

Monitoring du lynx dans le canton de Fribourg

—
Hiver 2020-2021



ETAT DE FRIBOURG
STAAT FREIBURG

Service des forêts et de la nature SFN
Amt für Wald und Natur WNA



Impressum

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

Avril 2021

—

Editeur

Service des forêts et de la nature **SFN**

Rte du Mont Carmel 5

Case postale 155

1762 Givisiez

—

Auteurs

Elias Pesenti, responsable du domaine faune terrestre et inspecteur de la chasse, **SFN**

Damian Schneider, stagiaire faune terrestre et chasse, **SFN**

José Genoud, garde-faune, **SFN**

Simon Jaffrédou, garde-faune, **SFN**

Pierre Jordan, garde-faune, **SFN**

Fabrice Maradan, garde-faune, **SFN**

Martin Mauron, garde-faune, **SFN**

Pascal Riedo, garde-faune, **SFN**

Patrick Romanens, garde-faune, **SFN**

Dominik Zaugg, garde-faune, **SFN**

Marie-Noëlle Schnider, secrétaire, **SFN**

Andreas Binz, chef de section faune, chasse et pêche, chef de service adjoint, **SFN**

—

Photo de couverture

FR016, site FR_05-06

—

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.

—

Copyright

Service des forêts et de la nature **SFN**

—

Sommaire

1	Résumé	4	ANNEXES	
2	Introduction	5	Annexe 1: Détection d'autres mammifères	26
	Grands carnivores	5	1.1 Lynx (<i>Lynx lynx</i>)	26
	Capture-recapture photographique	5	1.2 Cerf (<i>Cervus elaphus</i>)	27
	Piégeage photographique	6	1.3 Chevreuil (<i>Capreolus capreolus</i>)	28
	But du rapport	7	1.4 Chamois (<i>Rupicapra rupicapra</i>)	29
3	Matériel et méthodes	8	1.5 Sanglier (<i>Sus scrofa</i>)	30
	Aire d'étude	8	1.6 Lièvre brun (<i>Lepus europaeus</i>)	31
	Autres espèces	8	1.7 Lièvre variable (<i>Lepus timidus</i>)	32
	Plan d'échantillonnage	10	1.8 Blaireau (<i>Meles meles</i>)	33
	Piégeage photographique	11	1.9 Fouine (<i>Martes foina</i>)	34
	Capture-recapture	11	1.10 Martre (<i>Martes martes</i>)	35
	Analyses non spatiales	12	1.11 Loup (<i>Canis lupus</i>)	36
	Analyses spatiales	12	1.12 Renard (<i>Vulpes vulpes</i>)	37
	Turnover	13	1.13 Chat domestique (<i>Felis catus</i>)	38
4	Résultats	14		
	Piégeage photographique	14		
	Turnover	15		
	Analyses non spatiales	15		
	Analyses spatiales	18		
	Comparaison des densités	18		
5	Discussion	20		
	Piégeage photographique	20		
	Turnover	20		
	Abondance	20		
	Estimation de la densité	21		
	Comparaison des densités	21		
	Conclusions	21		
6	Bibliographie	22		

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 troisième fois au sein de cette région (premier monitoring en 2015-2016, deuxième monitoring en 2017-2018). 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 1^{er} décembre 2020 au 29 janvier 2021 (effort d'échantillonnage de 1860 nuits). Les pièges photographiques ont fonctionné pendant 1835 des 1860 nuits potentielles (98.66 %). Au total, 198 photos de lynx correspondant à 19 individus (5 mâles, 6 femelles et 8 de sexe inconnu) ont été détectées sur 26 sites. L'estimation de l'abondance (intervalle de confiance de 95 %) sous le modèle M_0 (analyses non spatiales) était de 21 (19 – 29) lynx indépendants, ce qui correspond à une densité de 2.64 (1.74 – 3.54) lynx indépendants pour 100 km² et de 3.31 (2.61 – 4.01) pour 100 km² d'habitat favorable. Les modèles spatiaux sous le modèle M_0 ont estimé les densités (intervalle de confiance 95 %) à 2.15 (1.31 – 3.51) lynx indépendants pour 100 km² et à 3.12 (1.97 – 4.02) pour 100 km² d'habitat favorable. En comparant les résultats de ce suivi avec ceux calculés durant les deux derniers monitorings, il s'avère qu'au niveau statistique, les densités calculées en 2021 ne diffèrent pas significativement, dans tous les cas de figure, de celles calculées dans les autres monitorings.

Zusammenfassung

Um die Situation des Eurasischen Luchses (*Lynx lynx*) im gesamten Freiburger Voralpengebiet besser zu kennen, wurde zum dritten Mal innerhalb dieser Region ein Monitoring mithilfe der fotografischen Fang-Wiederfang-Methode durchgeführt (erstes Monitoring 2015-2016, zweites 2017-2018). Dieses Monitoring wird nicht zum Luchsmanagement (Regulationsjagd) verwendet, sondern liefert wichtige Informationen zur Entwicklung, Verbreitung und räumlichen Nutzung des Luchsbestandes auf Freiburger Gebiet. Insgesamt wurden an 31 Standorten (62 Fotofallen) während 60 Nächten Untersuchungen durchgeführt, d. h. vom 1. Dezember 2020 bis am 29. Januar 2021 (Untersuchungsaufwand von 1860 Nächten). Die Fotofallen funktionierten in 1835 von 1860 theoretisch möglichen Fangnächten (98.66 %). Insgesamt wurden 198 Fotos von 19 verschiedenen Individuen (5 Männchen, 6 Weibchen und 8 Tiere unbekanntes Geschlechts) an 26 Standorten erfasst. Die Schätzung der Abundanz (95 % Vertrauensintervall) gemäss dem Modell M_0 (nicht räumliche Analysen) ergab 21 (19 – 29) unabhängige Luchse, was einer Dichte von 2.64 (1.74 – 3.54) selbständigen Luchsen pro 100 km² resp. von 3.31 (2.61 – 4.01) pro 100 km² geeigneten Habitats entspricht. Die räumlichen Modelle nach dem Modell M_0 haben geschätzte Dichten (95 % Vertrauensintervall) von 2.15 (1.31 – 3.51) selbständigen Luchsen pro 100 km² und von 3.12 (1.97 – 4.02) pro 100 km² geeigneten Habitats ergeben. Vergleicht man die Ergebnisse dieses Monitorings mit denjenigen der letzten beiden (2015-2016 und 2017-2018), so zeigt sich, dass sich die 2021 berechneten Dichten statistisch gesehen nicht signifikant von den bei diesen beiden früheren Monitorings berechneten unterscheiden.

2. Introduction

Grands carnivores

L'importance de la présence des grands prédateurs dans tous les écosystèmes du monde entier est de plus en plus reconnue (Estes et al, 2011 ; Ripple et al, 2014). Ces derniers n'ont pas uniquement une influence directe sur leurs proies de prédilection mais peuvent avoir une influence indirecte sur leurs habitats et d'autres espèces (faune et flore) grâce à des effets dits « en cascade » (Ritchie et al, 2012). La présence, la conservation et, dans certains cas le suivi des populations de grands prédateurs, sont très souvent conflictuels surtout dans les régions occupées par l'homme (Meriggi et Lovari, 1996 ; Polisar, 2000 ; Karanth et Maduhsudan, 2002 ; Eeden et al, 2018). Une régulation systématique des grands prédateurs fondée uniquement sur les croyances et non pas les connaissances pourrait avoir des répercussions dramatiques sur un écosystème entier et n'est donc pas souhaitable (Bagchi et Mishra, 2006). 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, Pesenti et al, 2018a). Plusieurs variables sont à prendre en considération pour une gestion de la faune adaptée et durable. Même si ce n'est pas la seule, une des variables fondamentales lorsqu'on parle de gestion de la faune sauvage, est celle de connaître la taille et la tendance d'une population donnée (Williams et al, 2002).

Capture-recapture photographique

Sachant que le recensement de l'ensemble d'une population (valeur absolue), notamment des espèces forestières, n'est pas possible (Cederlund et al, 1998), il est primordial d'utiliser des méthodes qui permettent d'en estimer la valeur (MacKenzie et al, 2006). Nombreuses sont les méthodes qui 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 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 ; Meek et al, 2014 ; Silveira et al, 2003) respectant ainsi les dispositions légales en vigueur (ordonnance concernant la protection des mammifères, des oiseaux sauvages et de leurs biotopes, OProt). 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 clichés de chaque individu (Karanth & Nichols, 2002, O'Connell et al, 2011).

Piégeage photographique

Le piégeage photographique est une méthode fortement utilisée dans le monde entier pour des suivis et des études concernant le comportement, l'écologie et la conservation des espèces (O'Connell et al, 2011). Cette dernière peut être utilisée également pour suivre les impacts d'espèces invasives dans un nouveau milieu (Hervias et al, 2012 ; Opiel et al, 2014) ou, par exemple, dans le domaine de l'agriculture afin de monitorer les dégâts causés par la faune sauvage (Coates et al. 2010). De manière générale le piégeage photographique est utilisé surtout pour des mammifères de moyenne-grande taille, comme par exemple l'éléphant de forêt *Loxodonta cyclotis* (Head et al, 2013), le coyote *Canis latrans* (Larrucea et al, 2007), le renard *Vulpes vulpes* (Sarmento et al, 2009) ainsi que le loup *Canis lupus* (Mattioli et al, 2018).

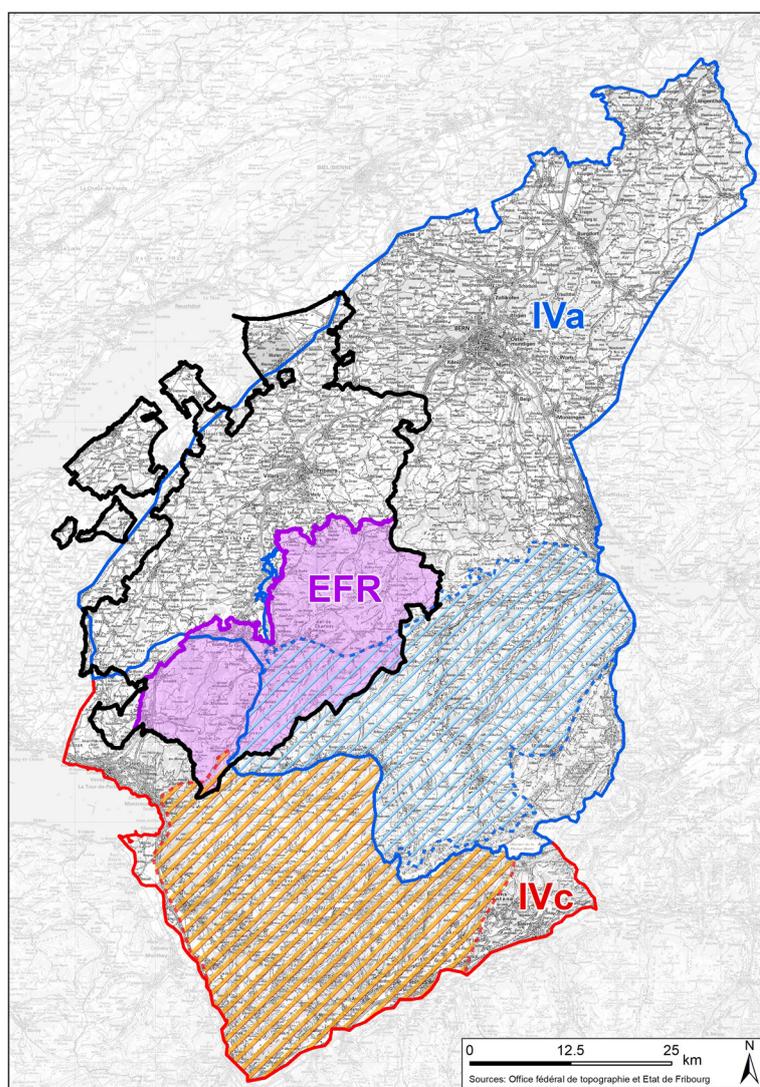


Figure 1

Périmètres des sous-compartiments IVa et IVc (en bleu et en rouge) ainsi que les surfaces des deux aires d'étude utilisées dans les suivis nationaux (en hachuré). En violet, la surface de l'extension fribourgeoise (EFR).

L'utilisation du piégeage photographique pour des félins est également courante dans le monde entier, par exemple chez le tigre *Pantera tigris* (Karanth et al, 2006), le jaguar *Pantera onca* (Silver et al, 2004), le puma *Puma concolor* (Kelly et al, 2008) et chez le léopard des neiges *Panthera uncia* (Koju et al, 2020).

En Suisse le piégeage photographique est utilisé dans différents domaines mais depuis plusieurs années cette méthode est employée pour le suivi des populations de lynx (p. ex. Laass, 2002 ; Ryser et al, 2005 ; Zimmermann et al, 2007). Ces suivis sont effectués dans des surfaces fixées selon les limites des compartiments et sous-compartiments pour la gestion des grands prédateurs (Plan Lynx, 2016).

Le territoire du canton de Fribourg fait partie intégrante du compartiment I (sous-compartiment Ia) et du compartiment IV (sous-compartiments IVa et IVc). Concernant le suivi du lynx, les surfaces retenues (aire de références, figure 1) pour ces deux sous-compartiments touchent uniquement en partie le canton de Fribourg (Plan Lynx, 2016). Une estimation de la densité dans cette surface n'est donc pas représentative pour le canton de Fribourg car limitée à une petite partie des Préalpes fribourgeoises. Afin de palier à ce manque et afin d'avoir un maximum d'informations, le Service des forêts et de la nature (SFN) a mis en place un suivi cantonal, effectué en même temps que le suivi national, sur l'ensemble des Préalpes fribourgeoises en créant une nouvelle surface (extension fribourgeoise EFR, figure 1). Plus de 95 % des indices de présence de lynx récoltés annuellement par le SFN grâce à un monitoring occasionnel se situent dans cette surface. Le premier suivi du lynx cantonal à l'aide de la méthode de capture-recapture photographique a été mené durant l'hiver 2015-2016 (Pesenti et al, 2017). Deux ans après, durant l'hiver 2017-2018, un deuxième suivi avec la même méthode d'échantillonnage et d'analyse a été effectué (Pesenti et al, 2018b).

But du rapport

Pour la troisième fois, 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). Les résultats seront comparés aux résultats obtenus lors des deux premiers monitorings du lynx dans l'EFR (Pesenti et al, 2017 ; Pesenti et al, 2018b).

En application aux dispositions légales en vigueur (art. 9 de la Convention de Berne, art. 12 LChP et art. 4 OChP), 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 (Pesenti et al, 2018a).

3. Matériel et méthodes

Aire d'étude

L'extension fribourgeoise (EFR) a été créée afin de pouvoir effectuer le suivi du lynx sur la totalité du territoire des Préalpes fribourgeoises (fig. 1). L'EFR a été définie sur la base des périmètres biogéographiques suisses issus 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 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 (« Préalpes »). L'EFR mesure 175.34 km de périmètre et a une surface de 616.2 km². Les 68.9 % de cette dernière 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 comprend *la vallée de la Trême, la vallée de l'Intyamon, la vallée de la Jogne, le Burgerwald, le Plasselbschlund, le Seeschlund et le Muscherenschlund* (fig. 2). 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 36.8 % (227.3 km²) de l'EFR. Elle est composée de 57.8 % d'épicéas, 11.5 % de sapins, 0.5 % de mélèzes, 0.3 % de pins, 0.2 % d'autres résineux, 14.2 % de hêtres, 0.1 % de chênes, 5.2 % d'érables, 3.5 % de frênes et 6.7 % d'autres feuillus.

Autres espèces

Le piégeage photographique au sein de l'EFR pour le lynx permet de collectionner des informations importantes sur la répartition spatiale d'autres espèces (annexe 1), en particulier des moyens-grands mammifères, comme par exemple :

- Famille des Cervidae : le cerf (*Cervus elaphus*),
le chevreuil (*Capreolus capreolus*) ;
- Famille des Bovidae : le chamois (*Rupicapra rupicapra*),
le bouquetin (*Capra ibex*) ;
- Famille des Suidae : le sanglier (*Sus scrofa*) ;
- Famille des Leporidae : le lièvre brun (*Lepus europaeus*),
le lièvre variable (*Lepus timidus*) ;
- Famille des Mustelidae : le blaireau (*Meles meles*),
la fouine (*Martes foina*),
le martre (*Martes martes*) ;
- Famille des Sciuridae : l'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*) ;
- Famille des Canidae : le loup (*Canis lupus*),
le chacal doré (*Canis aureus*),
le renard (*Vulpes vulpes*) ;
- Famille des Felidae : le chat sauvage (*Felis silvestris*)
le chat domestique (*Felis catus*).

Toutes les informations récoltées concernant ces espèces sont importantes pour une bonne conservation et gestion des espèces. À titre d'exemple, le chat sauvage (*Felis silvestris*) a été photographié pour la première fois au sein des Préalpes fribourgeoises lors du monitoring du lynx en 2018. Toutefois, il faut garder à l'esprit que la méthode d'échantillonnage a été ajustée à l'espèce cible, en l'occurrence le lynx (*Lynx lynx*), et par conséquent, les résultats peuvent être biaisés pour les autres espèces.

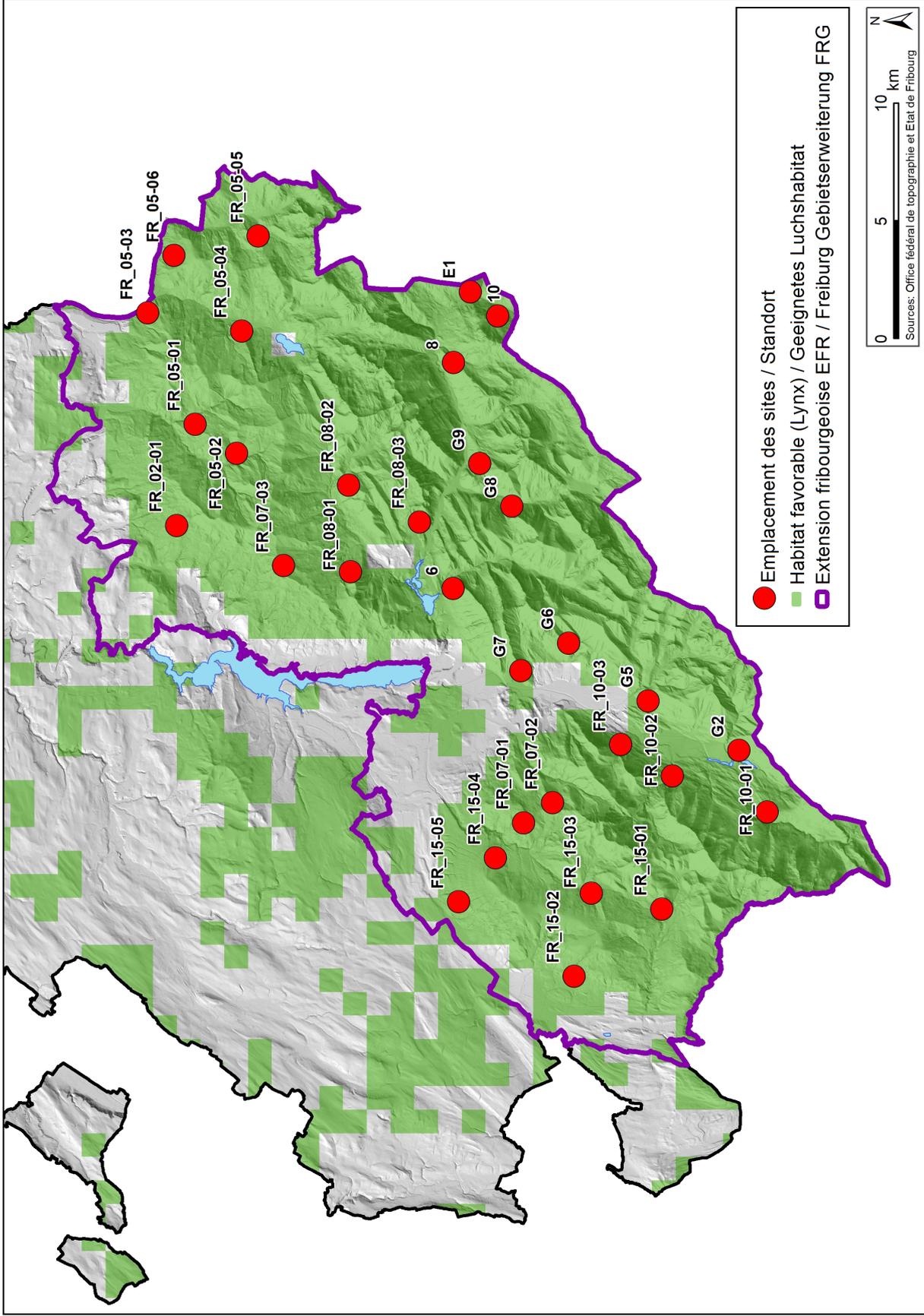


Figure 2
 Carte du périmètre de l'EFR (en violet, 616 km²), l'emplacement spatial des sites (points rouges) ainsi que la surface d'habitat favorable (en vert) selon Zimmermann (2004).

Plan d'échantillonnage

Afin de pouvoir comparer les résultats avec les suivis cantonaux précédents (Pesenti et al, 2017 ; Pesenti et al, 2018b), la même méthode d'échantillonnage standardisée a été appliquée pour le suivi de l'hiver 2020-2021. La surface de l'EFR a été divisée, suivant la méthode décrite par Laass en 1999, en cellules de 2.7 km x 2.7 km. Sachant que les lynx préfèrent se déplacer, surtout en hiver, au-dessous de la limite des arbres (Breitenmoser-Würsten et al, 2001), toutes les surfaces de plus de 1800 m d'altitude ont été mises en évidence grâce à des modèles d'altitude dans l'environnement ESRI en utilisant la version 10.5 d'ArcGIS (ESRI 2017). Si une cellule contenait plus des 2/3 de sa surface en-dessus de 1800 m d'altitude, cette dernière était éliminée de la zone d'échantillonnage (probabilité trop faible de détecter un lynx). Les sites ont été ensuite choisis, de manière alternée dans les cellules restantes. Au total 31 sites ont été équipés et échantillonnés durant 60 nuits, soit du 1^{er} décembre 2020 au 29 janvier 2021, ce qui correspond à un effort potentiel d'échantillonnage total de 1860 nuits. Grâce aux compétences et aux expériences des gardes-faune et des biologistes du Service des forêts et de la nature (SFN) et 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. Des légères adaptations ont été effectuées par rapport à quelques emplacements de sites afin d'augmenter encore plus la probabilité de capture. Ces améliorations ont été possibles grâce au suivi extensif cantonal, où plus de 350 indices de présence sont récoltés annuellement.



Figure 3

Piège photographique de type Cuddeback modèle double G utilisé pour le monitoring du lynx.

Piégeage photographique

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 (utilisé lors des analyses), chaque site a été équipé de deux pièges photographiques posés de part et d'autre du chemin (Zimmermann et al, 2004). Les appareils utilisés étaient de deux types ; sur les 62 pièges photographiques utilisés pour le monitoring 42 étaient des caméras digitales de type Cuddeback modèle C123 ou double G pourvues de flash Xenon blanc (fig. 3). Les 20 autres étaient des caméras digitales de type Cuddeback modèle Ambush pourvues également de flash Xenon blanc (Cuddeback, Green Bay, Wisconsin). Afin de disposer de photos de bonne qualité (limitation de l'effet de distorsion et de déformation), les pièges photographiques ont été posés à la hauteur du lynx, soit à une hauteur de plus au moins 70-80 cm (Sunquist & Sunquist, 2002). De manière générale les contrôles étaient effectués tous les 7-10 jours afin de s'assurer du bon fonctionnement des pièges photographiques et d'éventuels vols de matériel, de pouvoir remplacer les accus, changer les cartes SD avec les photos, remplacer les appareils défectueux et enfin, si nécessaire, de dégager la zone de capture des divers obstacles survenus après le dernier contrôle (cumul de neige, branches d'arbres, etc.). Toutes les images ont été systématiquement visionnées, les photos avec des personnes et des véhicules ont été effacées afin de respecter la sphère privée, les images contenant du lynx ont été méthodiquement enregistrées en gardant plusieurs informations directement dans le nom de sauvegarde (fig. 4). L'identification des individus a été possible grâce à la comparaison des photos prises lors du monitoring avec des images de référence enregistrées dans une géodatabase du SFN (monitoring extensif et monitoring intensif).

FR014_2021_01_07_0316_re_FR_05-06

Figure 4

Exemple du nom d'une photo. Identité du lynx (brun), date de capture (bleu), heure de capture (vert), flanc du lynx (re: droite, li: gauche, beige) et nom du site (rouge).

Capture-recapture

Une histoire de captures a été créée pour chaque individu en spécifiant le sexe de l'individu (visible sur la photo ou information disponible 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 des deux derniers suivis cantonaux (Pesenti et al, 2017 ; Pesenti et al, 2018b) 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). Les histoires de captures individuelles ont été combinées entre elles afin de former une matrice (le nombre de ligne équivaut au nombre d'individus capturés et le nombre de colonnes équivaut au nombre de pentades). Cette dernière résume l'histoire de captures en système de numérotation binaire pour la totalité des individus capturés pendant le monitoring. Après avoir testé la fermeture de la population au moyen du programme CloseTest 3.0 (Stanley et Burnham, 1999), la matrice a été intégrée et utilisée dans le module CAPTURE du programme informatique MARK (White et Burnham, 1999), pour estimer les effectifs de populations fermées. 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). 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.

$$D = N/A$$

Analyses spatiales

Dans ce rapport, comme pour les deux précédents, 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 4.0.3, Core Team 2020). 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 100 m x 100 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).

Turnover

Depuis plusieurs années un important turnover est observé au sein de la population de lynx étudiée. En 2013, lors d'une séance de la Commission intercantonale, le SFN avait déjà souligné l'importance de ce phénomène en présentant avec des simples comparaisons, le grand turnover au niveau de l'aire de référence fixe des Préalpes. Il proposait également d'intégrer cette étude, moyennant des analyses plus complètes, directement dans le monitoring national du lynx.

Après plusieurs propositions ultérieures du SFN à cette même commission et ayant effectué le même monitoring sur trois saisons, le SFN a finalement décidé de souligner cet important phénomène directement dans le monitoring cantonal.

4. Résultats

Piégeage photographique

En tout, 62 pièges-photographiques ont été installés sur 31 sites différents durant 60 nuits de suivi, ce qui correspond à un effort potentiel d'échantillonnage de 1860 nuits. En raison des abondantes chutes de neige qui ont frappé le canton de Fribourg durant la période du suivi, l'effort d'échantillonnage effectif a été ramené à 1835, soit 98.66 % du total (fig. 5). Ce résultat correspond au meilleur résultat jamais observé pour le canton de Fribourg (2015/2016 : 97.64 % ; 2017/2018 : 98.06 %) et 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, un vol d'un seul piège-photographique a été observé dans la région de l'Intyamon. Ce dernier n'a pas affecté le suivi puisque l'autre piège-photographique présent sur le site n'a jamais cessé de fonctionner. En outre, le piège-photographique volé a vite été remplacé par un nouveau.

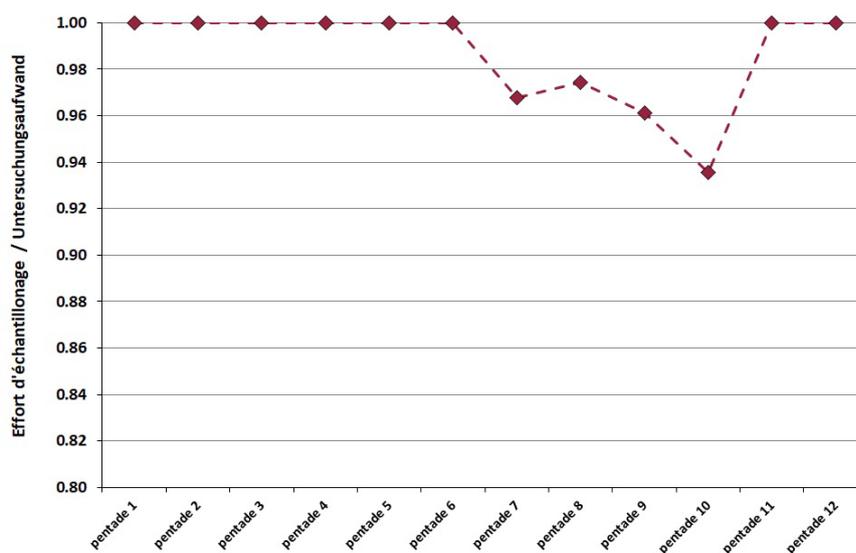


Figure 5

Courbe représentant l'effort d'échantillonnage par pentade (en pourcentage). En raison des abondantes chutes de neige, la pentade 10 se situe en-dessous du 94% d'effort.

En prenant en compte toutes les photos déclenchées par les 62 pièges photographiques, un total de 1881 photos d'animaux sauvages a été répertorié (fig. 6), soit une diminution par rapport au dernier monitoring de 36.7 % ($N=2972$). La répartition spatiale des différentes espèces n'est pas homogène (Annexe 1). L'espèce la plus photographiée est le renard (32.75 %, $N=616$), suivie par le cerf (12.33 %, $N=232$), le chevreuil (9.73 %, $N=183$), le lièvre brun (6.43 %, $N=121$), le blaireau (5.69 %, $N=107$), le chamois (5.37 %, $N=101$), le chat domestique (4.84 %, $N=91$), le sanglier (0.64 %, $N=12$), la martre (0.53 %, $N=10$), le loup (0.27 %, $N=5$), la fouine (0.16 %, $N=3$) et le lièvre variable (0.11 %, $N=2$). Les 10.63 % de toutes les photos ($N=200$) correspondent à des photos d'autres espèces, comme par exemple: l'écureuil, le merle, le cassenoix, la gélinotte, la chouette hulotte, des petits rongeurs, etc.

Concernant le lynx, 198 photos de lynx (10.53 %) correspondant à 19 individus (5 mâles, 6 femelles et 8 de sexe inconnu) ont été prises durant la période du monitoring (fig. 7), soit 10 photos et un individu de plus qu'en 2017/2018.

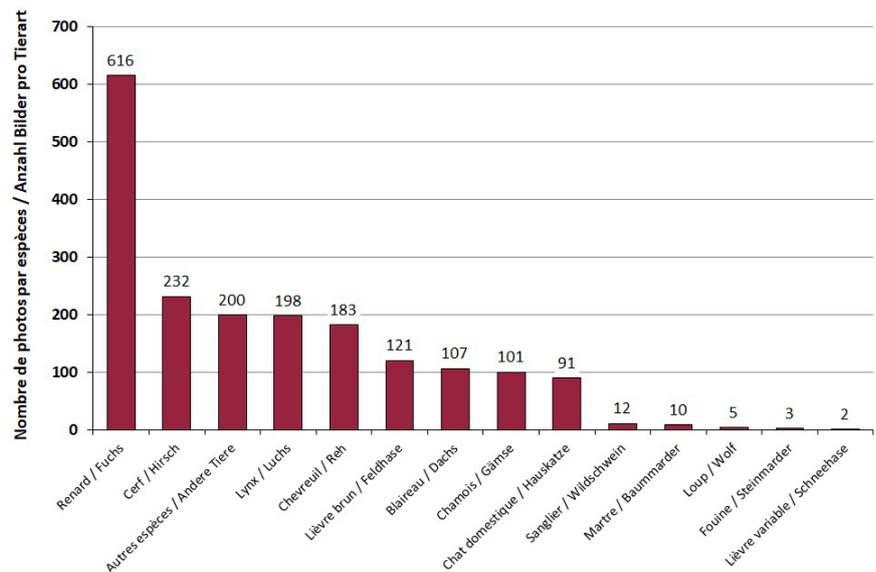


Figure 6

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

Turnover

Il est intéressant d'observer un turnover relativement important chez la population étudiée (tab. 1). Par rapport au premier monitoring (11 individus détectés), seuls 5 (45.5%) avaient été à nouveau détectés en 2017/2018 et seuls 4 (36.3%) durant ce dernier monitoring. Par rapport au deuxième monitoring en 2017/2018 (18 individus capturés), seuls 8 (44.4%) ont été photographié en 2020/2021.

Analyses non spatiales

Sur les 31 sites, 26 sites ont détecté des lynx durant la période du suivi, ce qui correspond à 83.87 % des sites, une augmentation de 6.45 % par rapport au dernier monitoring cantonal ($N=24$). 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. 8). Après une augmentation relativement importante durant les 5 premières pentades (15 individus) la situation reste assez constante pour les pentades successives avec une capture supplémentaire lors de la 7^{ème} pentade, une lors de la 10^{ème} et 2 lors de la 11^{ème} pentade. L'estimation de l'abondance (intervalle de confiance de 95 %) sous le modèle M_0 était de 21 (19 - 29) lynx indépendants. L'estimation de la densité (intervalle de confiance de 95 %) dans l'EFR est de 2.64 (1.74 - 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 3.31 (2.61 - 4.01) pour 100 km² d'habitat favorable.

Tableau 1

Identité des lynx indépendants capturés durant les trois sessions du monitoring au sein de l'EFR et mise en évidence du turnover important entre les différentes années de suivi (en moyenne 45%).

2015 / 2016	2017 / 2018	2020 / 2021
B189	→ B189	→ B189
B201	→ NA	→ NA
B202	→ B202	→ B202
B240	→ NA	→ NA
B335	→ NA	→ NA
B358	→ B358	→ B358
B381	→ B381	→ NA
B383	→ B383	→ B383
B560	→ NA	→ NA
PIRO	→ NA	→ NA
NA	→ B333	→ NA
NA	→ B589	→ NA
NA	→ NA	→ B606
NA	→ B608	→ B608
NA	→ B616	→ B616
NA	→ B657	→ NA
NA	→ B658	→ NA
NA	→ B671	→ B671
NA	→ CATO	→ CATO
NA	→ L217	→ NA
NA	→ L276	→ NA
NA	→ FR001	→ NA
NA	→ FR002	→ NA
NA	→ FR003	→ NA
NA	→ NA	→ FR008
NA	→ NA	→ FR009
NA	→ NA	→ FR010
NA	→ NA	→ FR014
NA	→ NA	→ FR016
NA	→ NA	→ FR025
NA	→ NA	→ FR028
NA	→ NA	→ FR029
NA	→ NA	→ FR030
NA	→ NA	→ FR031

NA: No Data

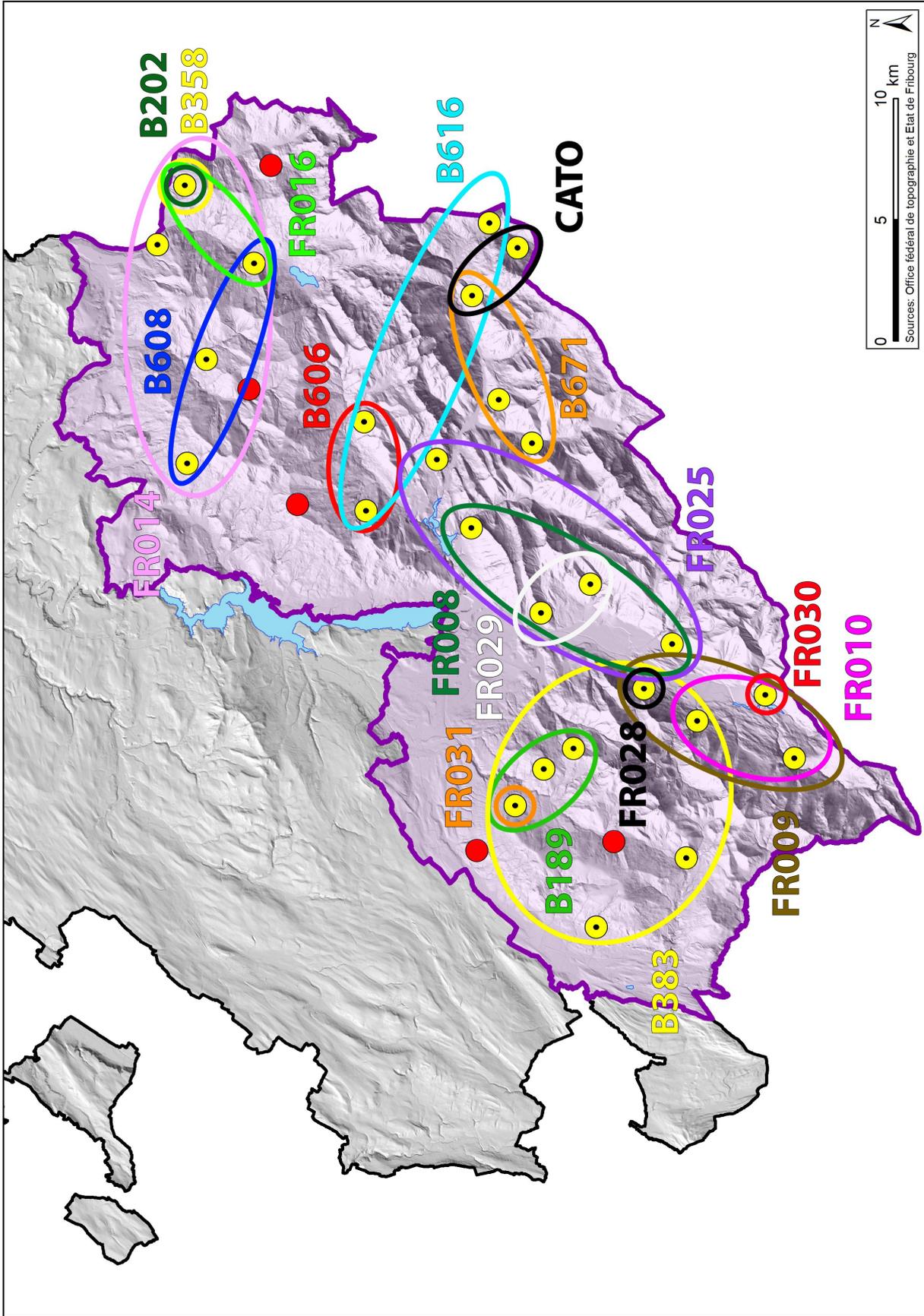


Figure 7
 Carte résumant la répartition spatiale des captures pour chaque individu dans l'EFR. Chaque ellipse de couleur englobe le ou les sites où un même individu a été photographié.

Analyses spatiales

Comme déjà testé (sous le modèle M_0) lors des derniers monitorings (Pesenti et al. 2017 et Pesenti et al. 2018b), 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). Selon le ΔAIC , le modèle qui explique le mieux notre jeu de données est le M_0 qui correspond à une densité (intervalle de confiance 95 %) de 2.15 (1.31 – 3.51) lynx indépendants pour 100 km² ou de 3.12 (1.97 – 4.02) pour 100 km² d'habitat favorable.

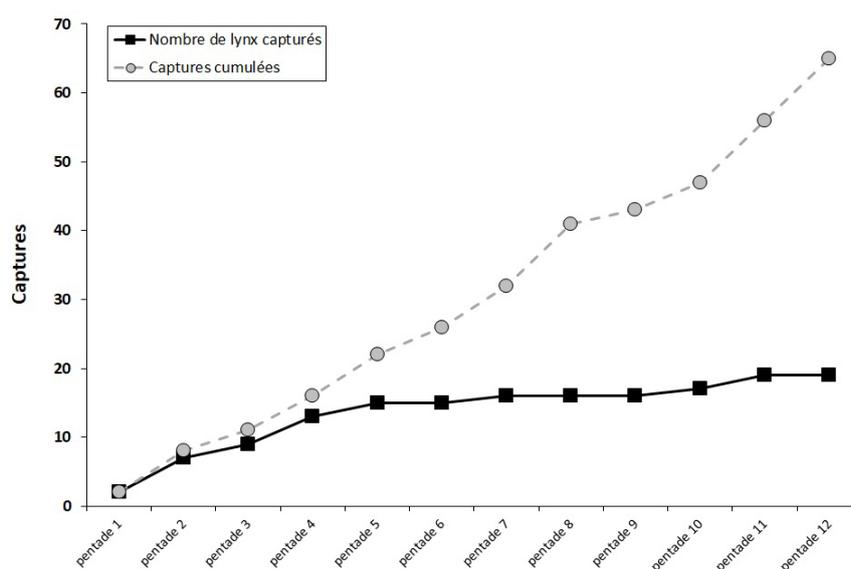


Figure 8

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

Comparaison des densités

En comparant les résultats de ce suivi avec ceux calculés durant les deux derniers monitorings, il s'avère qu'au niveau statistique, les densités calculées en 2021 ne diffèrent pas significativement, dans tous les cas de figure, de celles calculées dans les autres monitorings démontrant ainsi une situation plutôt stable concernant le lynx au sein de la EFR (fig. 9).

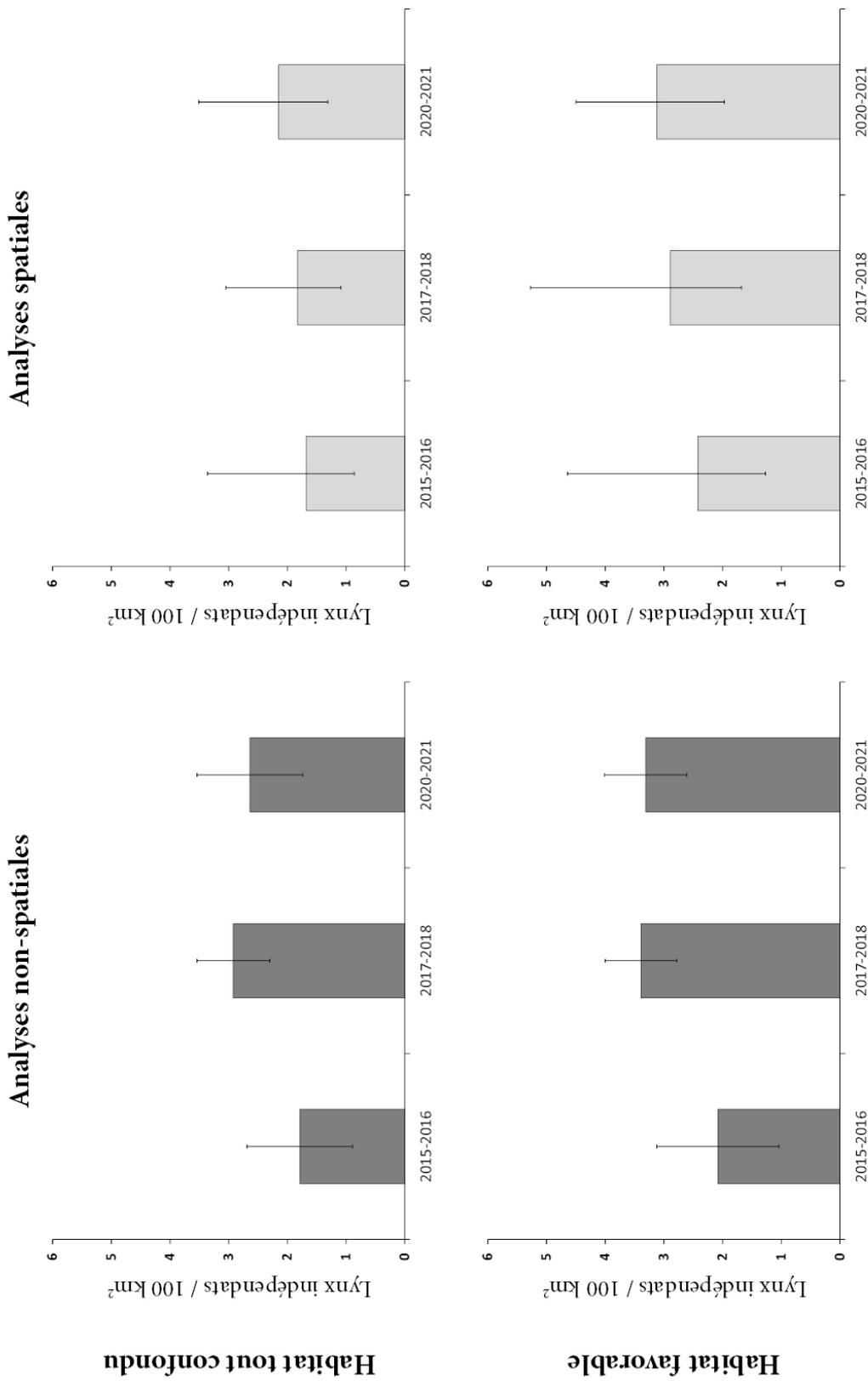


Figure 9 Comparaison des estimations des densités de lynx (2015-2016, 2017-2018 et 2020-2021) sur la base de modèles (spatial ou non-spatial) et en tenant compte de l'habitat (habitat tout confondu ou uniquement habitat favorable).

5. Discussion

Piégeage photographique

Pour la troisième fois, la présente étude a évalué la situation du lynx dans l'ensemble des Préalpes fribourgeoises grâce à l'utilisation de la méthode dite de capture-recapture photographique. Les abondantes neiges de l'hiver 2020-2021 ont affecté les résultats concernant l'effort d'échantillonnage, surtout lors de la 10^{ème} pentade, où on observait un résultat de moins de 94 %. Dans l'ensemble les résultats sont plus que satisfaisants avec un résultat record jamais observé dans l'EFR, soit 98.66 %. Ce résultat permet ainsi d'effectuer des analyses encore plus fiables. Cette tendance à la hausse concernant l'effort d'échantillonnage peut être expliquée par un travail conséquent des gardes-faune impliqués (interventions rapides après des chutes de neige importantes) ainsi que par l'utilisation d'un matériel toujours plus performant (pièges-photographiques, piles au lithium, etc.). Sans trop de surprises l'espèce la plus photographiée est le renard avec une répartition spatiale couvrant la quasi-totalité des sites (30 sur 31). Le lynx, avec un total de 198 photos devient ainsi la troisième espèce la plus photographiée après le cerf (232 photos). Ce résultat démontre que suite à plusieurs petites adaptations de sites effectuées sur les expériences du premier et du deuxième suivi et sur la base des observations des gardes-faune faites ces deux dernières années (monitoring extensif), les emplacements des sites ont été adéquats.

Turnover

Depuis plusieurs années un important turnover est observé au sein de la population de lynx étudiée. Ce dernier peut être la conséquence d'une multitude de facteurs (braconnage, maladies, dispersion, etc.). De manière générale, il est observé que le 45% de la population change toutes les 2-3 ans (période des monitorings). En 2013, le Service des forêts et de la nature (SFN) avait déjà souligné, lors d'une séance de la Commission intercantonale, l'importance de ce phénomène. Il avait présenté, avec des simples comparaisons, le grand turnover au niveau de l'aire de référence fixe des Préalpes et proposait d'intégrer, avec des analyses plus complètes, cette étude directement dans le monitoring national du lynx. Cet aspect a d'ailleurs été souligné à plusieurs reprises par le SFN dans les séances de la commission les années suivantes. Des modèles SCR pourraient justement être utilisés dans les différentes régions de la Suisse pour analyser le turnover des populations et ainsi peut être, adapter certaines mesures de gestion.

Abondance

Un total de 21 lynx indépendants a été estimé dans la zone d'étude par les modèles non spatiaux. 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 B616 (BE et FR), CATO (BE, VD et FR), etc. 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 de fausses conclusions.

Estimation de la densité

Les quatre valeurs de densité de lynx estimées (2020-2021) 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 : 2.15 (1.31 – 3.51) lynx indépendant pour 100 km² et 3.12 (1.97 – 4.02) pour 100 km² d'habitat favorable. Ce plus grand degré d'imprécision, qui est moindre par rapport à celui des années passées, 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.

Comparaison des densités

Les estimations calculées en 2020-2021 en appliquant les mêmes méthodes que celles des deux derniers suivis, ne diffèrent pas de manière significative par rapport aux résultats des suivis précédents. L'utilisation de l'intervalle de confiance (IC – 95%) permet de voir directement sur les graphiques si une différence est significative ou non. De manière globale la situation est plutôt stable ce qui laisse penser que la capacité de l'habitat pour le lynx est presque atteinte avec une tendance à la stabilisation de la population au sein de l'EFR. Une augmentation est par contre observée dans des nouvelles régions peu ou pas colonisé par le lynx surtout dans la région du Plateau (augmentation des indices de présence, dispersion en direction du Plateau).

Conclusions

Les résultats du suivi et des analyses de ce rapport sont très importants pour le SFN afin de mieux connaître l'évolution de la population de lynx dans la totalité des Préalpes fribourgeoises. Ce suivi, pratiqué de manière intensive tous les 2-3 ans en même temps que le monitoring national, vient se rajouter aux nombreuses données récoltées de manière continue (monitoring extensif) durant toute l'année, respectant ainsi les dispositions fédérales en la matière (Plan Lynx Suisse, 2016). Toutes ces données sont prises en considération pour la bonne conservation et la bonne gestion du lynx dans le canton de Fribourg. Il est important de souligner que l'estimation de la densité n'est pas le seul facteur à prendre en considération pour une éventuelle régulation de la population. 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 concernent pas l'EFR mais les sous-compartiments décrits dans l'annexe 2 du Plan Lynx Suisse (2016).

6. Bibliographie

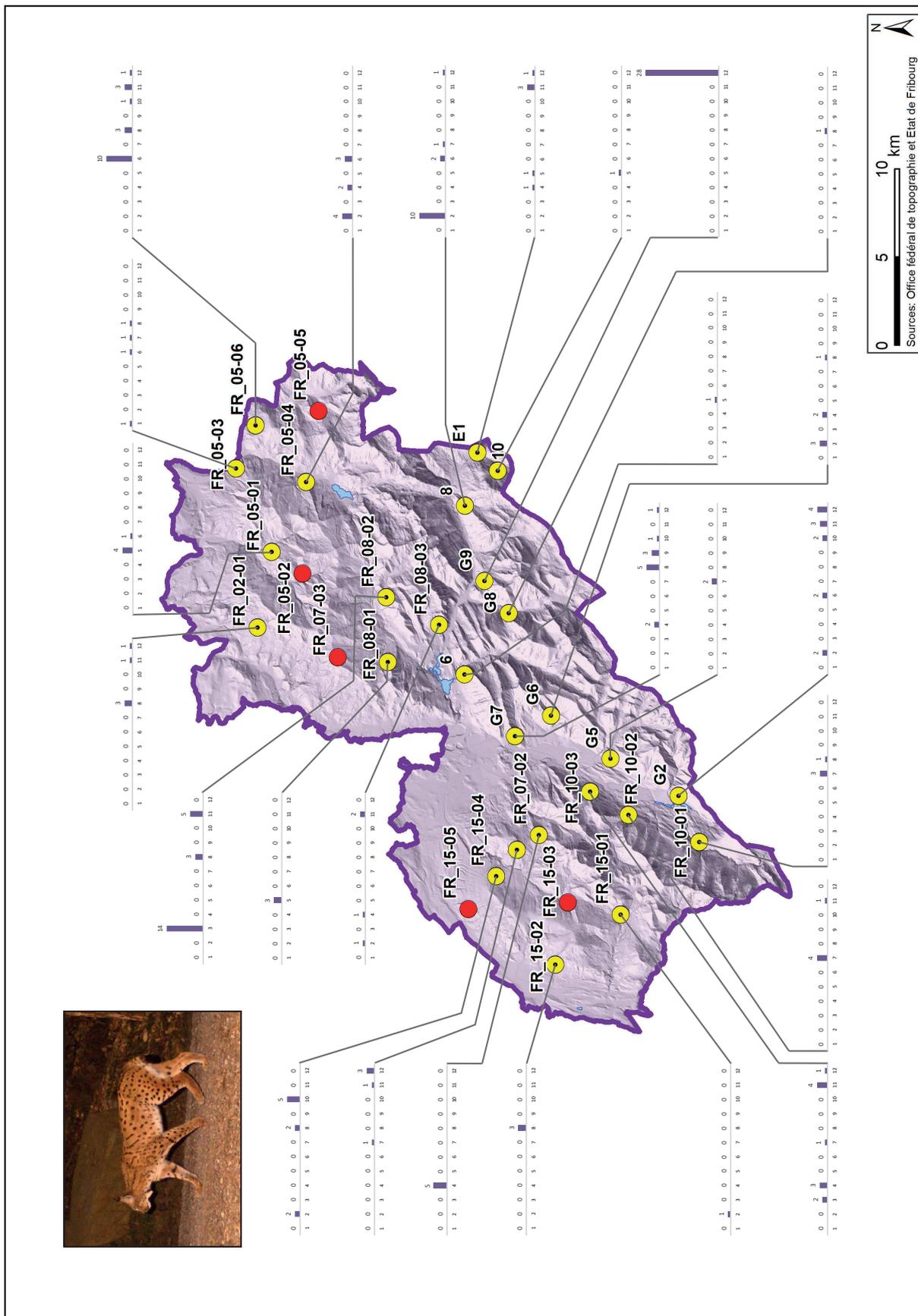
- Athreya, V., Odden, M., Linnell, J.D.C, Krishnaswamy, J. & Karanth, U. (2013). Big cats in our backyards : persistence of large carnivores in a human dominated landscape in India. *Plos One*, 8, 1 – 8.
- Bagchi, S. & Mishra, C. (2006). Living with large carnivores: predation on livestock by the snow leopard (*Uncia uncia*). *Journal of Zoology* 268 (3): 217-224.
- 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., Boisaubert, 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.
- Coates, R., Delwiche, M., Gorenzel, W.P. & Salmon, T. (2010). Evaluation of damage by vertebrate pests in California vineyards and control of wild turkeys by bioacoustics. *Utah State University* 4 (1): 130-144.
- 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/>
- ESRI (2017). ArcMap 10.5. Environmental Systems Research Institute. Inc., Redlands, California.
- Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S.R., Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C, Marquis, R.J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R.T., Pikitich, E.K., Ripple, W.J., Sandin, .A., Scheffer, M., Schoener, T.W., Shurin, J.B., Sinclair, A.R.E., Soulé, M.E., Virtanen, R. & Wardle D.A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333, 301–306.
- 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.

-
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., & Hines, J.E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling. Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier Academic Press publications. San Diego, California.
- 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.
- Meek, P.D., Ballard, G.A., Fleming, P.J.S., Schaefer, M., Williams, W. & Falzon, G. (2014). Camera Traps can be heard and seen by animals. *Plos One* 9(10): e110832.
- 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.
- 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.
- Hervias, S., Henriques, A., Oliveira, N., Pipa, T., Cowen, H., Ramos, J.A., Nogales, M., Geraldés, P., Silva, C., de Ybáñez, R.R. & Oppel, S. (2012). Studying the effects of multiple invasive mammals on Cory's shearwater nest survival. *Biological Invasions* 15 (1): 143-155
- Karant, 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.
- Karant, 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.
- Karant, 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.
- Karant, 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.
- Koju, N.P., Bashyal, B., Pandey, B.P., Shah, S.N., Thami & Bleisch, W.V. (2020). First camera-trap record of the snow leopard *Panthera uncia* in Gaurishankar Conservation Area, Nepal. *Oryx*. 4 pp.
- O'Connell, A., Nichols, J. & Karant, K.U. (2011). *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer Science & Business Media, 271 pp.
- 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.

-
- Oppel, S., Burns, F., Vickery, J., George, K., Ellick, G., Leo, D. & Hillman, J. (2014). Habitat-specific effectiveness of feral cat control for the conservation of an endemic ground-nesting bird species. *Journal of Applied Ecology* 51 (5): 1246-1254.
- 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.
- Pesenti, E., Schaller, D., Heeb, C., Blatter, N., Najla, N., Zimmermann, U., Zimmermann, F., Pewsner, M. & Schnidrig, R. (2018a). Régulation des populations de lynx. Commission intercantonale IV du 3 septembre 2018. 38 pp.
- Pesenti, E., Aebischer, A., Genoud, J., Hässig, R., Jaffrédou, S., Jordan, P., Maradan, F., Mauron, M., Peissard, E., Riedo, P. & Romanens, P. (2018b). Monitoring du lynx dans le canton de Fribourg – Hiver 2017-2018. Direction des institutions, de l'agriculture et des forêts (DIAF), Service des forêts et de la faune (SFF), 30 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 (2020) 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
- Ritchie, E.G., Elmhagen, B., Glen, A.S., Letnic, M., Ludwig, G. & McDonald, R.A. (2012). Ecosystem restoration with teeth: what role for predators? *Trends in Ecology & Evolution*, 27, 265–271.
- 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., Willisich, C., Leathwood, I., Zimmermann, F. & Breitenmoser, U. (2005) 1. Monitoringbericht LUNO2 - Statusbericht Luchs Nordostschweiz Winter 2004/2005. KORA Bericht Nr. 31, 32 pp.
- Sarmiento, P., Cruz, J., Eira, C. & Fonseca, C. (2009). Evaluation of camera trapping forestimating 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.

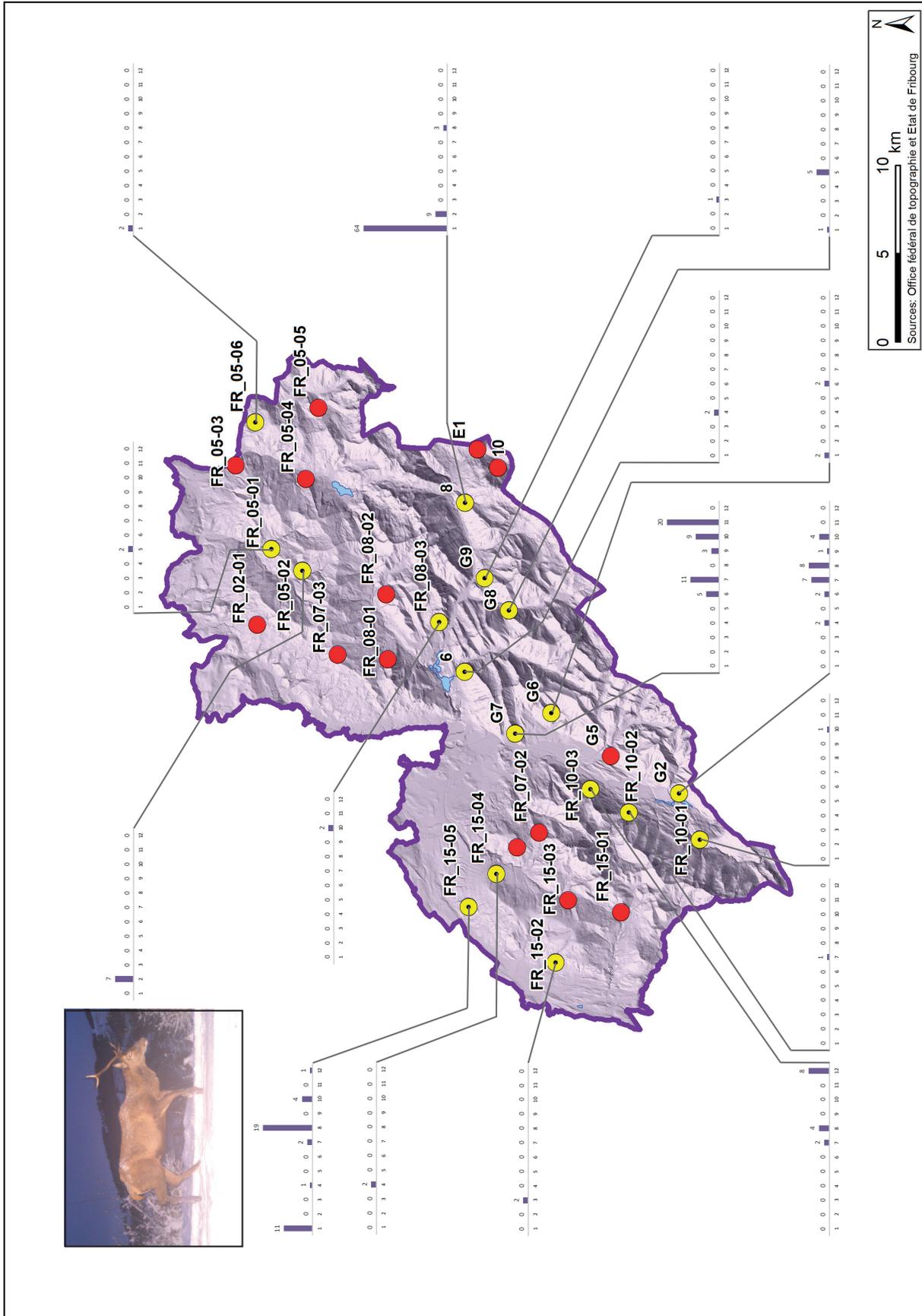
-
- Stanley, T.R. & Burnham, K.P. (1999) A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics*, 6, 197-209.
- Sunquist, M. & Sunquist, F. (2002). *Wild cats of the World*. The University of Chicago Press. Chicago and London. 452 p.
- Williams, B.K., Nichols, 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., 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., & 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.

Annexe 1. Détection d'autres mammifères



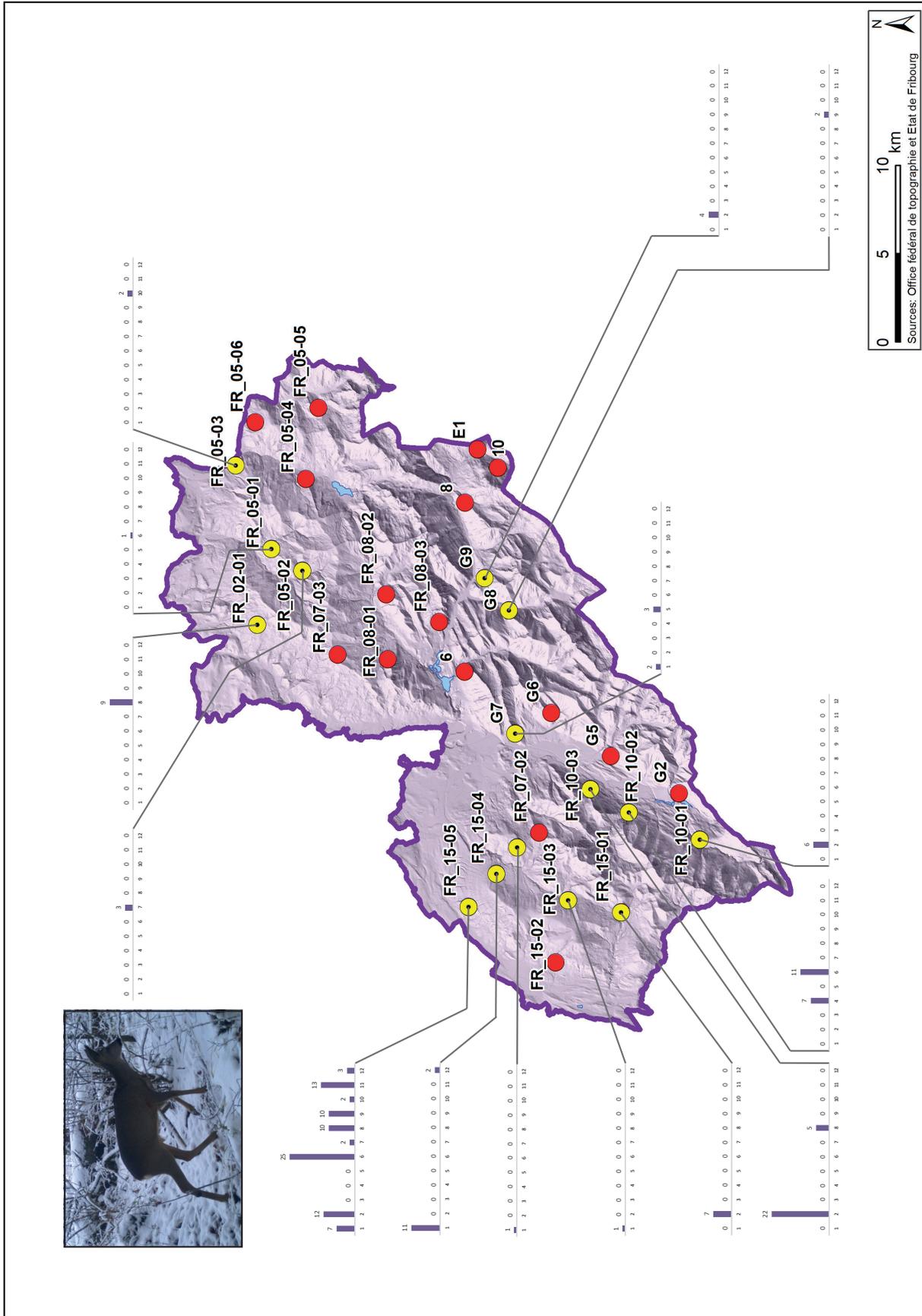
1.1 Lynx lynx

Répartition et abondance des captures de lynx par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).



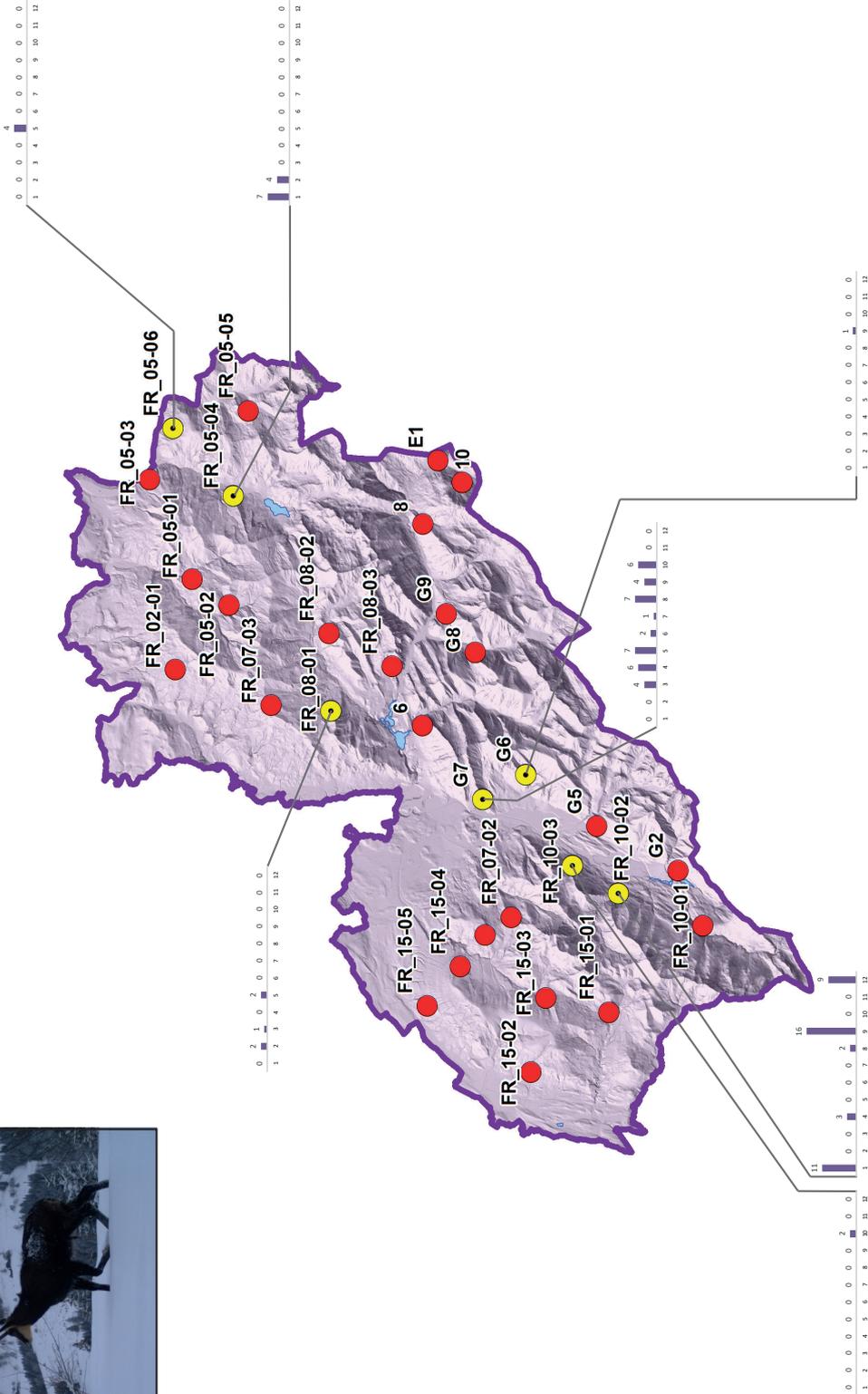
1.2 *Cervus elaphus*

Répartition et abondance des captures de cerfs par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).



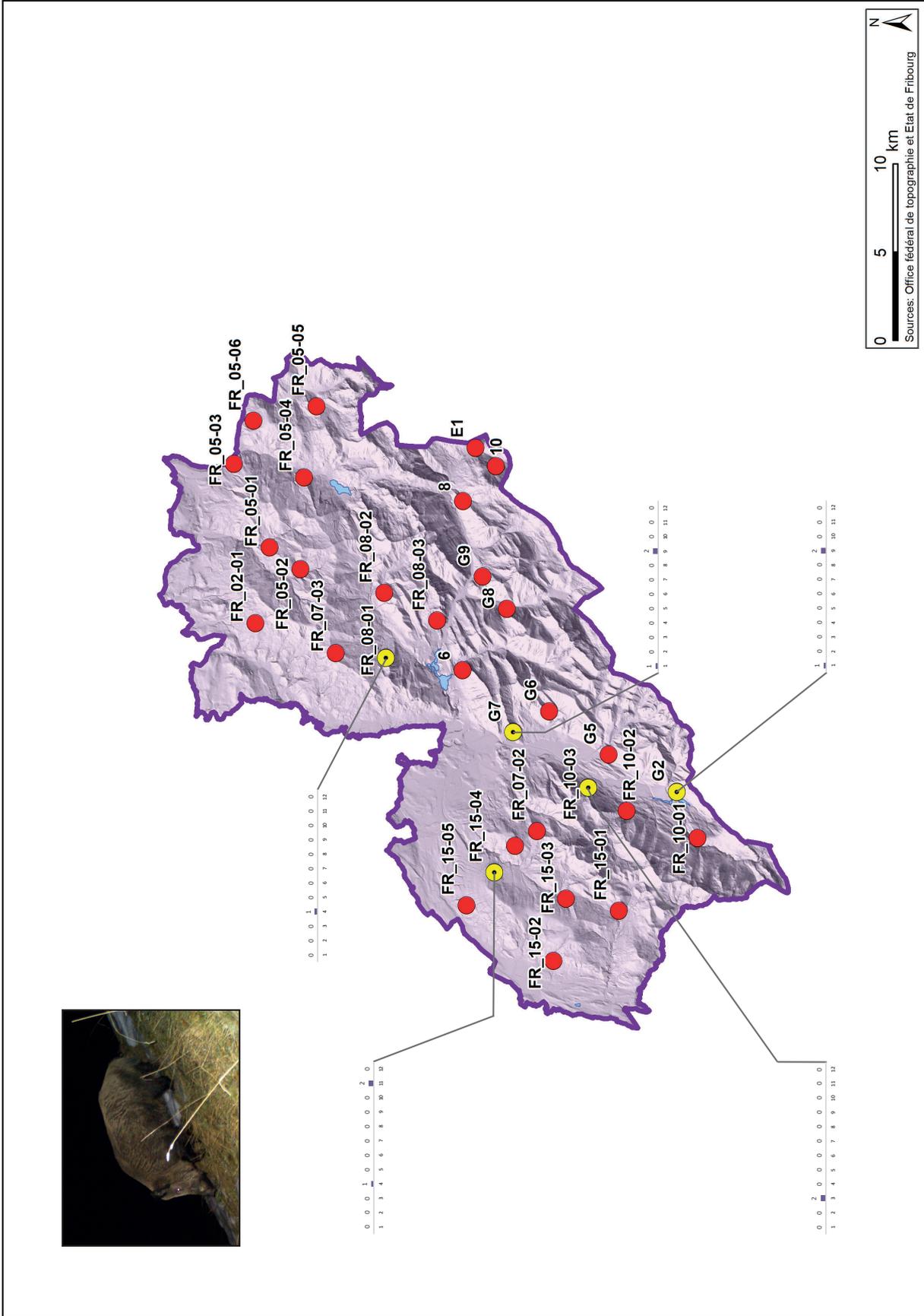
1.3 Capreolus capreolus

Répartition et abondance des captures de chevreuils par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).



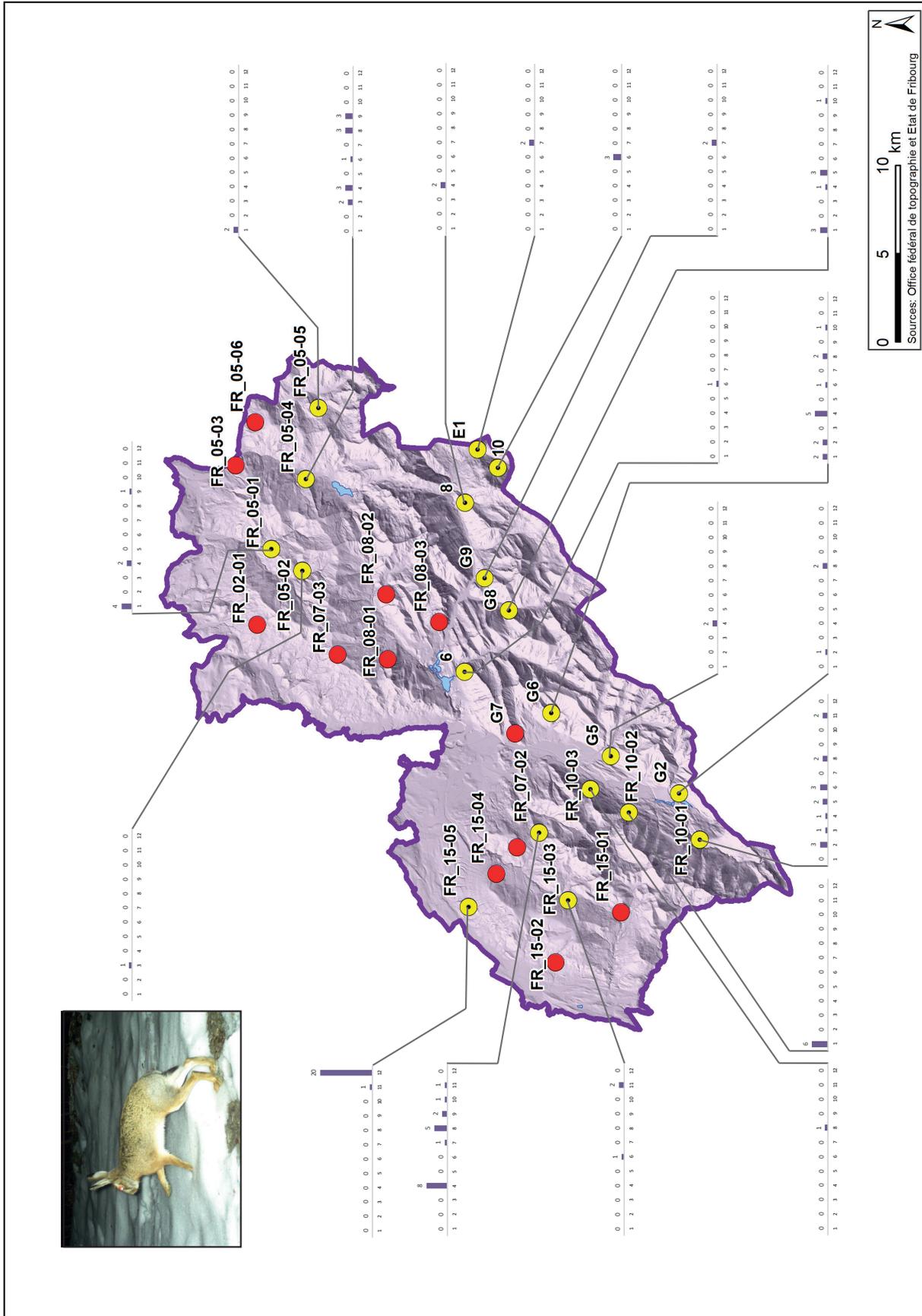
1.4 *Rupicapra rupicapra*

Répartition et abondance des captures de chamois par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).



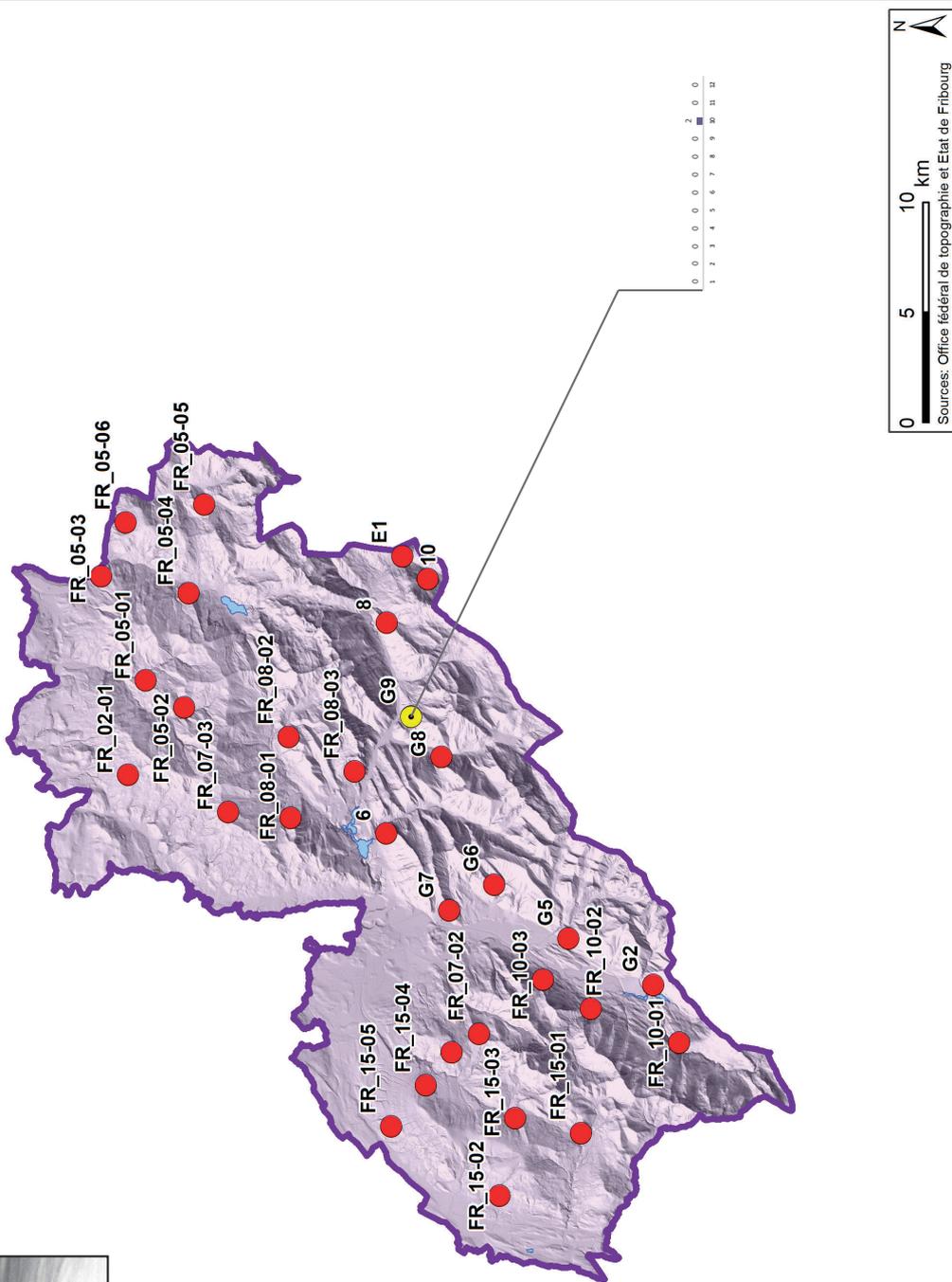
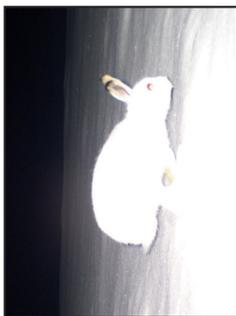
1.5 Sus scrofa

Répartition et abondance des captures de sangliers par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).

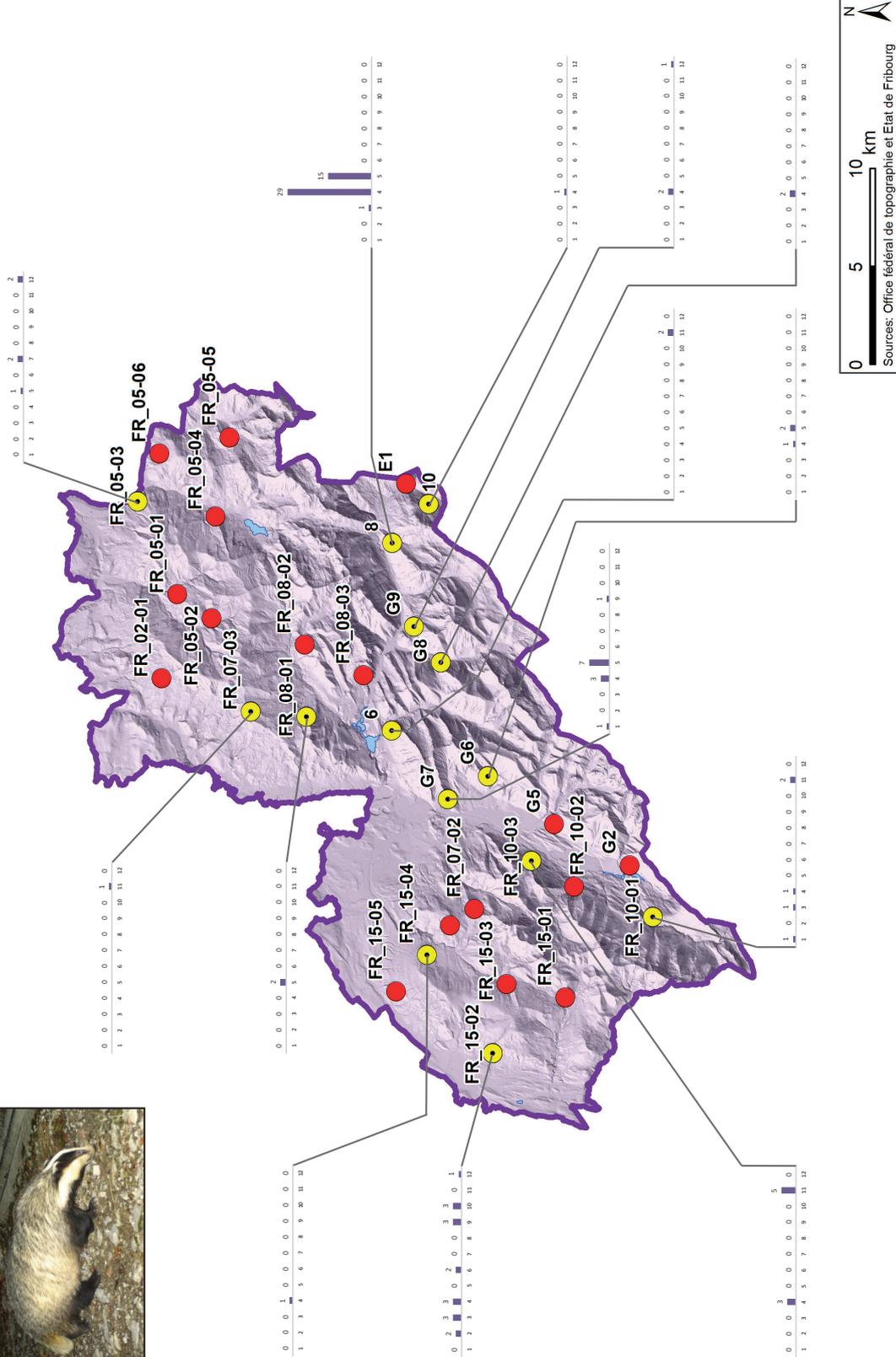


1.6 *Lepus europaeus*

Répartition et abondance des captures de lièvres bruns par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).

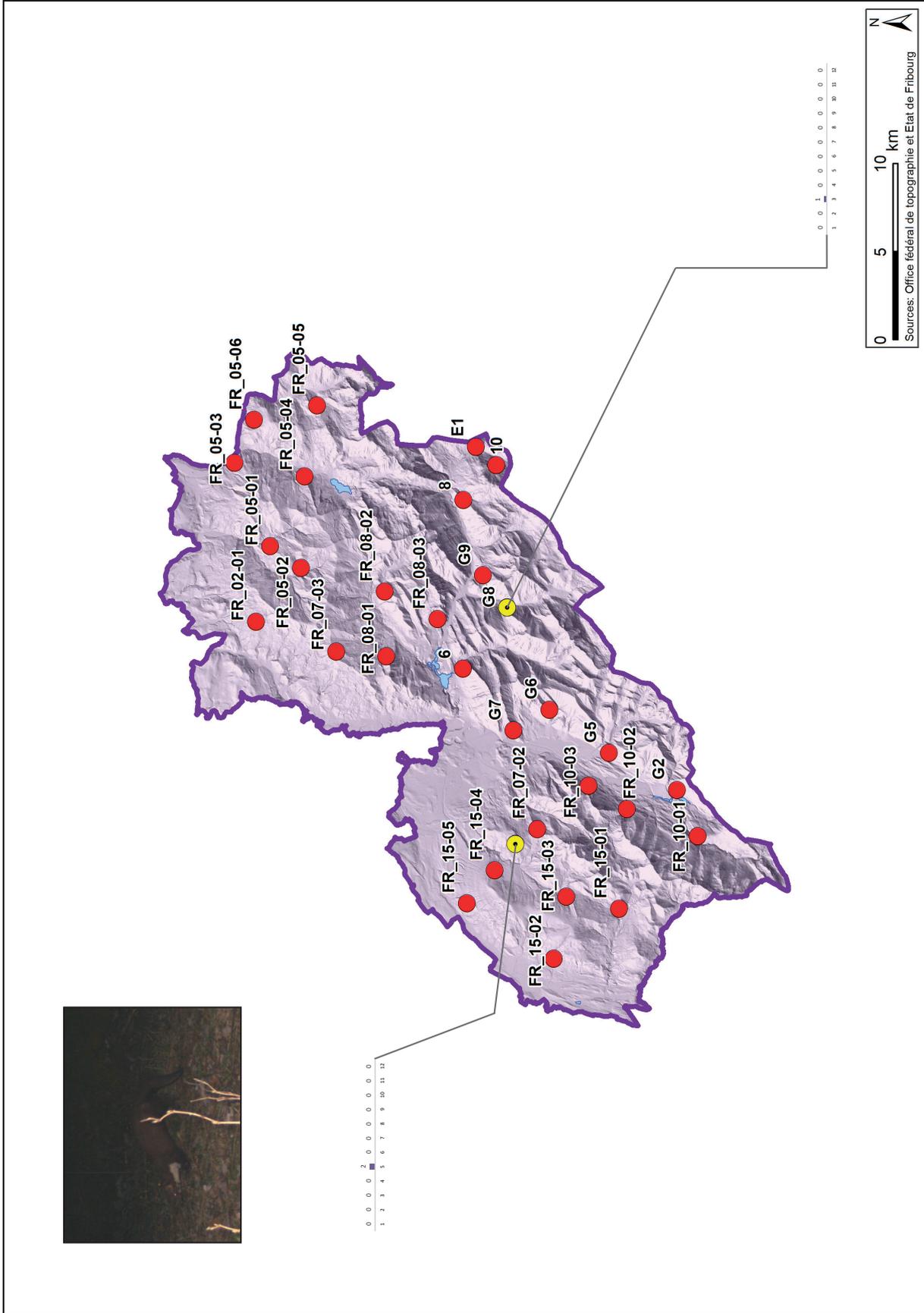


1.7 Lepus timidus
Répartition et abondance des captures de lièvres variables par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).



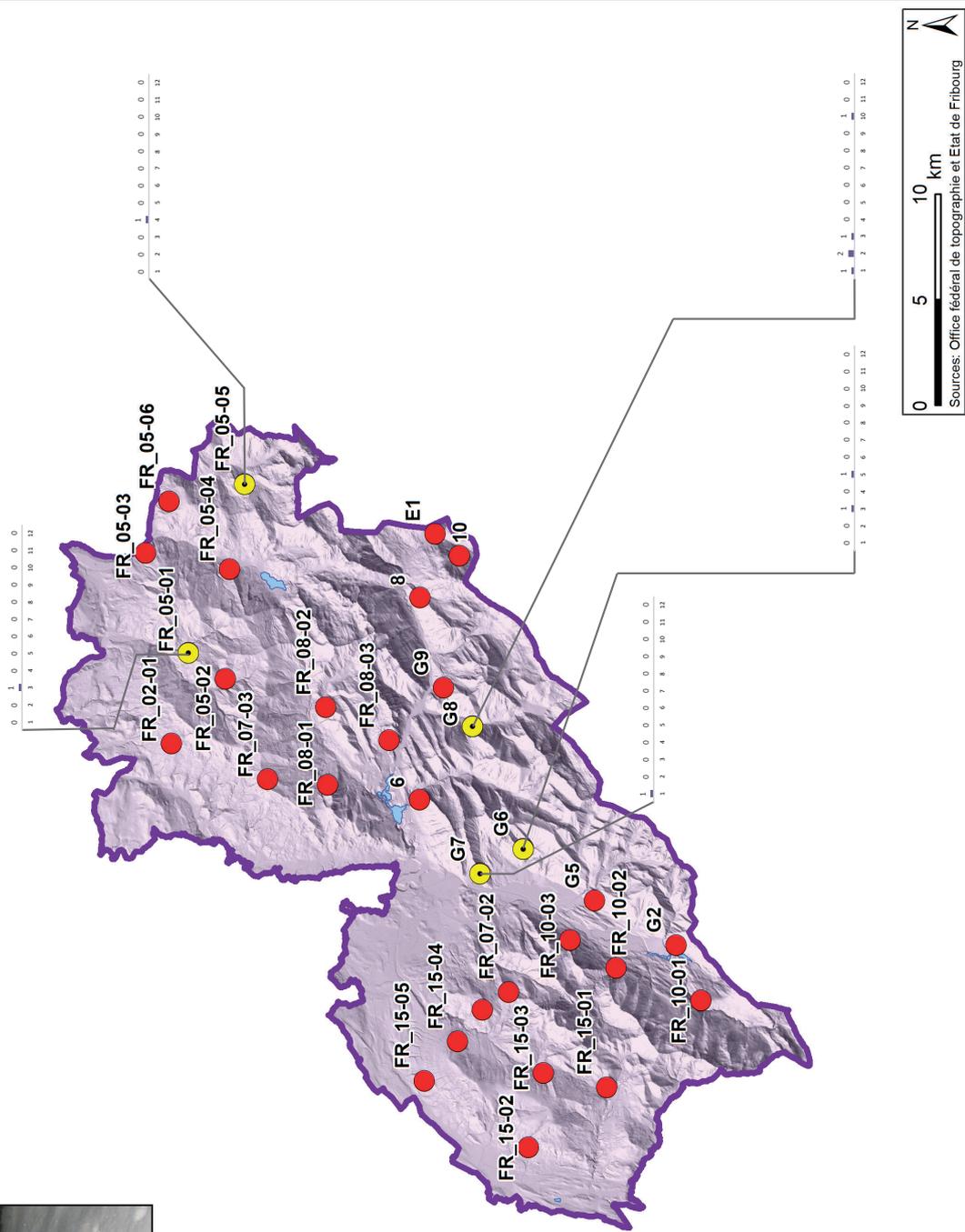
1.8 *Meles meles*

Répartition et abondance des captures de blaireaux par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).



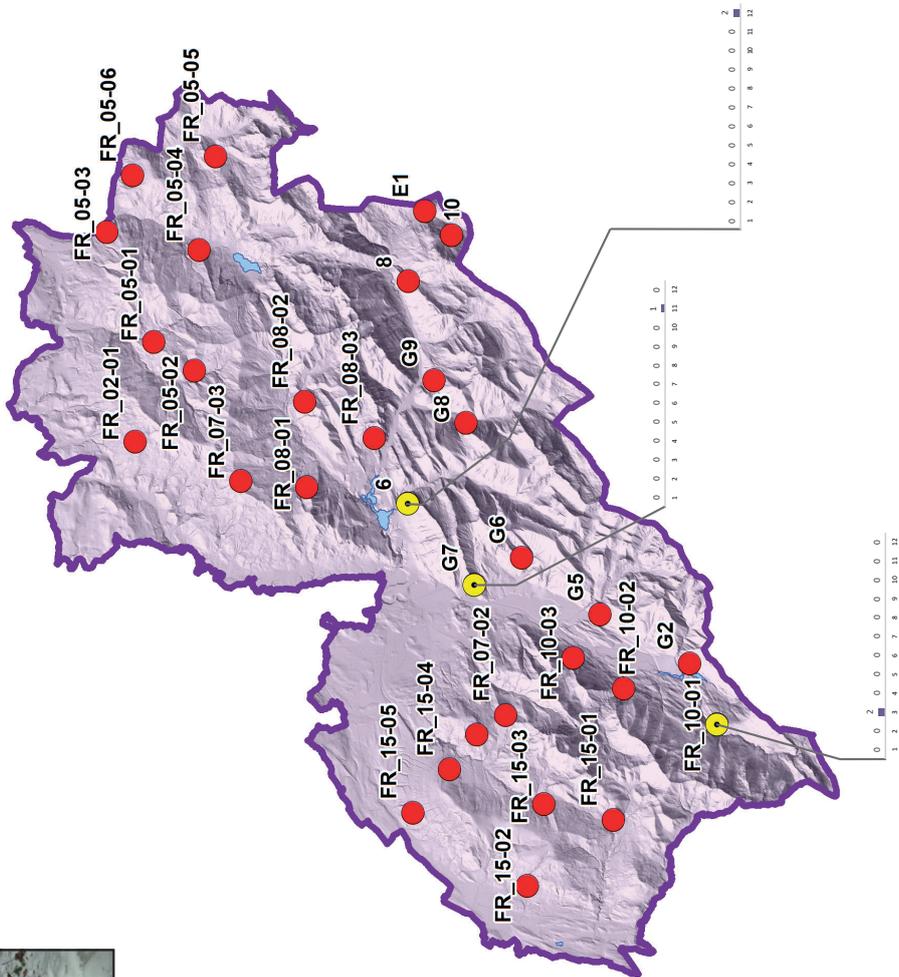
1.9 Martes foina

Répartition et abondance des captures de fouines par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).



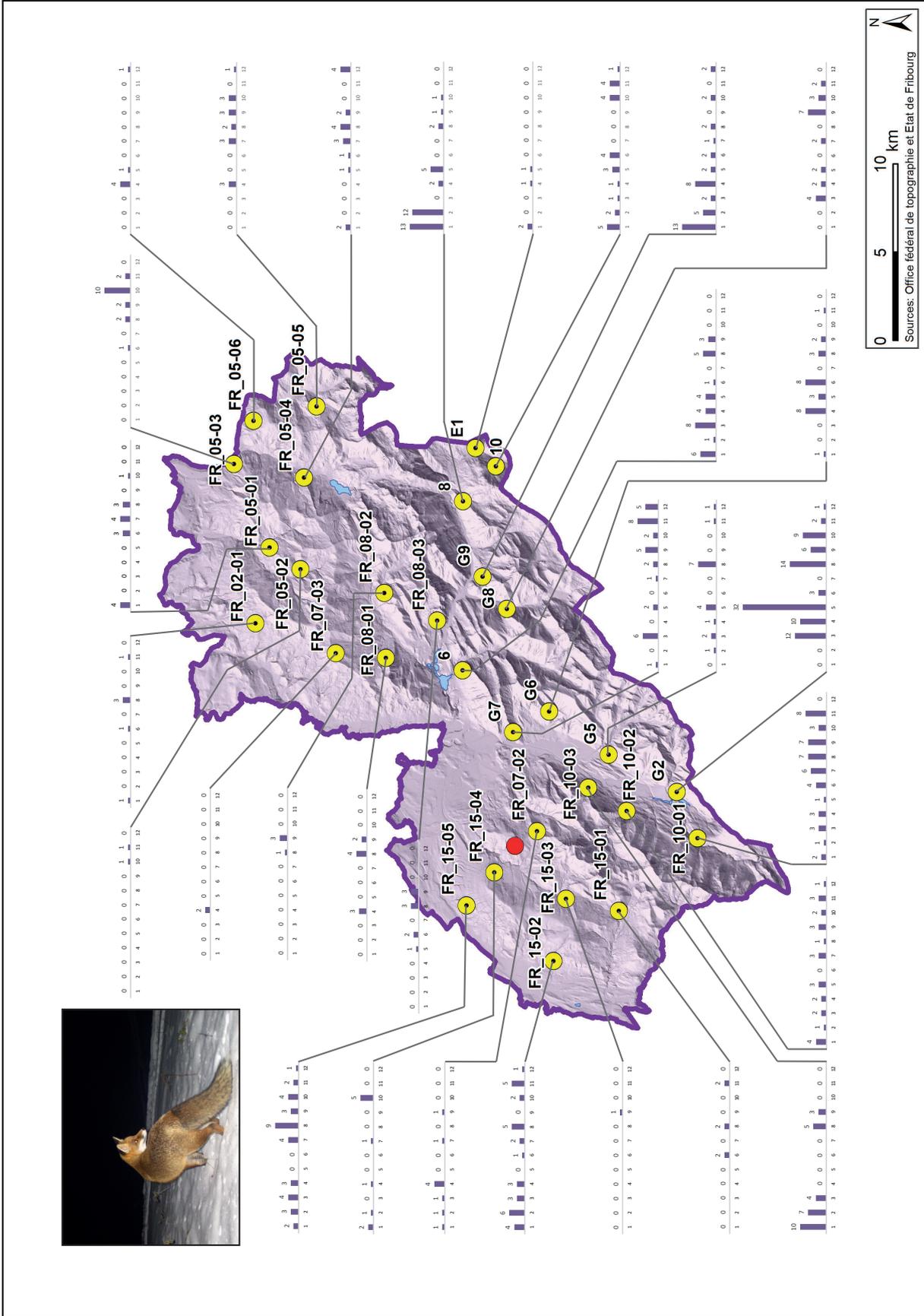
1.10 Martes martes

Répartition et abondance des captures de martes par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 – 29.01.2021).

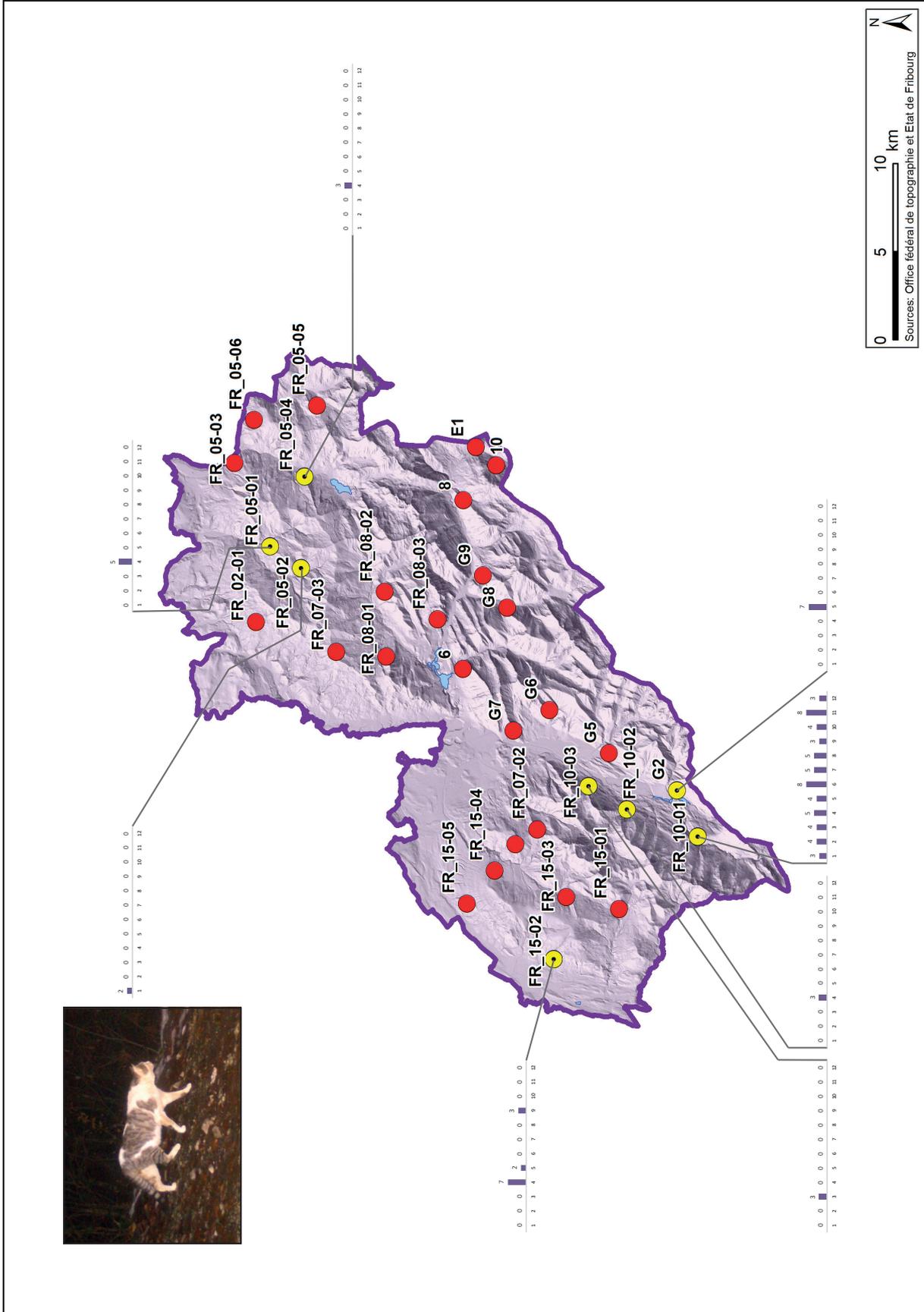


1.11 Canis lupus

Répartition et abondance des captures de loups par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 - 29.01.2021).



1.12 *Vulpes vulpes*
 Répartition et abondance des captures de renards par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 – 29.01.2021).



1.13 *Felis catus*

Répartition et abondance des captures de chats domestiques par site et par pentade durant la période du monitoring (01.12.2020 – 29.01.2021).

Service des forêts et de la nature SFN

Route du Mont Carmel 5, Case postale 155, 1762 Givisiez

www.fr.ch/sfn

Avril 2021

