

A photograph of a lynx walking through a snowy forest. The lynx is in the lower-left foreground, facing right. The ground is covered in snow with some dry leaves and twigs. The background shows trees with some brown leaves. A semi-transparent white box with a red header is overlaid on the right side of the image.

Monitoring du lynx dans le canton de Fribourg

—
Hiver 2017-2018



ETAT DE FRIBOURG
STAAT FREIBURG

Service des forêts et de la faune SFF
Amt für Wald, Wild und Fischerei WaldA

Impressum

Direction des institutions, de l'agriculture et des forêts DIAF

Novembre 2018

Editeur

Service des forêts et de la faune **SFF**

Route du Mont Carmel 1

Case postale 155

1762 Givisiez

Collaborateurs

Elias Pesenti, Adrian Aebischer, José Genoud, Reto Hässig, Simon Jaffrédou, Pierre Jordan, Fabrice Maradan, Martin Mauron, Erich Peissard, Pascal Riedo, Patrick Romanens

Correctrice

Pierrette Baeriswyl

Photo de couverture

José Genoud

Copyright

Service des forêts et de la faune **SFF**

Remerciements

Nous remercions vivement tous ceux qui, d'une manière ou d'une autre, nous ont aidés et soutenus lors de la session de monitoring.

Nous remercions en particulier:

- les «naturalistes» de la Gruyère pour les contrôles effectués;
- Fridolin Zimmermann (KORA) pour le soutien professionnel.

Sommaire

1	Résumé	4
<hr/>		
2	Introduction	5
	Grands carnivores	5
	Capture-recapture photographique	5
	Piégeage photographique	5
	Objectif du rapport	6
<hr/>		
3	Matériel et méthodes	7
	Aire d'étude	7
	Autres espèces	7
	Piégeage photographique	8
	Capture-recapture	10
	Analyses non spatiales	10
	Analyses spatiales	11
<hr/>		
4	Résultats	12
	Piégeage photographique	12
	Analyses non spatiales	15
	Analyses spatiales	16
	Estimations des densités	16
	Comparaison des densités	17
<hr/>		
5	Discussion	18
	Piégeage photographique	18
	Estimation de l'abondance	18
	Estimation de la densité	19
	Comparaison des densités	19
	Régulation des populations de lynx	19
<hr/>		
6	Bibliographie	20

ANNEXES

Annexe 1: Détection d'autres mammifères	23
Lynx (<i>Lynx lynx</i>)	23
Blaireau (<i>Meles meles</i>)	24
Cerf (<i>Cervus elaphus</i>)	24
Chamois (<i>Rupicapra rupicapra</i>)	25
Chat domestique (<i>Felis silvestris catus</i>)	25
Chat sauvage (<i>Felis silvestris silvestris</i>)	26
Chevreuril (<i>Capreolus capreolus</i>)	26
Fouine (<i>Martes foina</i>)	27
Lièvre brun (<i>Lepus europaeus</i>)	27
Lièvre variable (<i>Lepus timidus</i>)	28
Martre (<i>Martes martes</i>)	28
Renard (<i>Vulpes vulpes</i>)	29
Sanglier (<i>Sus scrofa</i>)	29

1. Résumé

Résumé

Afin de mieux connaître la situation du Lynx Eurasien (*Lynx lynx*) dans l'ensemble des Préalpes fribourgeoises, un suivi cantonal utilisant la méthode de capture-recapture photographique a été organisé pour la deuxième fois au sein de cette région (premier monitoring 2015-2016). Ce suivi, qui ne peut pas être utilisé pour des mesures de gestion de lynx (tir de régulation), donne des informations très importantes sur l'évolution, la répartition et l'utilisation spatiale de la population de lynx sur le territoire fribourgeois. Au total, 31 sites (62 pièges photographiques) ont été échantillonnés durant 60 nuits, soit du 16 février 2018 au 17 avril 2018 (effort d'échantillonnage de 1860 nuits). Les pièges photographiques ont fonctionné pendant 1824 des 1860 nuits potentielles (97.64 %). Au total, 188 photos de lynx correspondant à 18 individus (5 mâles, 4 femelles et 9 de sexe inconnu) ont été détectées sur 24 sites. L'estimation de l'abondance (intervalle de confiance de 95 %) sous le modèle M_h (analyses non spatiales) était de 19 (19 – 27) lynx indépendants, ce qui correspond à une densité de 2.92 (2.30 – 3.54) lynx indépendants pour 100 km² et de 3.39 (2.78 – 4.00) pour 100 km² d'habitat favorable. Les modèles spatiaux sous le modèle M_B ont estimé les densités (intervalle de confiance 95 %) à 1.83 (1.09 – 3.05) lynx indépendant pour 100 km² et à 2.89 (1.68 – 5.27) pour 100 km² d'habitat favorable. Les résultats des estimations de densité de cette étude se situent légèrement au-dessus de la moyenne des densités calculées dans d'autres régions de Suisse durant la même période. Malgré la tendance à la hausse, les estimations de ce monitoring ne diffèrent pas de manière significative de celles calculées en 2015-2016.

Zusammenfassung

Um die Situation des Eurasischen Luchses (*Lynx lynx*) im gesamten Freiburger Voralpengebiet besser zu kennen, wurde zum zweiten Mal innerhalb dieser Region ein Monitoring mithilfe der fotografischen Fang-Wiederfang-Methode durchgeführt. Dieses Monitoring wird nicht zum Luchsmanagement (Regulationsjagd) verwendet, sondern liefert wichtige Informationen zur Entwicklung, Verbreitung und räumlichen Nutzung des Luchsbestandes in der Region Freiburg. Insgesamt wurden an 31 Standorten (62 Fotofallen) während 60 Nächten Untersuchungen durchgeführt, d. h. vom 16. Februar 2018 bis am 17. April 2018 (Untersuchungsaufwand von 1860 Nächten). Die Fotofallen funktionierten in 1824 von 1860 theoretisch möglichen Fangnächten (97.64 %). Insgesamt wurden 188 Fotos von 18 verschiedenen Individuen (5 Männchen, 4 Weibchen und 9 Tiere unbekanntes Geschlechts) an 24 Standorten erfasst. Die Schätzung der Abundanz (95 % Konfidenzintervall) gemäss dem Modell M_h (nicht räumliche Analysen) ergab 19 (19 – 27) unabhängige Luchse, was einer Dichte von 2.92 (2.30 – 3.54) selbständigen Luchsen pro 100 km² resp. von 3.39 (2.78 – 4.00) pro 100 km² geeignetem Habitat entspricht. Die räumlichen Modelle nach dem Modell M_B haben Dichten (95 % Konfidenzintervall) von 1.83 (1.09 – 3.05) selbständigen Luchsen pro 100 km² und von 2.89 (1.68 – 5.27) pro 100 km² geeignetem Habitat ergeben. Die geschätzte Dichte, liegt in dieser Studie leicht über dem im gleichen Zeitraum berechneten Durchschnitt anderer Schweizer Regionen. Trotz des Aufwärtstrends unterscheiden sich die Schätzungen nicht signifikant von den in den Jahren 2015-2016 berechneten Werten.

2. Introduction

Grands carnivores

Les grands carnivores jouent un rôle très important dans les écosystèmes du monde entier (Ripple et al, 2014). Par contre, dans les régions occupées par l'homme, la conservation, la présence ainsi que le suivi de ces populations sont très souvent conflictuels (Meriggi et Lovari, 1996; Polisar, 2000; Karanth et Maduhsudan, 2002; Eeden et al, 2018). Comme démontré par plusieurs études, une coexistence entre grands prédateurs et êtres humains est tout à fait possible (Chapron et al, 2014; Athreya et al, 2013). Afin de pouvoir appliquer une gestion adaptée vis-à-vis de ces populations de grands prédateurs, comme pour le reste de la faune sauvage, il est nécessaire d'avoir un maximum d'informations concernant la taille de la population, la répartition des individus ainsi que leur évolution au cours du temps (Karanth et al, 1999). Si ces informations sont récoltées de manière précise et standardisée, les données peuvent être utilisées pour une meilleure conservation des espèces et peuvent ensuite mieux définir des mesures afin d'atteindre les buts de gestion (OFEV, 2010). Nombreux sont les facteurs à prendre en considération pour une gestion de la faune sauvage adaptée. Même si ce n'est pas le seul, un des facteurs très importants lorsqu'on parle de gestion de la faune sauvage est celui de connaître la taille et la tendance d'une population donnée (Williams et al, 2002).

Capture-recapture photographique

Comme démontré par le passé, le recensement de l'ensemble d'une population (valeur absolue), notamment des espèces forestières, n'est pas possible (Cederlund et al, 1998). Cependant, plusieurs méthodes permettent d'estimer la probabilité de capture ainsi que les effectifs d'une population surtout si cette dernière est composée d'espèces identifiables par des marques naturelles ou artificielles. Une de ces méthodes, dite méthode de capture-recapture photographique, peut donc être utilisée chez le Lynx Eurasien (*Lynx lynx*). Cette méthode étant considérée comme non invasive (pas de capture physique de l'animal) ne nécessite pas une présence continue dans le terrain. De ce fait elle limite considérablement les dérangements de la faune sauvage (Henschel & Ray, 2003; Silveira et al, 2003). Un des buts principaux de la méthode de capture-recapture photographique est de photographier un maximum d'individus différents et d'avoir un maximum de photos de chaque individu (Karanth & Nichols, 2002).

Piégeage photographique

L'utilisation du piégeage photographique pour le suivi d'espèces est très répandue dans le monde entier et est utilisée pour une multitude d'espèces différentes sans marques naturelles très visibles comme par exemple l'éléphant de forêt *Loxodonta cyclotis* (Head et al, 2013), le chimpanzé *Pan troglodytes* (Boyer-Ontl & Pruetz, 2014), le tapir du Brésil *Tapirus terrestris* (Noss et al, 2013) ainsi que chez plusieurs canidés: le coyote *Canis latrans* (Larrucea et al, 2007), le renard *Vulpes vulpes* (Sarmiento et al, 2009) ainsi que le loup *Canis lupus* (Mattioli et al, 2018). L'utilisation du piégeage photographique pour des félins est également courante dans le monde entier, par exemple chez le tigre *Panthera tigris* (Karanth et al, 2006), le jaguar *Panthera onca* (Silver et al, 2004), le puma *Puma concolor* (Kelly et al, 2008) et chez le léopard des neiges *Panthera uncia* (Jackson et al, 2006).

Dans plusieurs régions de Suisse, cette méthode est utilisée depuis plusieurs années pour le suivi des populations de lynx (p. ex. Laass, 2002; Ryser et al, 2005; Zimmermann et al, 2007). Dans le canton de Fribourg le premier suivi cantonal du lynx sur l'ensemble des Préalpes fribourgeoises à l'aide de la méthode de capture-recapture photographique a été mené durant l'hiver 2015-2016 (Pesenti et al, 2017).

Objectif du rapport

La présente étude évalue la situation du lynx dans l'ensemble des Préalpes fribourgeoises (densité, répartition spatiale, etc.) grâce à l'utilisation de la méthode dite de capture-recapture photographique (analyses spatiales et non spatiales). De plus, pour la première fois, les résultats seront comparés aux résultats obtenus lors du premier monitoring du lynx dans l'ensemble des Préalpes fribourgeoises (Pesenti et al, 2017). Les résultats de ce rapport ne seront pas, sans analyse complémentaire intercantonale, utilisables pour une éventuelle demande de régulation du lynx dans le canton de Fribourg car l'aire d'étude diffère de celle mentionnée dans les directives fédérales (Plan Lynx, 2016). De plus, la densité n'est qu'une des nombreuses conditions à respecter pour un éventuel tir de régulation (Commission intercantonale, 2018).

3. Matériel et méthodes

Aire d'étude

L'extension fribourgeoise (EFR) est une région de 616.2 km² de superficie et de 175.34 km de périmètre qui comprend toutes les Préalpes fribourgeoises (fig. 1). Les 68.9 % de la surface se trouvent dans le district de la Gruyère, 14.6 % dans le district de la Singine, 12.5 % dans le district de la Veveyse et seulement 4 % dans le district de la Sarine. L'EFR est délimitée dans la partie sud et sud-est par les limites cantonales de Berne et de Vaud et dans la partie nord par les limites biogéographiques de Suisse (« Voralpen »). Cette dernière limite est issue d'une analyse statistique de relevés cartographiques de la flore suisse ainsi que de données faunistiques du Centre suisse de cartographie de la faune (OFE3501S_REG_BIOGEO). L'EFR comprend la vallée de la Trême, la vallée de l'Intyamon, la vallée de la Jogne, le Burgerwald, le Plasselschlund, le Seeschlund et le Muscherenschlund (fig. 1). Le point le plus bas de l'aire d'étude se situe à 599 m (La Sarine, Treyvaux) tandis que le point le plus élevé se situe à 2389 m (Vanil Noir, Grandvillard). La forêt couvre 38.2 % (235.4 km²) de l'aire d'étude. Elle est composée de 56 % d'épicéas, 11 % de sapins, 0.4 % de mélèzes, 0.3 % de pins, 0.2 % d'autres résineux, 13.7 % de hêtres, 0.1 % de chênes, 4.8 % d'érables, 3.4 % de frênes et 6.9 % d'autres feuillus.

Autres espèces

Au sein de l'EFR en plus d'autres carnivores de petite à moyenne taille (*Vulpes vulpes*, *Meles meles*, *Foينا foينا*, etc.), plusieurs ongulés sont également présents comme par exemple le cerf (*Cervus elaphus*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*), le bouquetin (*Capra ibex*), le chamois (*Rupicapra rupicapra*) et le sanglier (*Sus scrofa*). Le loup (*Canis lupus*) a occupé une partie de ce même territoire pendant 10 ans (2007-2017). Depuis la découverte du cadavre de la louve F13 en juin 2017, aucun autre indice d'un individu résident n'a été observé.

Piégeage photographique

Afin d'appliquer la même méthode d'échantillonnage que lors du dernier monitoring (Pesenti et al, 2017), l'EFR a été divisée en cellules de 2.7 km x 2.7 km selon la méthode décrite par Laass en 1999. En sachant que les lynx préfèrent se déplacer au-dessous de la limite des arbres (Breitenmoser-Würsten et al, 2001), les sites ont été choisis dans chaque deuxième cellule avec au moins 1/3 de sa superficie au-dessous de 1800 m d'altitude. Au total 31 sites (deux de plus que lors du premier monitoring) ont été équipés et échantillonnés durant 60 nuits, soit du 16 février 2018 au 17 avril 2018, ce qui correspond à un effort potentiel d'échantillonnage de 1860 nuits. La période du suivi a été légèrement décalée afin d'effectuer le suivi en même temps que le monitoring intensif national (Zimmermann et al, 2018) dans la nouvelle zone de référence Simme-Saane au sein du sous-compartiment IVa (Plan Lynx, 2016). Afin d'augmenter la probabilité de capture, les pièges photographiques ont été installés sur des routes forestières, des chemins pédestres et des passages forcés souvent utilisés par le lynx (expériences et observations des gardes-faune, Service des forêts et de la faune, SFF). Grâce aux données récoltées ces deux dernières années, l'emplacement de plusieurs sites a été adapté par rapport au dernier monitoring afin d'augmenter la probabilité de capture. En sachant que les deux flancs du lynx ne sont pas identiques et afin de disposer d'un maximum d'informations pour la construction du calendrier de captures, chaque site a été équipé de deux pièges photographiques posés de part et d'autre du chemin (Zimmermann et al, 2004).

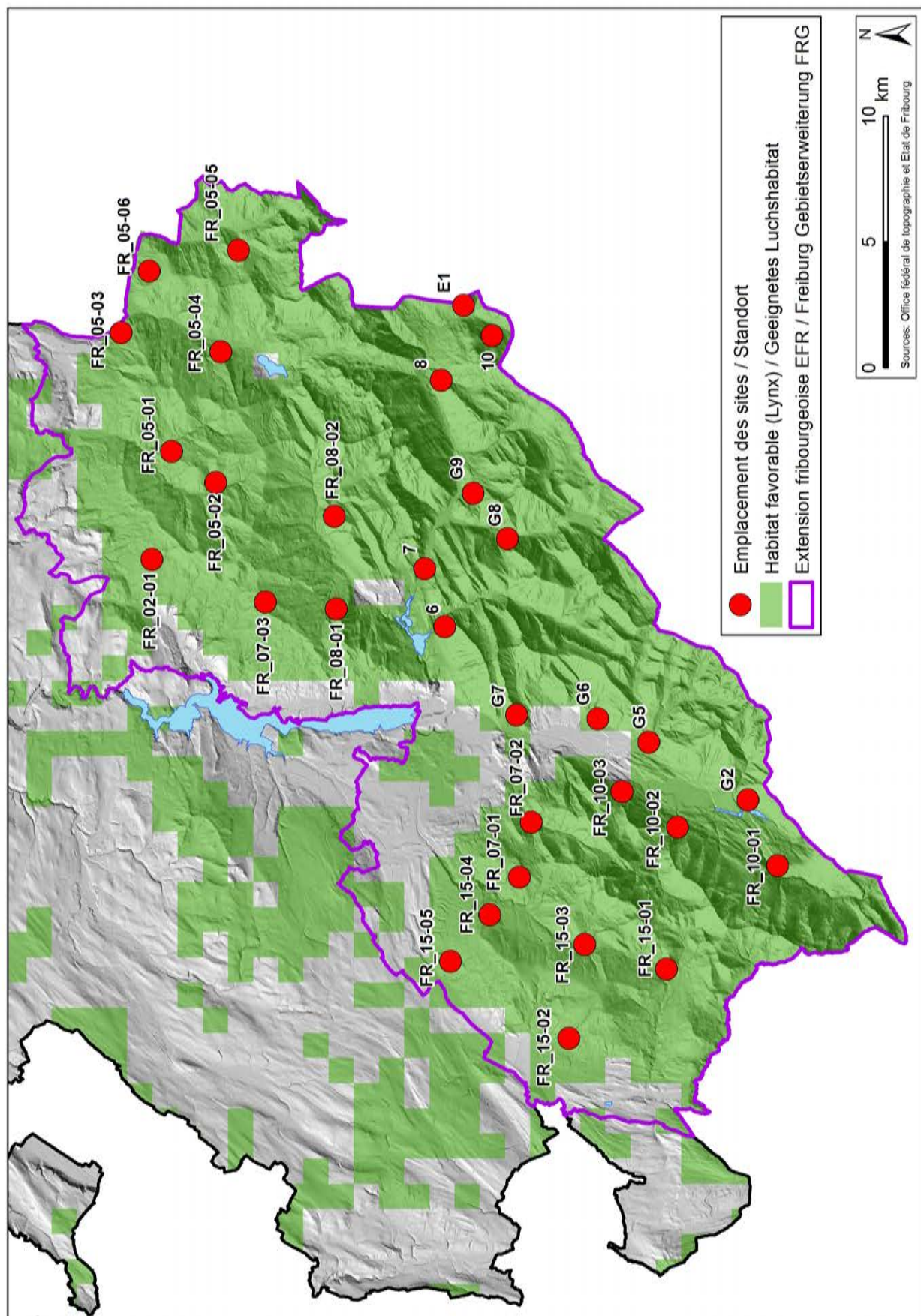


Figure 1
 Carte du périmètre de l'extension fribourgeoise (en violet, EFR 616.2 km²), l'emplacement spatial des sites (points rouges) ainsi que la surface d'habitat favorable (en vert) selon Zimmermann (2004).

Afin de disposer de photos de bonne qualité (limitation de l'effet de distorsion et de déformation), les pièges photographiques étaient placés à une hauteur de plus au moins 80 cm. De cette façon le flanc du lynx était bien visible et donc utilisable pour l'identification et les analyses. Tous les 7 à 10 jours, les pièges photographiques étaient contrôlés afin de changer les accus, les cartes SD et remplacer les appareils défectueux si nécessaire. Toutes les images ont été systématiquement visionnées et méthodiquement enregistrées. Seules les images avec des personnes et des véhicules ont été effacées afin de respecter la sphère privée. Les appareils utilisés étaient de deux types; sur les 62 pièges photographiques utilisés pour le monitoring 52 étaient des caméras digitales de type Cuddeback model C123 pourvues de flash Xenon blanc (fig. 2). Les 10 autres étaient des caméras digitales de type Cuddeback model Ambush pourvues également de flash Xenon blanc (Cuddeback, Green Bay, Wisconsin).



Figure 2

Piège photographique de type Cuddeback model C123 utilisé pour le monitoring du lynx.

Pour pouvoir identifier chaque individu, les images contenant du lynx ont été comparées aux images de référence d'individus déjà connus par le piégeage photographique (bases de données du canton et du KORA). Le piégeage photographique pour le suivi du lynx permet non seulement d'estimer l'abondance et la densité de l'espèce cible au moyen de modèles (spatiaux et non spatiaux) mais permet aussi de collectionner des informations sur la répartition et l'utilisation spatiale d'autres espèces en particulier les mammifères.

Ces informations sont importantes pour une bonne conservation et gestion des espèces. En effet, grâce à ce même monitoring le chat sauvage (*Felis silvestris*) a été photographié pour la première fois au sein des Préalpes fribourgeoises. Toutefois, il faut garder à l'esprit que la méthode d'échantillonnage a été ajustée à l'espèce cible, en l'occurrence le lynx, et par conséquent, les résultats pour les autres espèces peuvent être biaisés.

Capture-recapture

Une histoire de captures a été créée pour chaque individu en spécifiant le sexe de l'individu (visible sur la photo ou informations disponibles grâce aux observations des années précédentes), l'heure de capture ainsi que l'identité de leur mère. En raison du fort taux de disparition (mortalité et dispersion), les lynx juvéniles, qui d'après leur âge devraient encore accompagner leur mère, ont bien été identifiés mais comptés comme capture de la femelle résidente (leur mère) dans le calendrier de captures. L'estimation de la taille de la population correspond donc au nombre de lynx indépendants (lynx de plus d'un an). L'histoire de captures, en système de numérotation binaire, ne peut prendre que deux valeurs notées par convention 0 et 1. La valeur 0 désigne l'absence de capture dans une période donnée tandis que le 1 désigne la capture de l'individu. Si un individu a été capturé plusieurs fois dans la même période donnée, le résultat reste toujours 1.

Analyses non spatiales

Comme déjà effectué lors du dernier monitoring (Pesenti et al, 2017) et d'autres études sur le lynx (p. ex. Pesenti & Zimmermann, 2013), les 60 nuits de monitoring ont été divisées en 12 périodes de 5 jours consécutifs (pentades). La matrice qui en résulte résume l'histoire de captures en système de numérotation binaire pour la totalité des individus capturés pendant le monitoring. Cette dernière a été utilisée dans le module CAPTURE du programme MARK (White et Burnham, 1999) pour estimer les effectifs de populations fermées. La fermeture de la population a été testée au moyen du programme CloseTest 3.0 (Stanley et Burnham, 1999). Le module CAPTURE sélectionne le meilleur modèle parmi 8 modèles possibles, entre autres, M_0 (la probabilité de capture est la même pour tous les individus et n'est pas influencée par une modification du comportement; elle ne varie pas au cours du temps) et M_h (la probabilité de capture varie d'un individu à l'autre mais pas au cours du temps). Généralement le modèle M_0 est le modèle ayant le meilleur classement suivi du modèle M_h . Par contre, c'est le modèle M_h qui est le plus utilisé car, d'un point de vue biologique, les mâles et les femelles n'ont pas la même probabilité de capture (Pesenti & Zimmermann, 2013). En effet, non seulement les deux sexes n'ont pas la même surface d'espace vital mais ont également une distance parcourue qui est significativement différente (Pesenti & Zimmermann, 2013). De plus, le modèle M_h est plus robuste au cas où les hypothèses sous M_0 n'étaient pas respectées. Afin de comparer les résultats entre les différentes aires d'étude, il est important de convertir l'estimation de l'abondance en densité. Pour ce faire, il suffit de diviser l'estimation de l'abondance par la surface de l'aire d'étude. Une estimation de la densité tenant compte de l'habitat favorable du lynx (Zimmermann et al, 2004) a également été effectuée.

$$D = N/\hat{A}$$

Analyses spatiales

Dans ce rapport, les analyses spatiales ont été effectuées en utilisant des estimateurs basés sur des fonctions de vraisemblance dans le « package secr » (Spatially explicit capture-recapture model, Efford 2016) dans l'environnement statistique R (R 3.5.1, Core Team 2018). Contrairement aux modèles de capture-recapture non spatiale, les modèles de capture-recapture spatiale estiment la densité sur la base des histoires de captures en tenant compte de la localisation spatiale des captures. L'aire délimitée par les centres d'activités potentiels doit être choisie suffisamment grande afin qu'elle n'influence pas l'estimation de la densité. Les modèles de capture-recapture spatiale, en plus d'être plus robustes aux effets de bords (domaines vitaux qui ne chevauchent que partiellement la zone échantillonnée par le piégeage photographique), ne nécessitent pas de délimiter l'aire d'échantillonnage de façon arbitraire, comme dans le cas des modèles de capture-recapture non spatiale (Zimmermann et al, 2007). Trois sources d'informations sont nécessaires afin de pouvoir utiliser les modèles de capture-recapture spatiale (Efford, 2008 ; Royle et al, 2009):

- histoire de captures pour chaque individu (identité, localisation et occasion pour laquelle l'individu a été capturé);
- déploiement des sites (localisation des pièges photographiques y compris l'information sur leur fonctionnement);
- centres d'activités des lynx (maillage 1000 x 1000 m de centres d'activités potentiels localisés dans l'habitat favorable du lynx et comprenant la valeur de 1 lorsque le centre d'activités potentiel est localisé dans l'habitat favorable et 0 pour le cas contraire).

Comme tous les modèles de capture-recapture spatialement explicites, « secr » ajuste une fonction de détection qui relie la probabilité de détection d'un individu ou le nombre de détections attendues à la distance du détecteur, dans notre cas le site équipé de pièges photographiques, au point considéré comme son centre d'activité ou le centre de son domaine vital. Dans notre cas, nous avons utilisé la fonction par défaut qui est la loi de la demi-normale. Le « package secr » permet d'ajuster toute une série de modèles prédéfinis équivalents aux modèles non spatiaux de capture-recapture (voir analyses non spatiales) mais aussi des modèles plus complexes qui permettent d'investiguer, par exemple, l'effet du sexe sur les paramètres de détection (g_0 et σ). Le choix du meilleur modèle a été fait en suivant l'approche décrite dans Zimmermann et Foresti (2016). Comme suggéré par Royle et al, 2014, les modèles ont été comparés à l'aide du ΔAIC . Seuls les modèles avec un $\Delta AIC < 2$ ont été retenus (Burnham et Anderson, 2002).

4. Résultats

Piégeage photographique

En tout, 62 pièges photographiques ont été placés sur 31 sites durant 60 nuits, ce qui équivaut à une durée d'échantillonnage de 1860 nuits de captures potentielles. En raison de problèmes techniques sur quelques pièges au début du suivi, l'effort d'échantillonnage effectif a été ramené à 1824, soit 98.06 % du total (fig. 3). Cette valeur, légèrement plus élevée par rapport au premier monitoring (97.64 %) se situe à la limite supérieure des valeurs observées dans d'autres études (84.2 % dans le suivi du lynx mené dans le Jura, Zimmermann et al, 2007; 99.7 % dans le suivi du lynx mené dans l'aire de référence du nord-est de la Suisse, Zimmermann et al, 2016). Contrairement au dernier monitoring aucun vol ou détérioration du matériel n'a été constatée.

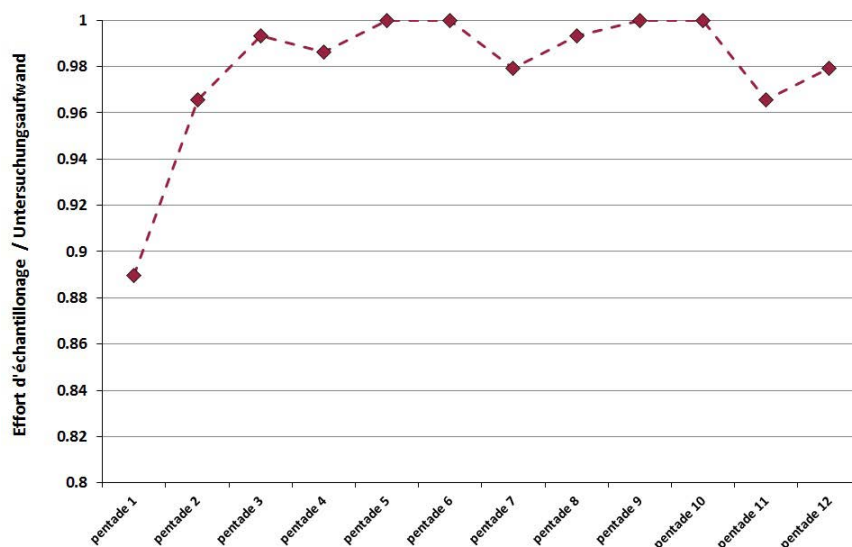


Figure 3

Courbe représentant l'effort d'échantillonnage par pentade (en pourcentage). En raison de problèmes techniques, la première pentade se situe en dessous du 90 % d'effort. Les résultats se sont ensuite améliorés lors des 11 autres pentades.

En prenant en compte toutes les photos déclenchées par les 62 pièges photographiques, un total de 2972 photos d'animaux sauvages a été répertorié (fig. 4). La répartition spatiale des différentes espèces n'est pas homogène (Annexe 1). L'espèce la plus photographiée est le renard (30.96 %, $N=920$), suivie par le blaireau (16.72 %, $N=497$), le chevreuil (15.92 %, $N=473$), le cerf (10.77 %, $N=320$), le chamois (8.11 %, $N=241$), le lièvre brun (2.83 %, $N=84$), le chat domestique (1.88 %, $N=56$), le sanglier (1.14 %, $N=34$), la martre (0.67 %, $N=20$), le lièvre variable (0.44 %, $N=13$), le chat sauvage (0.17 %, $N=5$) et la fouine (0.14 %, $N=4$). Les 3.94 % de toutes les photos ($N=117$) correspondent à des photos d'autres espèces, comme par exemple: l'écureuil, le merle, la bartavelle, le cassenoix, la gélinotte, la chouette hulotte, etc. Concernant le lynx, 188 photos de lynx (6.3 %) correspondant à 18 individus (5 mâles, 4 femelles et 9 de sexe inconnu) ont été prises durant la période du monitoring (Tab. 1 et fig. 4).

Sur les 31 sites, 24 sites ont détecté des lynx durant la période du suivi, ce qui correspond à 77.42 % des sites, une augmentation de presque le double par rapport au dernier monitoring cantonal (37.93 % des sites).

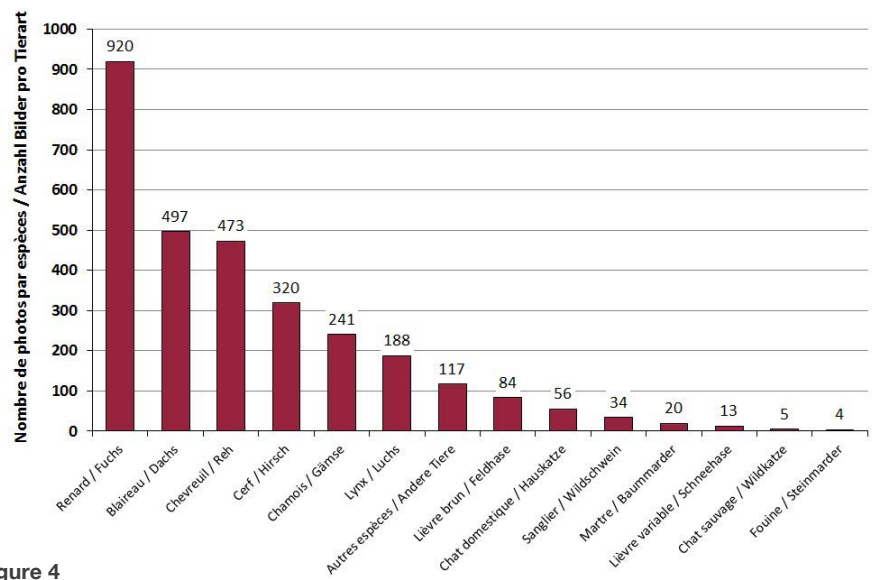


Figure 4

Nombre de photos par espèce (tous sites confondus) durant la période d'étude au sein de l'EFR.

Tableau 1

Tableau résumant les individus capturés lors du monitoring ainsi que leur sexe (si disponible) et le total du nombre de détections.

Lynx	Sexe	Nombre de détections
B189	f	5
B202	f	1
B333	m	5
B358	m	8
B381	m	18
B383	?	12
B589	?	3
B608	f	1
B616	?	6
B657	?	5
B658	m	8
B671	f	2
CATO	m	9
L217	?	1
L276	?	1
FR001	?	4
FR002	?	4
FR003	?	2

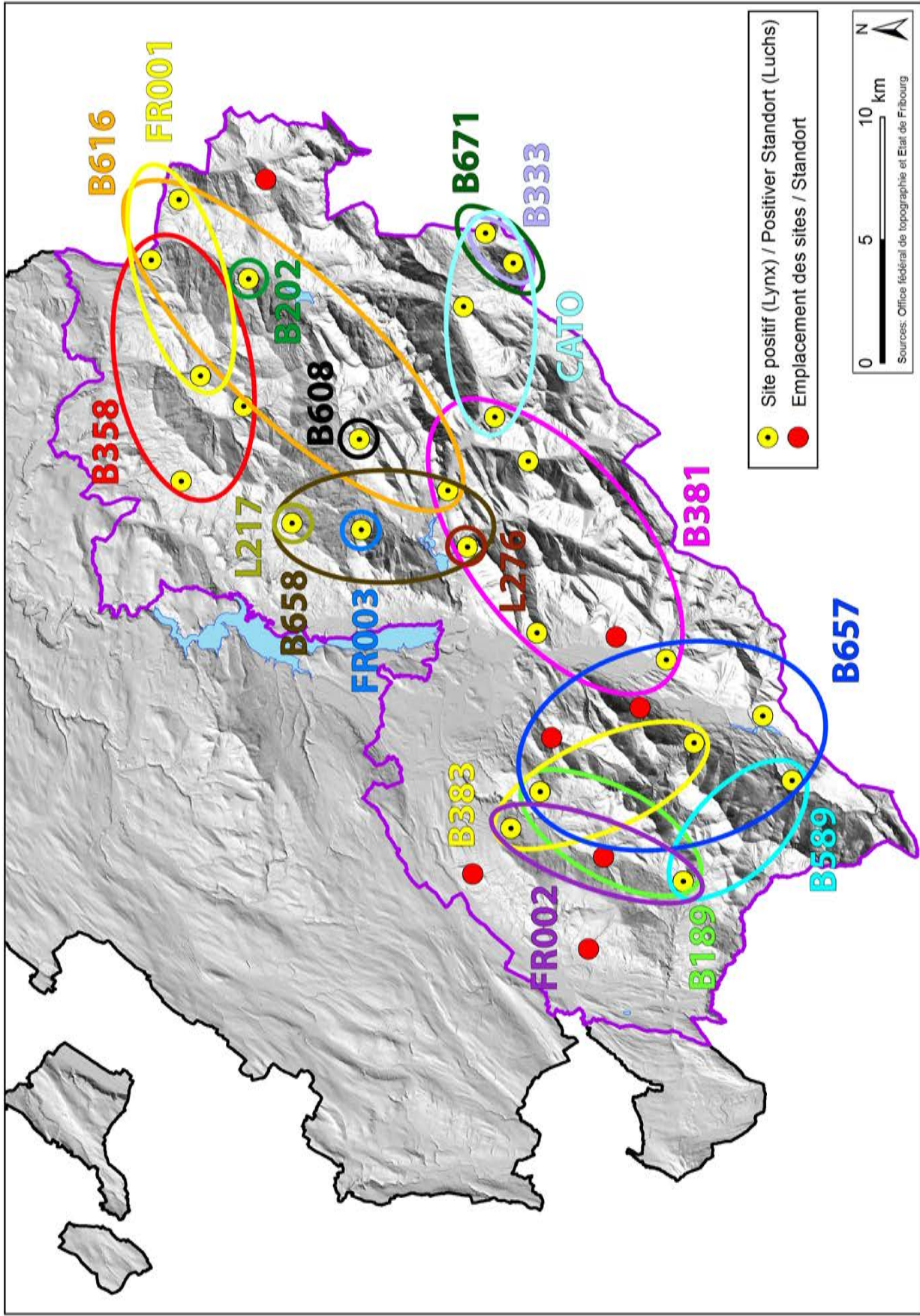


Figure 5
 Carte résumant la répartition spatiale des captures pour chaque individu dans l'EFR. Sur un total de 31 sites (munis de deux pièges photographiques chacun), 24 sites ont détecté la présence du lynx. Chaque ellipse de couleur englobe le ou les sites où un même individu a été photographié.

Analyses non spatiales

Le nombre de captures cumulées (si un individu est capturé à plusieurs reprises durant la même pentade, celui-ci est considéré comme étant une seule capture) augmente de manière presque linéaire avec le nombre de pentades (12 périodes de 5 jours consécutifs, fig. 6). Après la première pentade un total de 4 individus avait été capturé. Ce chiffre a doublé pendant la 2^e pentade pour ensuite augmenter jusqu'à une première stabilisation à dix-sept individus entre les 5^e et 8^e pentades. À la 9^e pentade, un autre individu s'ajoute au nombre de lynx capturés. Ainsi, le nombre de lynx indépendants différents photographiés au cours des deux mois d'échantillonnage (12 pentades) s'élève à 18 individus.

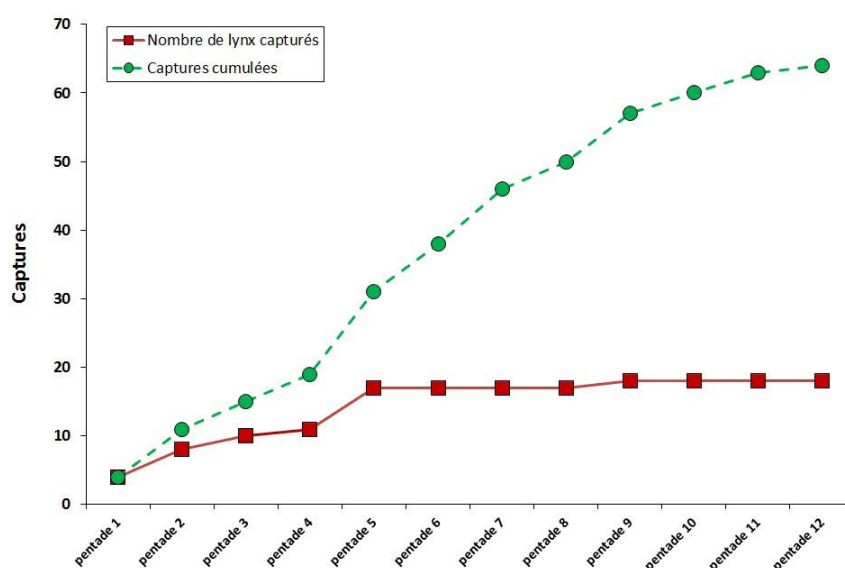


Figure 6

Nombre de lynx indépendants capturés pendant la période du suivi (en rouge) ainsi que le nombre cumulé des captures (en vert).

D'un point de vue statistique, le programme CloseTest a pu démontrer que la population étudiée est bien une population fermée ($X^2 = 4.02$, $p = 0.92$). L'estimation de l'abondance (intervalle de confiance de 95 %) sous le modèle M_h était de 19 (19 - 27) lynx indépendants. 94.7 % (18 sur 19) des individus ont donc été photographiés. L'estimation de la densité (intervalle de confiance de 95 %) dans l'EFR est de 2.92 (2.30 - 3.54) lynx indépendants pour 100 km². L'estimation de la densité (intervalle de confiance de 95 %), en ne prenant en considération que l'habitat favorable de l'EFR, est de 3.39 (2.78 - 4.00) pour 100 km² d'habitat favorable.

Analyses spatiales

Comme déjà testé (sous le modèle M_0) lors du dernier monitoring (Pesenti et al. 2017), une largeur de zone tampon équivalente à 13 km a donc été rajoutée à l'aire échantillonnée pour délimiter l'aire des centres d'activités potentiels. Cette zone tampon permet une stabilisation dans le calcul de l'estimation de la densité. En effet, plus une surface est petite et plus il y a une variabilité dans les résultats concernant l'estimation de la densité. Cette même distance avait été appliquée également dans l'étude menée par Zimmermann et Foresti (2016) concernant l'estimation de la densité du lynx dans l'aire de référence du nord-ouest des Alpes (Suisse). Comme le dernier monitoring (Pesenti et al. 2017) selon le ΔAIC , le modèle qui explique le mieux notre jeu de données est le M_B qui correspond à une densité (intervalle de confiance 95 %) de 1.83 (1.09 – 3.05) lynx indépendant pour 100 km² ou de 2.89 (1.68 – 5.27) pour 100 km² d'habitat favorable.

Estimations des densités

Au total, quatre estimations de densité ont été calculées sur la base de modèles (spatial ou non spatial) et en tenant compte de l'habitat (habitat tout confondu ou uniquement habitat favorable).

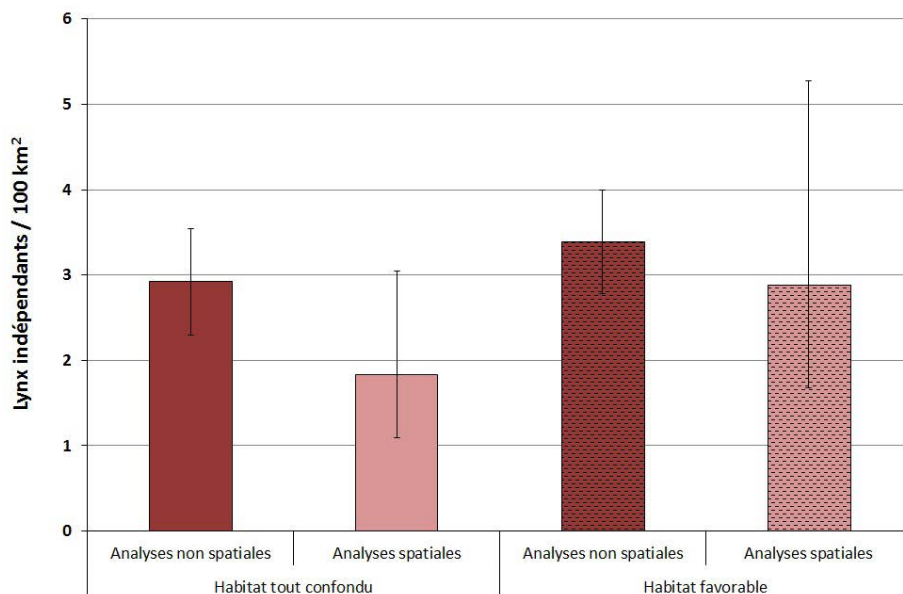


Figure 7

Comparaison des estimations de densité de lynx (2017-2018) sur la base de modèles (spatial ou non spatial) et en tenant compte de l'habitat (habitat tout confondu ou uniquement habitat favorable).

Comparaison des densités

En comparant les résultats calculés durant le dernier monitoring durant l'hiver 2015-2016 (Pesenti et al, 2017) avec les résultats de ce même monitoring, il s'avère qu'au niveau statistique, malgré une tendance à la hausse dans toutes les quatre estimations, les densités calculées en 2018 ne diffèrent pas significativement, dans tous les cas de figure, de celles calculées lors du dernier monitoring (fig. 8 et fig. 9).

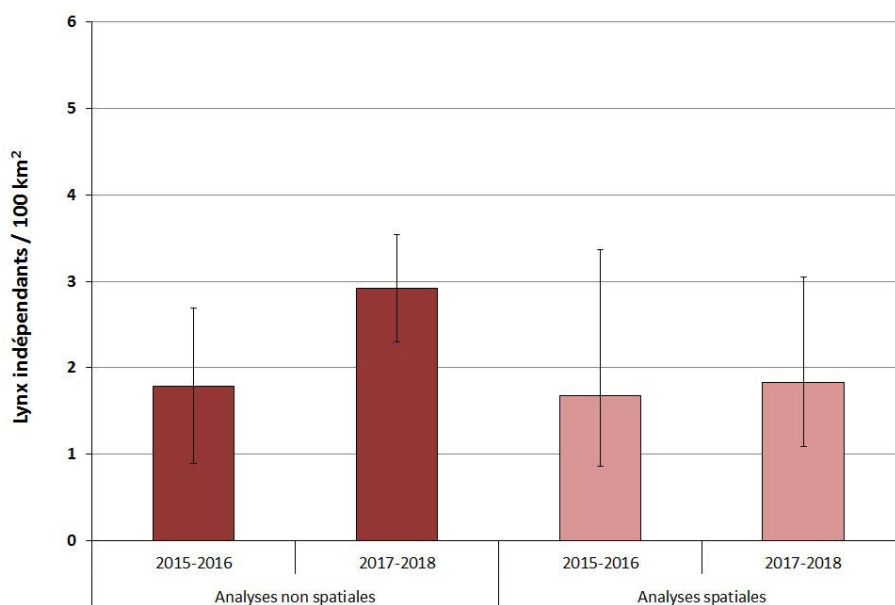


Figure 8

Comparaison des estimations de densité de lynx (2015-2016 et 2017-2018) sur la base de modèles (non spatial ou spatial) et en tenant compte de l'habitat tout confondu.

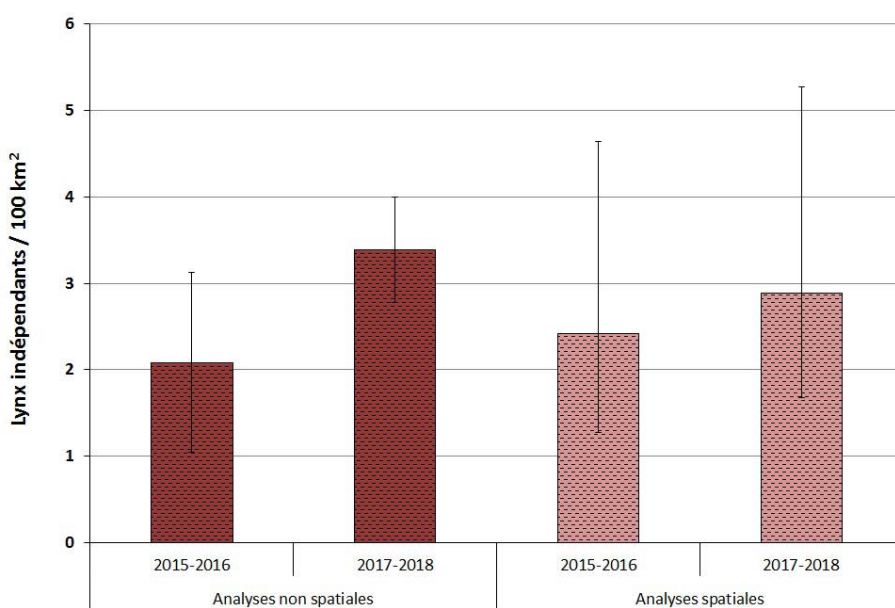


Figure 9

Comparaison des estimations de densité de lynx (2015-2016 et 2017-2018) sur la base de modèles (non spatial ou spatial) et en tenant compte uniquement de l'habitat favorable.

5. Discussion

Piégeage photographique

Pour la deuxième fois un suivi cantonal a été effectué au sein de toute la région biogéographique des Préalpes fribourgeoises depuis le retour du lynx dans ce massif. Grâce aux affiches informant des buts de l'étude placées sur chaque site d'échantillonnage, aucun vol n'a été constaté. À cause de plusieurs problèmes techniques concentrés surtout au début du monitoring, les nuits effectives ont été réduites de 1860 nuits potentielles à 1824 nuits, soit 98.06 % du total. Ce résultat se trouve à la limite supérieure de ceux observés dans d'autres études avec les pièges photographiques et qui permet de faire des analyses encore plus fiables. Grâce à l'expérience récoltée lors du dernier monitoring et aux observations effectuées par les gardes-faune pendant ces deux dernières années, le nombre de sites positifs a été pratiquement doublé passant de 37.93 % en 2015-2016 à 77.42 % en 2017-2018. Ce résultat démontre que, suite à plusieurs adaptations effectuées sur les expériences du premier suivi et sur les observations des gardes-faune faites ces deux dernières années, les emplacements des sites ont été adéquats.

Estimation de l'abondance

Un total de dix-neuf lynx indépendants a été estimé dans la zone d'étude par les modèles non spatiaux. Ainsi, 94.7 % des individus ont été détectés pendant les 60 nuits du suivi. Ce résultat ne correspond pas au nombre de lynx du canton de Fribourg mais correspond plutôt au nombre d'individus avec une partie ou la totalité de leur territoire dans l'EFR pendant la période du suivi. En effet, plusieurs lynx détectés dans le canton de Fribourg (EFR) ont une partie de leur territoire (domaine vital) qui se trouve en dehors du canton, comme par exemple *B333* (BE et FR); *B657* (VD et FR) ou *CATO* (BE, VD et FR). Il est donc aussi probable que d'autres individus présents dans le canton de Fribourg aient une partie de leur territoire également dans les deux autres cantons mais qu'ils n'ont pas été détectés lors du monitoring intensif national. Ce point est très important afin de ne pas arriver à des fausses conclusions. Il est donc important de souligner que la distance maximale parcourue par un lynx détecté (à vol d'oiseau) grâce aux emplacements des pièges photographiques pendant le monitoring était de 16.13 km (la moyenne des distances était de 7.78 km). Ces distances montrent que l'utilisation spatiale des individus dépasse les limites cantonales. Tout au long de l'année, le Service des forêts et de la faune (SFF) récolte des données sur les indices de présence du lynx dans le canton de Fribourg (monitoring extensif). Ces données sont des observations occasionnelles effectuées principalement par les gardes-faune mais aussi par les promeneurs, les chasseurs ainsi que les naturalistes. Plusieurs types d'observations sont possibles: photos, vidéos, observations directes, traces, proies, etc. Toutes ces observations sont saisies dans une base de données afin d'avoir un maximum d'informations sur la répartition spatiale du lynx dans le canton de Fribourg tout au long de l'année. Malheureusement, suite à des décisions politiques au niveau fédéral, l'identification des lynx hors zone de référence et hors monitoring intensif pour un sous-compartiment donné est à la charge du canton. De ce fait, plusieurs individus capturés uniquement sur le territoire fribourgeois pendant le monitoring portent un nom fribourgeois (*FR001*, *FR002* et *FR003*). Cette mesure, qui est une mesure temporaire, ne permet malheureusement pas d'avoir plus d'informations sur ces individus (comme par exemple la date de la première observation, l'identification dans d'autres cantons, etc.) et peut amener à

de fausses interprétations. En effet, il est tout à fait possible qu'un même lynx porte deux noms différents dans deux cantons distincts.

Estimation de la densité

Les quatre valeurs de densité de lynx estimées (2017-2018) selon différents procédés (voir matériel et méthode) ne diffèrent pas entre elles de manière significative. Toutefois, les estimations qui résultent des modèles spatiaux de capture-recapture ont un plus grand intervalle de confiance: 1.83 (1.09 – 3.05) lynx indépendant pour 100 km² et 2.89 (1.68 – 5.27) pour 100 km² d'habitat favorable. Ce plus grand degré d'imprécision est probablement dû au fait que la surface de l'aire de référence est trop petite pour mesurer de manière précise et fiable les mouvements des lynx. Les effets de bords, qui peuvent entraîner des fluctuations des populations, sont plus importants dans les petites régions d'étude. La surface de l'EFR se situe à la limite inférieure des aires de référence échantillonnées en Suisse (F. Zimmermann communication pers). Si on compare l'estimation de densité (intervalle de confiance 95 %) dans l'EFR avec les résultats du monitoring des autres aires de référence de Suisse suivi le même hiver, on s'aperçoit qu'avec 3.39 (2.78 – 4.00) lynx indépendants pour 100 km² d'habitat favorable le résultat se situe légèrement au-dessus de la moyenne: 3.48 (2.16 – 4.80) pour l'aire de référence du sud du Jura Ia, 3.40 (2.86 – 3.94) pour l'aire de référence Simme-Saane + partie nord du Rhône, 3.16 (2.54 – 3.78) pour l'aire de référence Simme-Saane IVa et 2.53 (1.94 – 3.13) pour l'aire de référence nord-est de la Suisse II (Zimmermann et al, 2018).

Comparaison des densités

Les estimations calculées en 2017-2018 en appliquant les mêmes méthodes que celles de 2015-2016 ne diffèrent pas de manière significative par rapport au premier monitoring. L'utilisation de l'intervalle de confiance (IC – 95%) permet de voir directement sur les graphiques si une différence est significative ou non. Une tendance à la hausse est par contre observée dans les quatre estimations (analyses non spatiales – habitat tout confondu ; analyses non spatiales – habitat tout confondu; analyses spatiales – habitat tout confondu; analyses spatiales – habitat tout confondu). Grâce aux taux plus élevés de recapture lors de ce même monitoring (par rapport à 2015-2016), les intervalles de confiance sont plus petits.

Régulation des populations de lynx

Comme mentionné dans le chapitre 4.6 du Plan Lynx Suisse (2016), plusieurs conditions doivent être remplies afin qu'une éventuelle régulation de la population de lynx soit autorisée. Selon les directives fédérales en la matière, trois cas de figure sont possibles uniquement si toutes les conditions sont remplies. Ces cas de figure ne sont pas applicables à l'EFR mais aux sous-compartiments décrits dans l'annexe 2 du Plan Lynx Suisse (2016). La thématique d'une éventuelle régulation de la population de lynx au sein du sous-compartiment IVa a été traitée dans un rapport spécifique de la commission intercantonale IV (Commission intercantonale IV, 2018). Au vu des analyses effectuées dans ce dernier et du point de vue des exigences légales en vigueur, la commission intercantonale IV recommande de ne pas octroyer d'autorisation de tir car les conditions pour un tir de régulation ne sont pas remplies au sein du sous-compartiment IVa.

6. Bibliographie

- Athreya, V., Odden, M., Linnell, J.D.C., Krishnaswamy, J. & Karanth, U. (2013). Big cats in our backyards : persistence of large carnivores in a human dominated landscape in India. *Plos One*, 8, 1 – 8.
- Boyer-Ontl, K.M. & Pruetz, J.D. (2014). Giving the forest eyes: the benefits of using camera traps to study inhabited chimpanzees (*Pan troglodytes verus*) in southeastern Senegal. *International Journal of Primatology*, 35, 881–94 .
- Breitenmoser-Würsten, Ch., Zimmermann, F., Ryser, A., Capt, S., Laass, J., Siegenthaler, A. & Breitenmoser, U. (2001) Untersuchung zur Luchspopulation in der Nordwestalpen der Schweiz 1997-2000. *Kora Bericht*, 9d,1–88.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach*, 2nd edn. Springer-Verlag, New York.
- Cederlund, G., Bergqvist, J., Kjellander, P., Gill, R., Gaillard, J.M., Boisubert, B., Ballon, P. & Duncan, P. (1998) Managing roe deer and their impact on the environment: maximizing the net benefits to society. *The European Roe Deer: The Biology of Success* (eds R. Anderson, P. Duncan & J.D.C. Linnell), pp. 337-371. Scandinavian University Press, Oslo.
- Chapron, G., et al. (2014). Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Sciences*, 346, 1517–1519.
- Commission intercantonale IV. Pesenti, E., Schaller, D., Heeb, C., Blatter, N., Najla, N., Zimmermann, U., Zimmermann, F., Pewsner, M. & Schnidrig, R. (2018). Régulation des populations de lynx. *Commission intercantonale*, 38 pp.
- Eeden L.M., Crowther, M.S., Dickman, C.R., MacDonald, D.W., Ripple, W.J., Ritchie, E.G. & Newsome, T.M. (2018). Managing conflict between large carnivores and livestock. *Conservation Biology*, 32, 26 – 34.
- Efford, M.G., Borchers, D.L. & Byrom, A.E. (2008). Density estimation by spatially explicit capture-recapture: likelihood-based methods. *Modelling demographic processes in marked populations* (eds D.L. Thomson, E.G. Cooch & M.J. Conroy), pp. 255-269. Springer-Verlag, New-York.
- Efford, M.G. (2016) Spatially explicit capture-recapture in R. Package “secr”. <http://www.cran.r-project.org/>
- Laass, J. (1999) Evaluation von Photofallen für ein quantitatives Monitoring einer Luchspopulation in den Schweizer Alpen. Diplomarbeit, Universität Wien.
- Laass J. (2002) Fotofallen-Monitoring im westlichen Berner Oberland 2001. Fotofallen-Extensiv-Einsatz 2001. Fotofallen-Intensiv-Einsatz Winter 2001/2002. *KORA Bericht Nr. 14 d*, 28 pp.
- Larrucea, E.S., Brussard, P.F., Jaeger, M.M. & Barrett, R.H. (2007). Cameras, coyotes, and the assumption of equal detectability. *Journal of Wildlife Management*, 71, 1682–9.
- Mattioli, L., Canu, A., Passilongo, D., Scandura, M. & Apollonio, M. (2018). Estimation of pack density in grey wolf (*Canis lupus*) by applying spatially explicit capture-recapture models to camera trap data supported by genetic monitoring. *Frontiers in Zoology*, 15, 1-38.
- Meriggi, A. & Lovari, S. (1996) A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology*, 33, 1561-1571.

-
- Noss, A.J., Cuéllar, R.L., Barrientos, J., Maffei, L., Cuéllar, E. & Arispe, R. (2003). A camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation - Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group*, 12, 24–32.
- Head, J.S., Boesch, C., Robbins, M.M., Rabanal, L.I., Makaga, L., Kühl, H.S. (2013). Effective sociodemographic population assessment of elusive species in ecology and conservation management. *Ecology and Evolution*, 3, 2903–2916.
- Henschel, P. & Ray, J. (2003) *Leopards in African Rainforests: Survey and Monitoring Techniques*. Wildlife Conservation Society, New York.
- Jackson, R.M., Roe, J.D., Wangchuk, R. & Hunter, D.O. (2006) Estimating snow leopard population abundance using photography and capture-recapture techniques. *Wildlife Society Bulletin*, 34, 772-781.
- Karanth, K.U., Sunquist, M.E. & Chinnappa, K.M. (1999) Long-term monitoring of tigers: lessons from Nagarahole. *Riding the tiger: tiger conservation in human-dominated landscapes* (eds J. Seidensticker, S. Christie & P. Jackson), pp. 114-122. Cambridge University Press, Cambridge.
- Karanth, K.U. & Madhusudan, M.D. (2002) Mitigating human-wildlife conflicts in southern Asia. *Marking parks work: identifying key factors to implementing parks in the tropics* (eds J. Terborgh, C.P. Van Schaik, M. Rao & L.C. Davenport), 250-264 p. Island Press, Covelo.
- Karanth, K.U. & Nichols, J.D. (2002) *Monitoring tigers and their prey: a manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia*. Bangalore, Karnataka, India: Center for Wildlife Studies.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S. & Hines, J.E. (2006) Assessing tiger population dynamics using photographic capture–recapture sampling. *Ecology*, 87, 2925–2937.
- Kelly, M.J., Noss, A.J., DiBitetti, M.S., Maffei, L., Arispe, R., Paviolo, A., De Angelo, C.D. & DiBlanco, Y.E. (2008) Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, Belize. *Journal of Mammalogy*, 89, 408–415.
- Office fédéral de l'environnement OFEV (2010) *Forêt et gibier - Notions de base pratiques. Bases scientifiques et méthodologiques de la gestion intégrée du chevreuil, du chamois, du cerf élaphe et de leur habitat*. *Connaissance de l'environnement* 1013, 232 p.
- Pesenti, E. & Zimmermann, F. (2013) Density estimation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Swiss Alps. *Journal of Mammalogy*, 94, 73 – 81.
- Pesenti, E., Genoud, J., Jordan, P., Maradan, F., Mauron, M., Peissard, E., Pharisa, M., Riedo, P. & Romanens, P. (2017). *Monitoring du lynx dans le canton de Fribourg – Hiver 2015-2016*. Direction des institutions, de l'agriculture et des forêts (DIAF), Service des forêts et de la faune (SFF), 27 pp.
- Plan Lynx (2016). *Aide à l'exécution de l'OFEV relative à la gestion du lynx en Suisse*. Office fédéral de l'environnement OFEV, 23 pp.
- Polisar, J. (2000) *Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological perspectives of management issue*. Ph.D. thesis, University of Florida.
- R Development Core Team (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>.
- Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D. & Wirsing, A.J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343, 1241484-1 – 1241484-11

-
- Royle, J.A., Karanth, K.U., Gopalaswamy, A.M. & Kumar, N.S. (2009) Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture-recapture models. *Ecology*, 90, 3233-3244.
- Royle, J.A., Chandler, R.B., Sollmann, R. & Garner, B. (2014) *Spatial Capture-Recapture*. Waltham, MA: Academic Press.
- Ryser, A., von Wattenwyl, K., Willisch, C., Leathwood, I., Zimmermann, F. & Breitenmoser, U. (2005) 1. Monitoringbericht LUNO2 - Statusbericht Luchs Nordostschweiz Winter 2004/2005. KORA Bericht Nr. 31, 32 pp.
- Sarmento, P., Cruz, J., Eira, C. & Fonseca, C. (2009). Evaluation of camera trapping for estimating red fox abundance. *Journal of Wildlife Management*, 73, 1207-12.
- Silveira, L., Jacomo, A.T.A. & Diniz-Filho, J.A.F. (2003) Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114, 351-355.
- Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J., Kelly, M.J., Wallace, R.B., Gomez, H. & Ayala, G. (2004) The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38, 148-154.
- Stanley, T.R. & Burnham, K.P. (1999) A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics*, 6, 197-209.
- Williams, B.K., Nichols, J.D. & Conroy, M.J. (2002). *Analysis and Management of Animal Populations: Modeling, Estimation and Decision Making*. Academic Press. Springer-Verlag, New-York
- White, G.C. & Burnham, K.P. (1999) Program MARK survival estimation from populations of marked animals. *BirdStudy*, 46, 120-138.
- Zimmermann, F. (2004) Conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape - habitat models, dispersal, and potential distribution. PhD Thesis, Department of Ecology and Evolution, University of Lausanne, Switzerland.
- Zimmermann, F., Molinari-Jobin, A., Capt, S., Ryser, A., Angst, Ch., von Wattenwyl, K., Burri, A., Breitenmoser-Würsten, Ch. & Breitenmoser, U. (2004) Monitoring Luchs Schweiz 2003. KORA Bericht, 26d, 1-40.
- Zimmermann F., Fattebert J., Breitenmoser-Würsten Ch. & Breitenmoser U. (2007) Abundance et densité du lynx: estimation par capture-recapture photographique dans le Nord du Jura suisse. KORA Bericht Nr. 37 f, 24 pp.
- Zimmermann F., Kunz F., Rhein K., Shepherd M., Tschanz P., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U. (2016) Abundanz und Dichte des Luchses in den Nordwestalpen: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im K-VI im Winter 2015/16. KORA Bericht 74, 15 pp.
- Zimmermann F., & Foresti, D. (2016) Capture-recapture methods for density estimation. *Camera Trapping for Wildlife Research* (eds F. Rovero & F. Zimmermann), pp. 95-133. Pelagic Publishing, UK.
- Zimmermann, F., Zoss, R., Ryser, J., Breitenmoser-Würsten, Ch. & Kunz, F. (2018). Abundance et densité du lynx dans l'Ouest des Alpes (C-IV) : estimation par capture-recapture photographique dans l'aire de référence Simme-Saane (IVa) et partie du Nord du Rhône (IVc) durant l'hiver 2017/18. KORA Bericht, 25 pp.

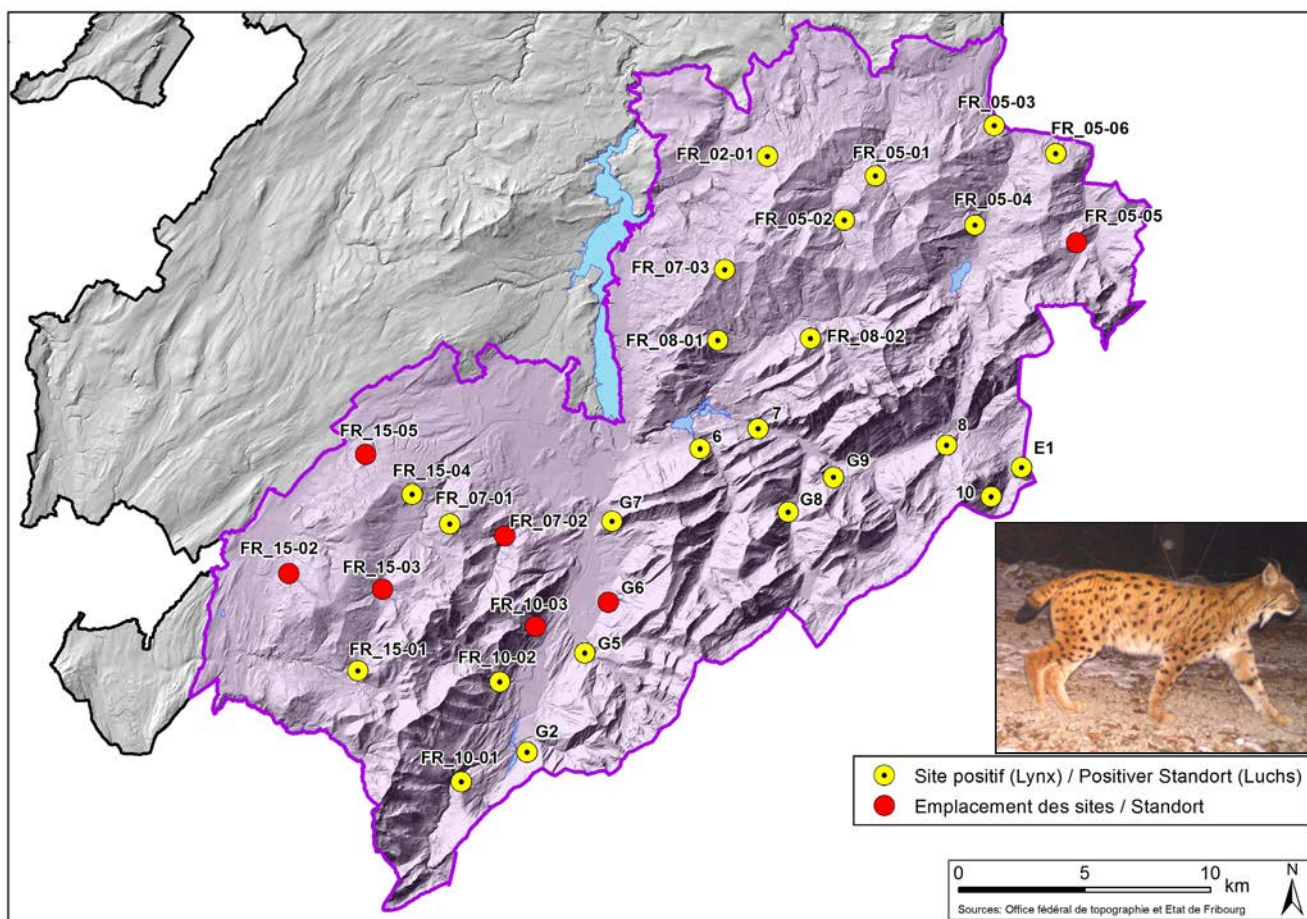
Annexe 1. Détection d'autres mammifères

Le piégeage photographique pour le suivi du lynx permet non seulement d'estimer l'abondance et la densité de l'espèce cible au moyen de modèles (spatiaux et non spatiaux) mais permet aussi de collectionner des informations sur la répartition spatiale d'autres espèces en particulier les mammifères. Ces informations sont importantes pour une bonne conservation et gestion des espèces. Toutefois, il faut garder à l'esprit que la méthode d'échantillonnage a été ajustée à l'espèce cible, en l'occurrence le lynx, et par conséquent, les résultats peuvent être biaisés pour les autres espèces.

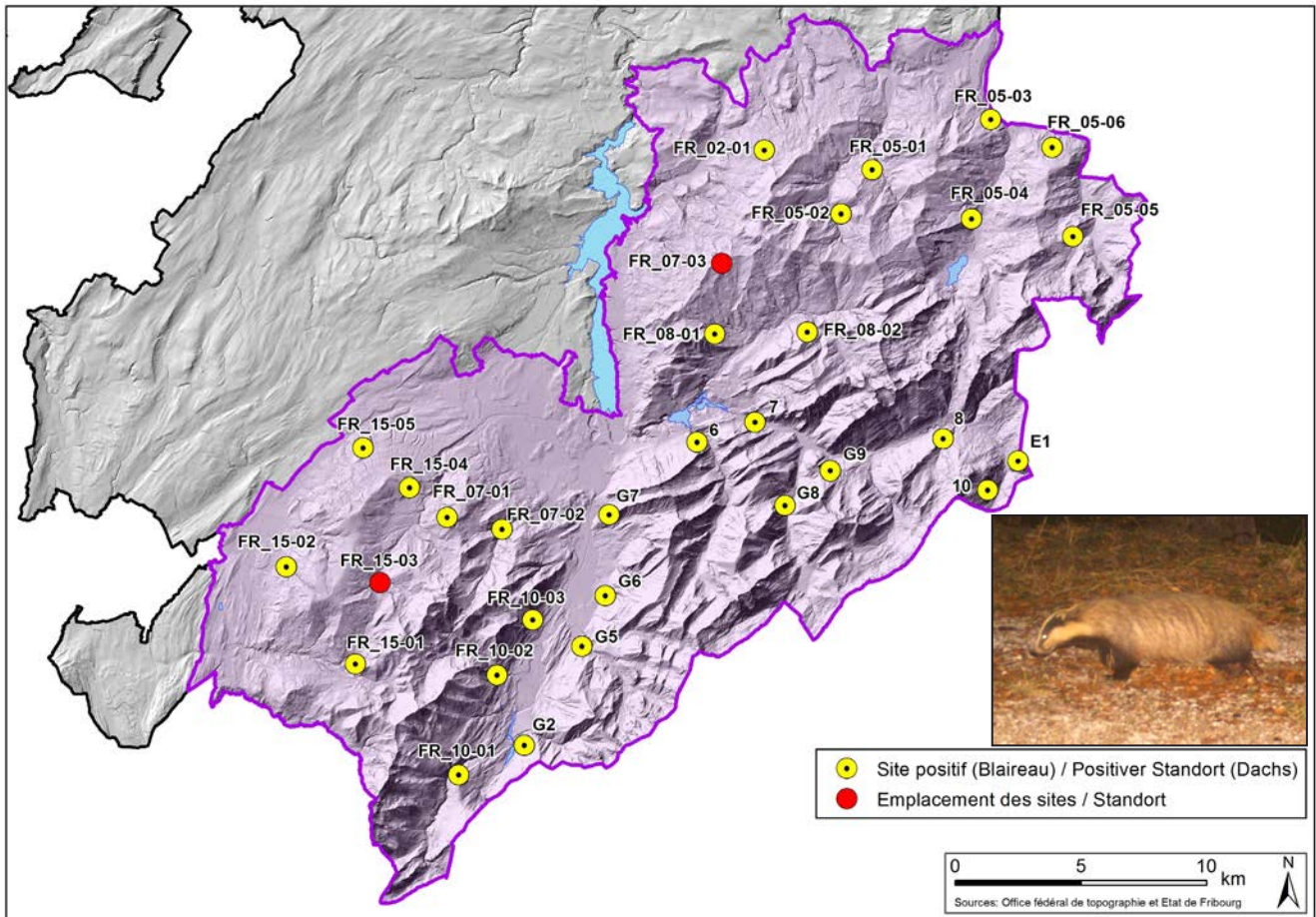
Les cartes concernant la répartition spatiale ont été créées pour les 13 espèces de mammifères ci-dessous:

- | | | |
|--|--|-------------------------------------|
| 1. Lynx (<i>Lynx lynx</i>) | 6. Chat sauvage (<i>Felis sylvestris sylvestris</i>) | 11. Martre (<i>Martes martes</i>) |
| 2. Blaireau (<i>Meles meles</i>) | 7. Chevreuil (<i>Capreolus capreolus</i>) | 12. Renard (<i>Vulpes vulpes</i>) |
| 3. Cerf (<i>Cervus elaphus</i>) | 8. Fouine (<i>Martes foina</i>) | 13. Sanglier (<i>Sus scrofa</i>) |
| 4. Chamois (<i>Rupicapra rupicapra</i>) | 9. Lièvre brun (<i>Lepus europaeus</i>) | |
| 5. Chat domestique (<i>Felis sylvestris catus</i>) | 10. Lièvre variable (<i>Lepus timidus</i>) | |

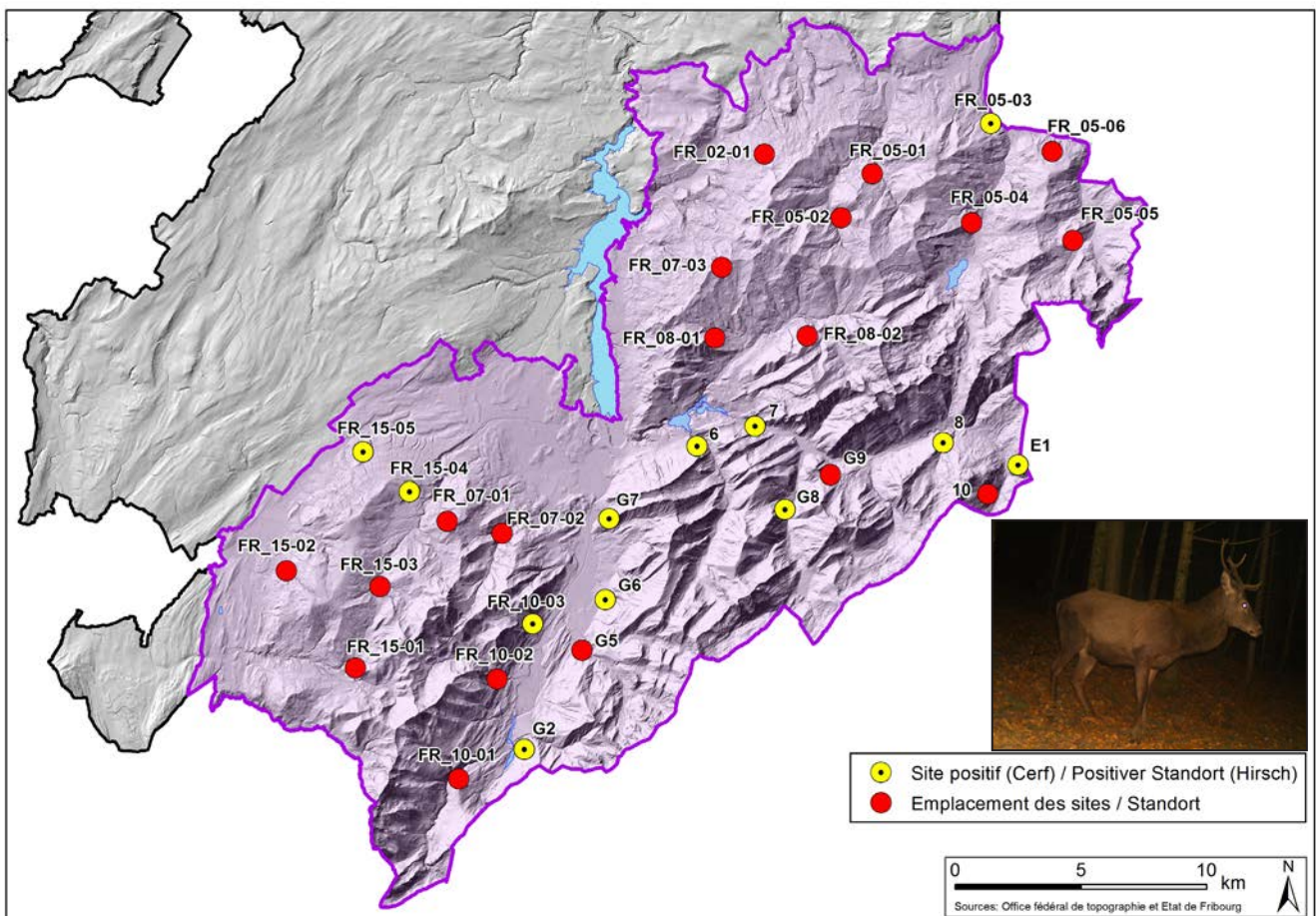
1. Répartition spatiale des captures du lynx durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



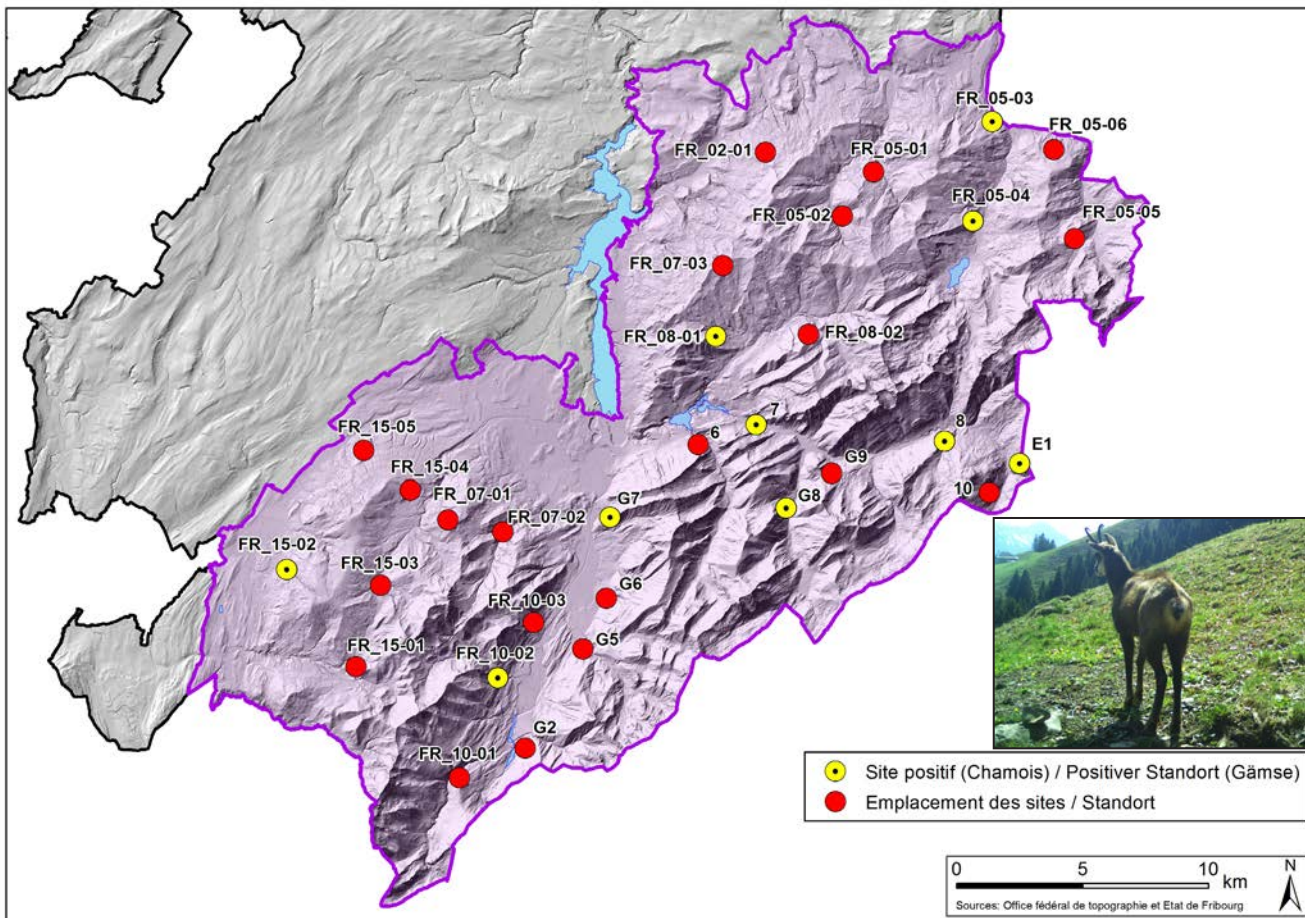
2. Répartition spatiale des captures du blaireau durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



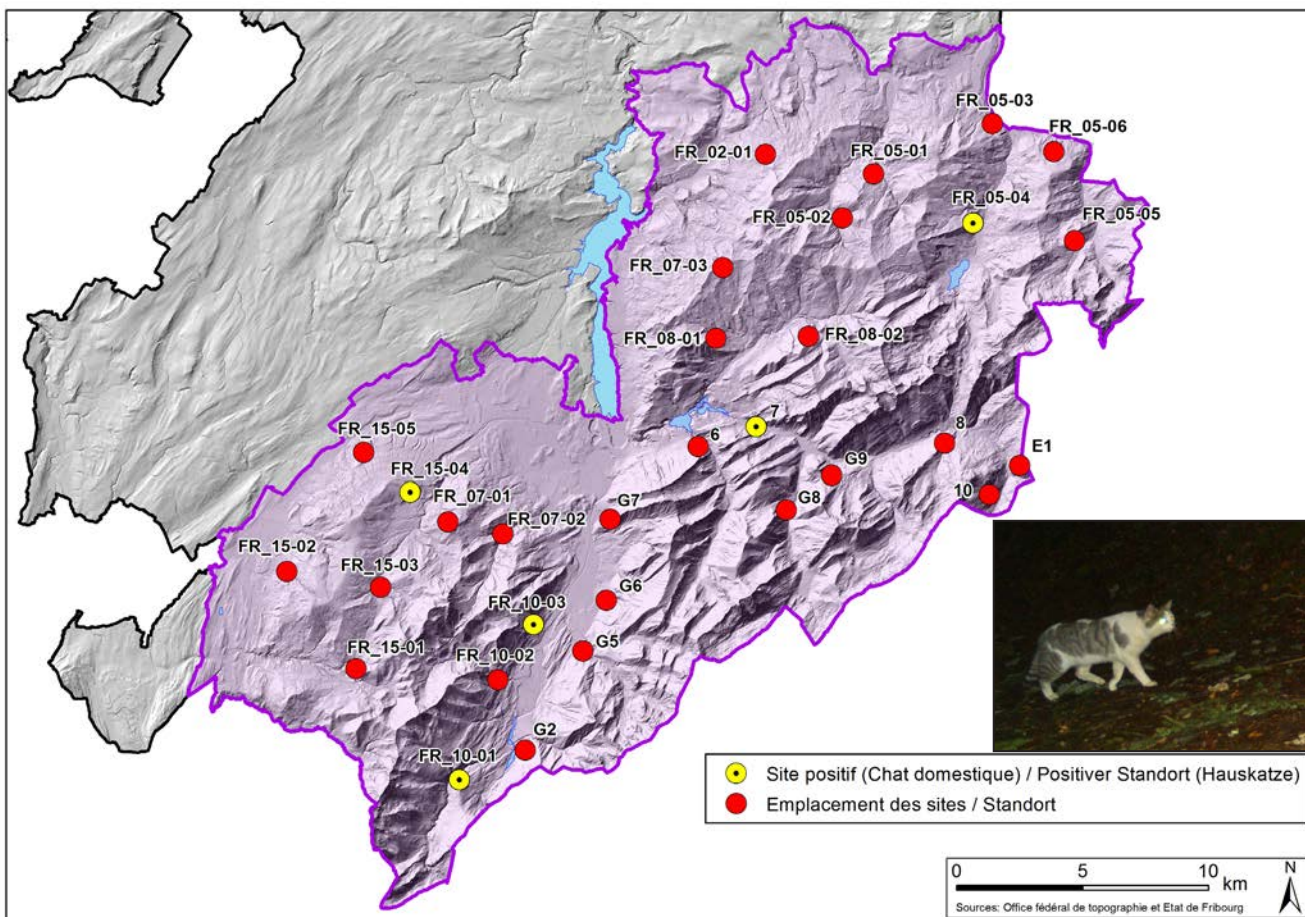
3. Répartition spatiale des captures du cerf durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



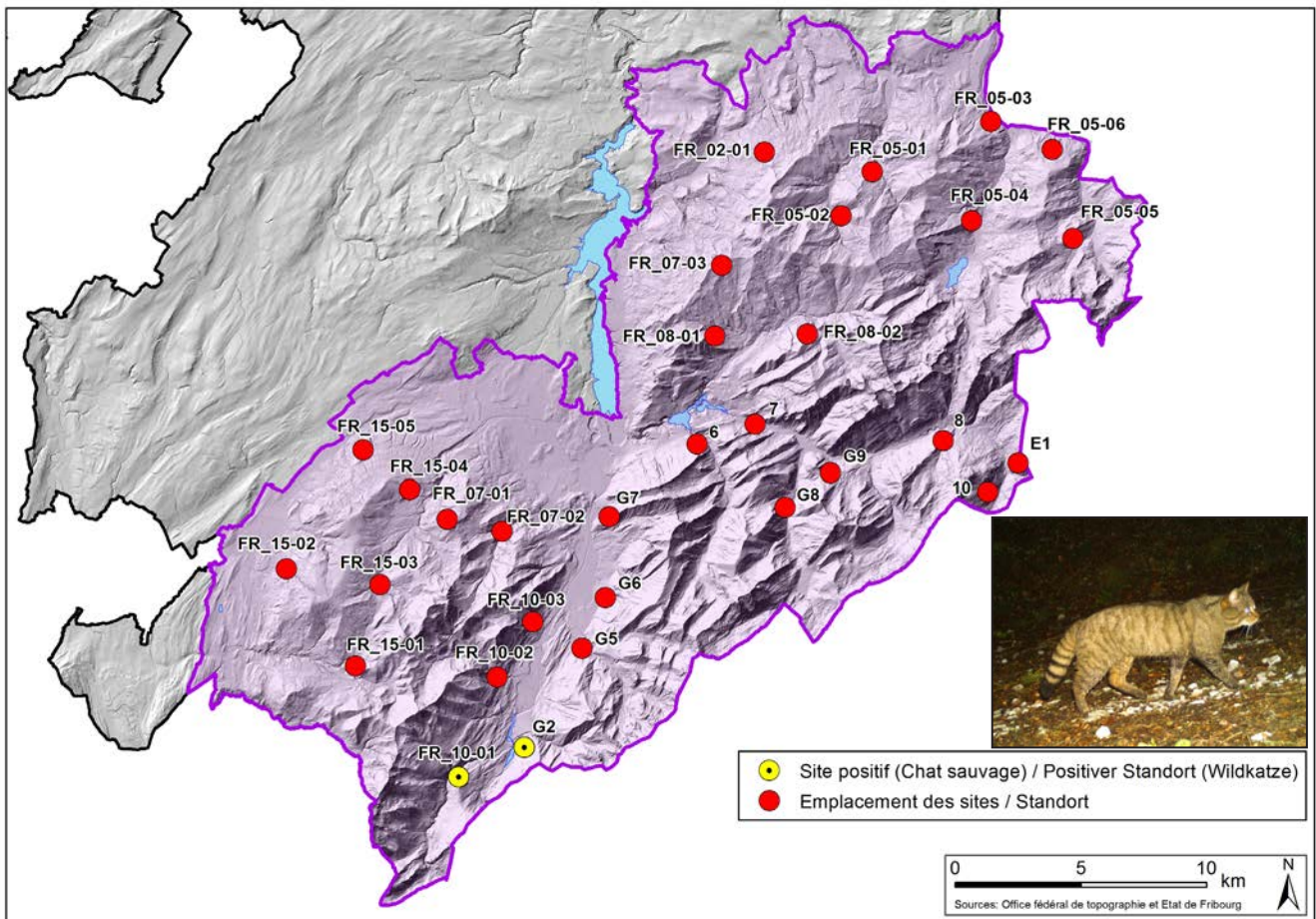
4. Répartition spatiale des captures du chamois durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



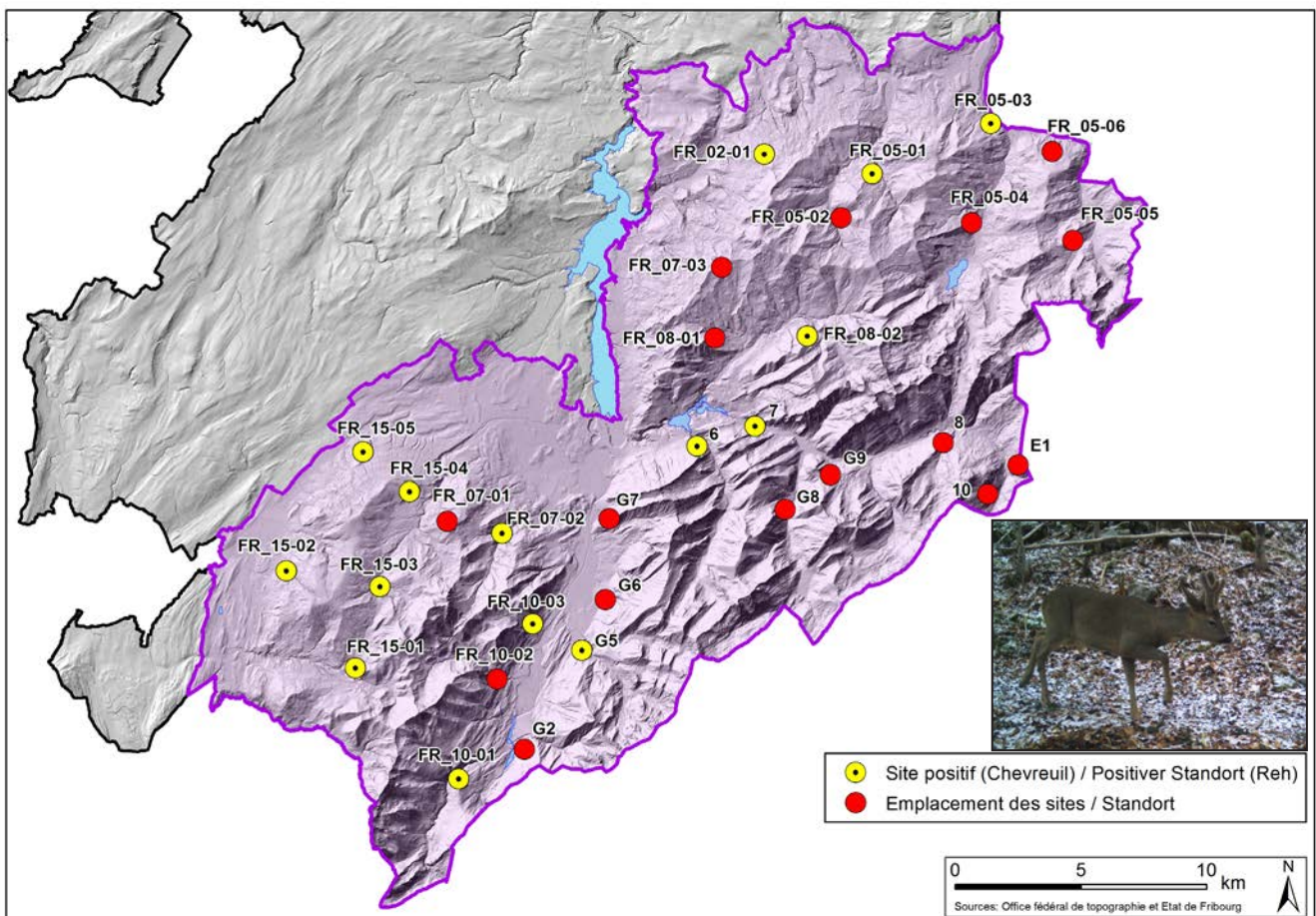
5. Répartition spatiale des captures du chat domestique durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



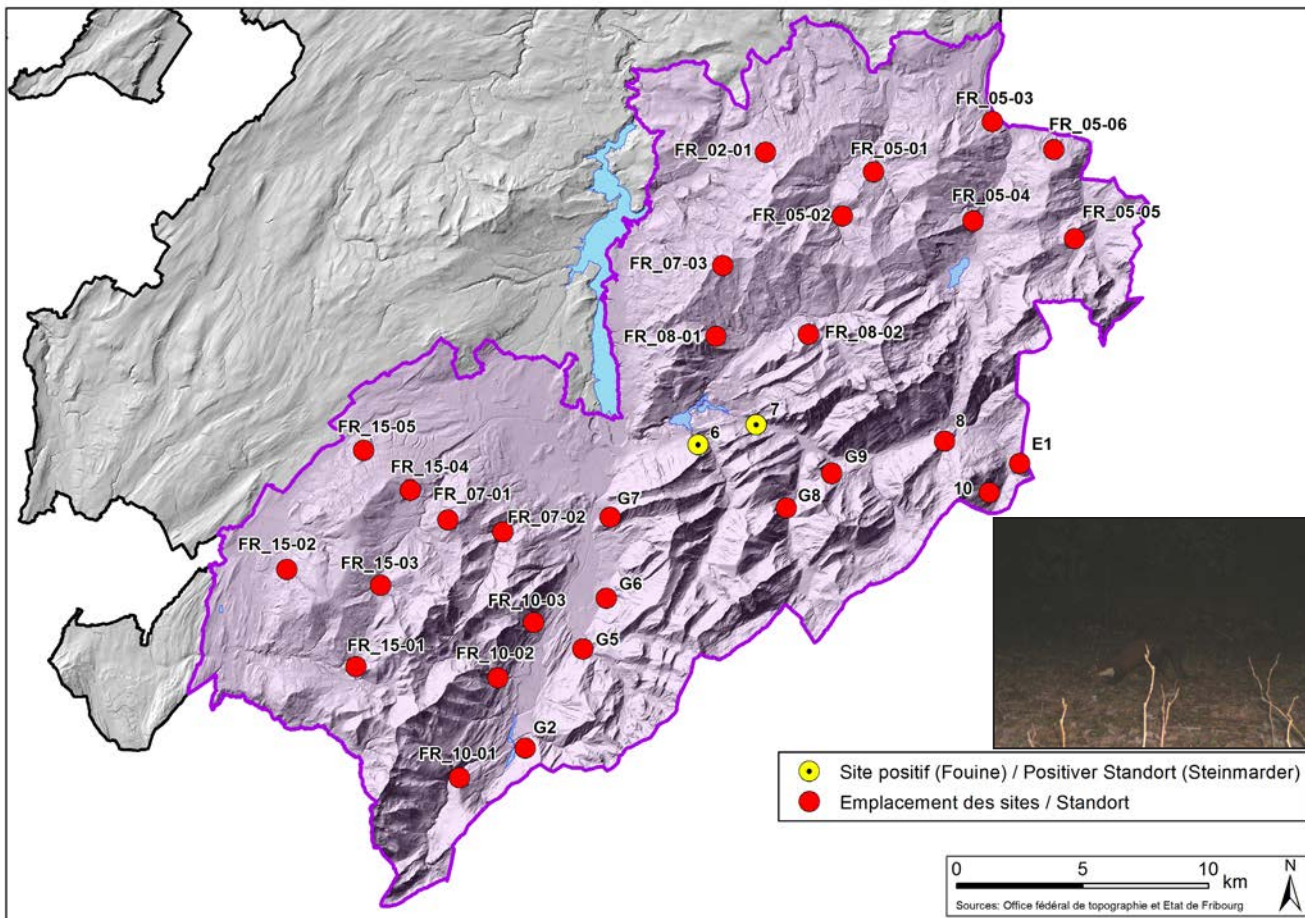
6. Répartition spatiale des captures du chat sauvage durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



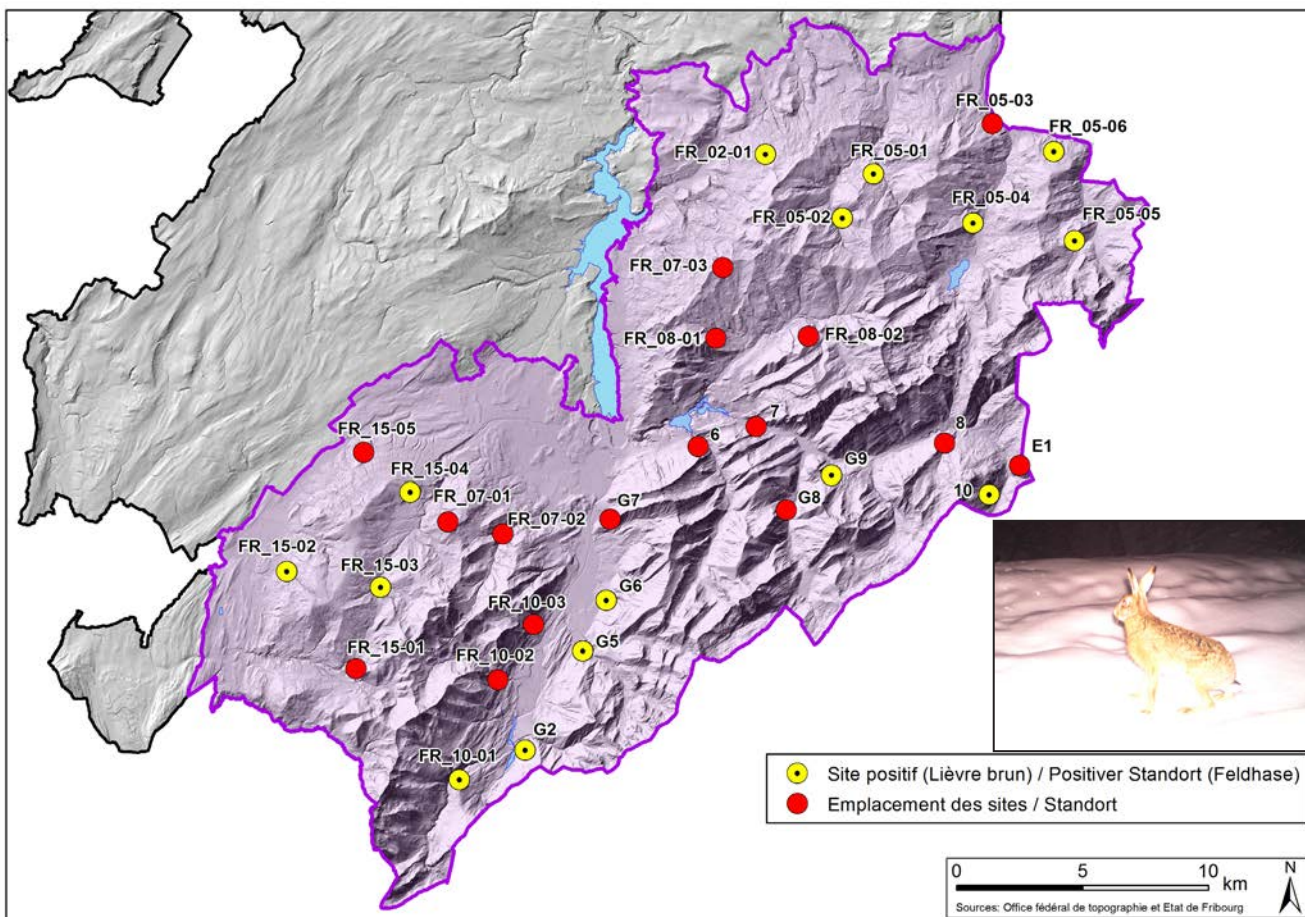
7. Répartition spatiale des captures du chevreuil durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



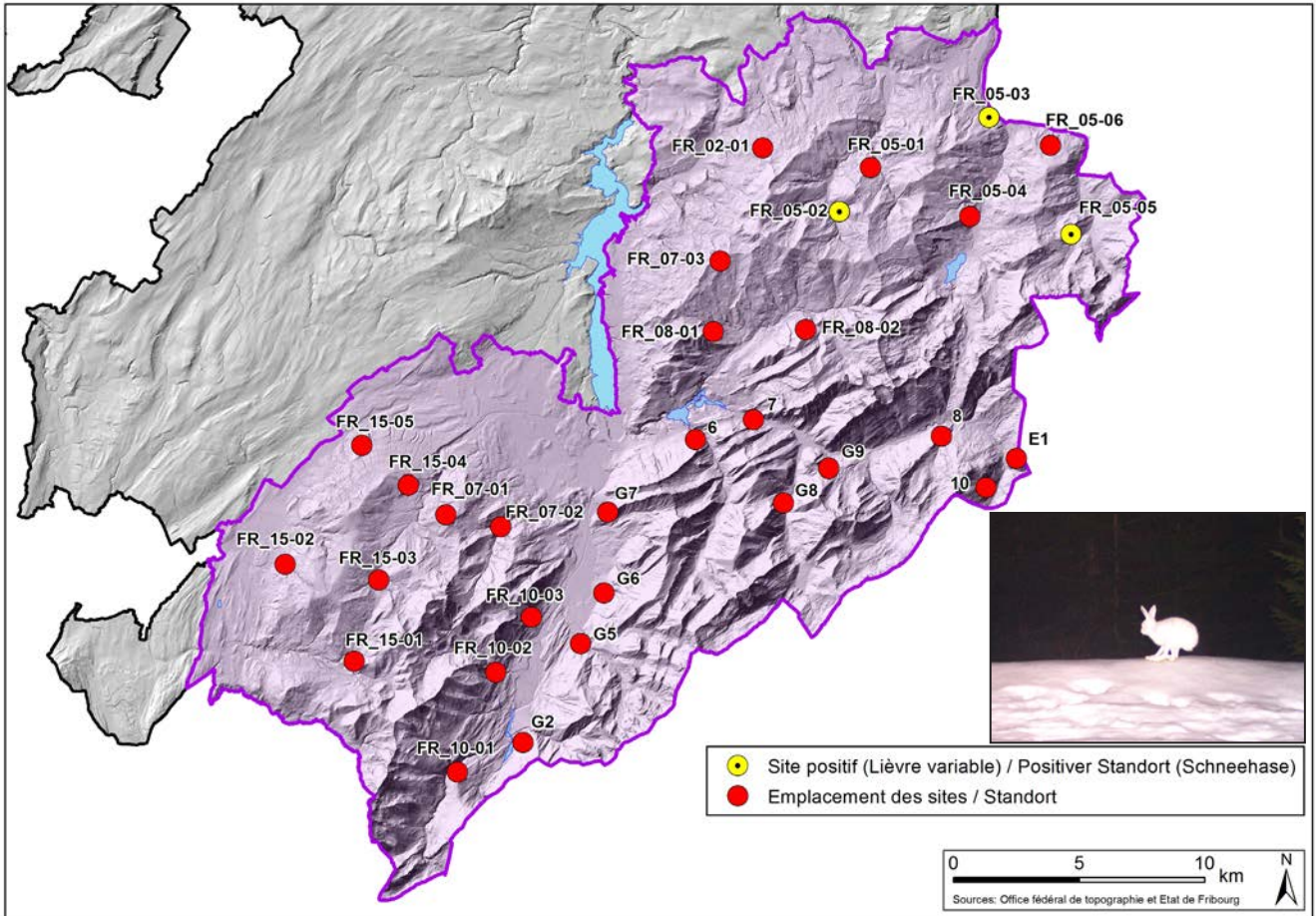
8. Répartition spatiale des captures de la fouine durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



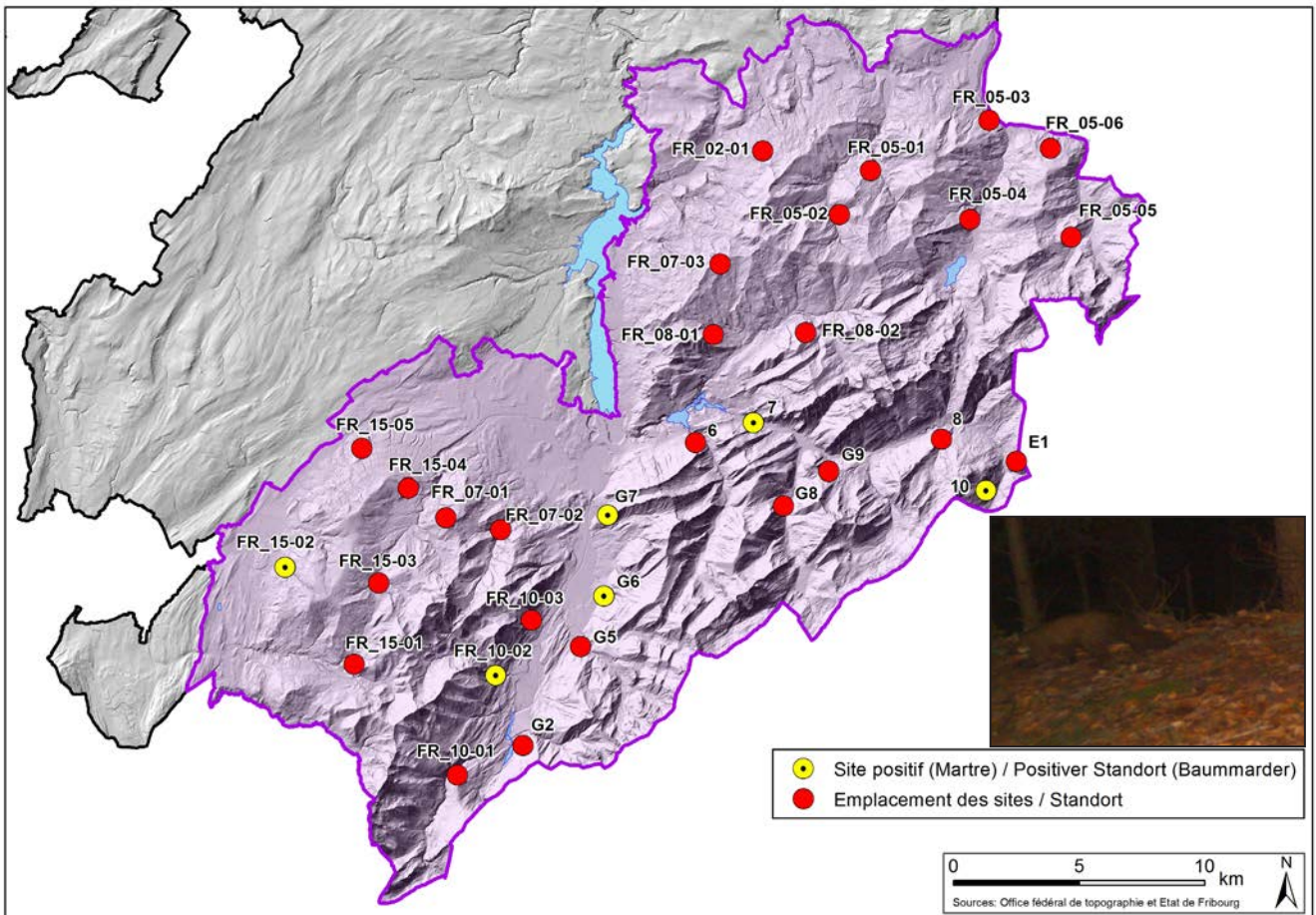
9. Répartition spatiale des captures du lièvre brun durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



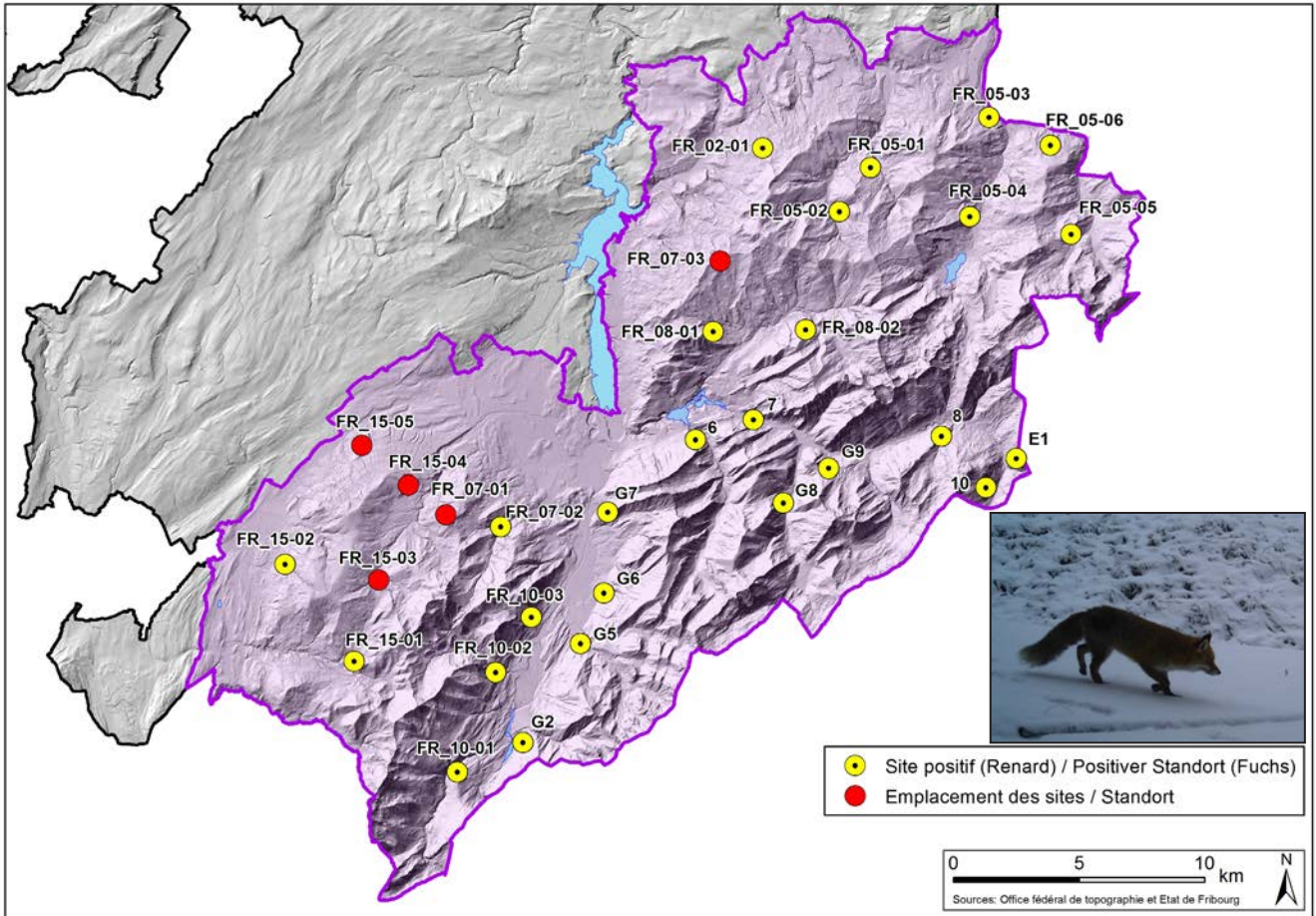
10. Répartition spatiale des captures du lièvre variable durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



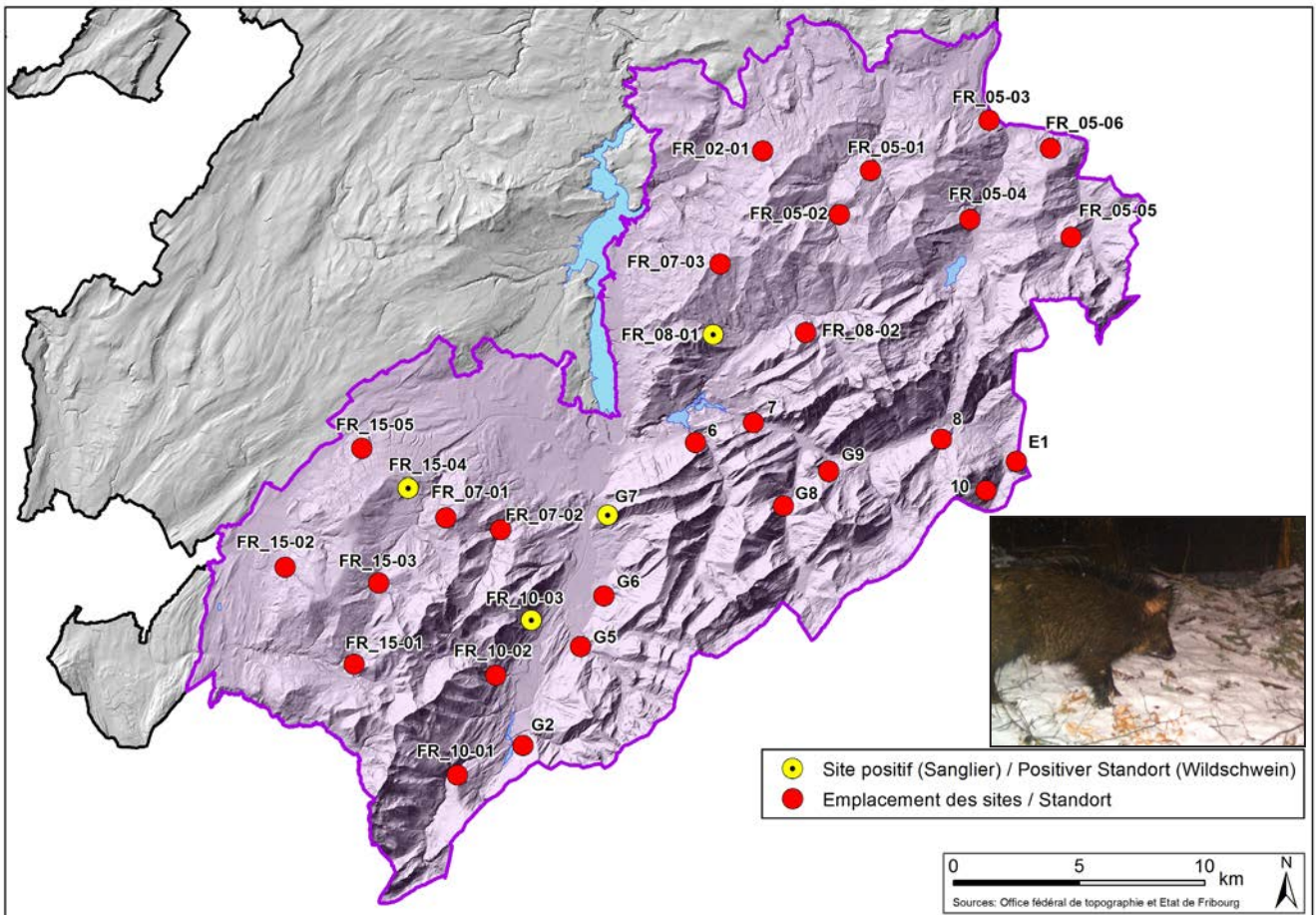
11. Répartition spatiale des captures de la martre durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



12. Répartition spatiale des captures du renard durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



13. Répartition spatiale des captures du sanglier durant la période du monitoring (16.02.2018 - 17.04.2018).



Service des forêts et de la faune SFF

Route du Mont Carmel 1, Case postale 155, 1762 Givisiez

www.fr.ch/sff

Novembre 2018

