIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation Project, 45.
- R Development Core Team (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Stahl, P., Vandel, J.M., 1998a. Le Lynx Boreal Lynx lynx (Linnee, 1758). Encyclopédie des carnivores de France, No. 19.
- Stanley, T. R., & Burnham, K. P. (1999). A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics*, 6(2), 197-209.
- Stanley, T. R., & Richards, J. D. (2004). CloseTest Version 3.0, a program for testing capture recapture data for closure. US Geological Survey, Fort Collins Science Center, Colorado, USA.
- Sugiura, N. (1978) Further analysis of the data by Akaike's information criterion and the finite corrections. *Communications in Statistics A*, 7, 13-26.
- White, G. C., & Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird study*, 46(sup1), S120-S139.
- Worton B.J. (1989) – Kernel method for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164-168.
- Zimmermann F., Fattebert J., Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U. (2007). Abondance et densité du lynx : estimation par capture-recapture photographique dans le Nord du Jura suisse. KORA Bericht Nr. 37 f, 24 pp.
- Zimmermann F., Meylan L., Frey O., Breitenmoser-Würsten C., Breitenmoser U. & Kunz F. 2018. Abondance et densité du lynx dans le Sud du Jura suisse: estimation par capture-recapture photographique dans le sous-compartiment Ia, durant l'hiver 2017/18. KORA Bericht Nr. 80. 23 pp.

## Annexes 1 : Trombinoscope du site pilote de l'Ain.

*Fichier annexe disponible auprès de l'OFB*

### Programme Prédateur-Proies Lynx

Registre des lynx identifiés sur le site d'étude de l'Ain

*Données issues du piégeage photographique exploratoire*

Version du 18/09/2018





## **Annexes 2 : Trombinoscope du site pilote du Jura**

*Fichier annexe disponible auprès de l'OFB*

# **Programme Prédateur-Proies Lynx**

## **Registre des lynx identifiés sur le site d'étude du Jura**

*Données issues du piégeage photographique exploratoire*