

Luchsmonitoring im Kanton Freiburg

—
Winter 2020-2021



ETAT DE FRIBOURG
STAAT FREIBURG

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



Impressum

Direktion der Institutionen und der Land- und Forstwirtschaft ILDF

April 2021

—

Herausgeber

Amt für Wald und Natur **WNA**

Rte du Mont Carmel 5

Postfach 155

1762 Givisiez

—

Autoren

Elias Pesenti, Bereichsleiter terrestrische Fauna, Jagdverwalter, **WNA**

Damian Schneider, Praktikant terrestrische Fauna und Jagd, **WNA**

José Genoud, Wildhüter-Fischereiaufseher, **WNA**

Simon Jaffrédou, Wildhüter-Fischereiaufseher, **WNA**

Pierre Jordan, Wildhüter-Fischereiaufseher, **WNA**

Fabrice Maradan, Wildhüter-Fischereiaufseher, **WNA**

Martin Mauron, Wildhüter-Fischereiaufseher, **WNA**

Pascal Riedo, Wildhüter-Fischereiaufseher, **WNA**

Patrick Romanens, Wildhüter-Fischereiaufseher, **WNA**

Dominik Zaugg, Wildhüter-Fischereiaufseher, **WNA**

Marie-Noëlle Schnider, Sekretärin, **WNA**

Andreas Binz, Sektionschef Fauna, Jagd und Fischerei, Stellvertretender Dienstchef, **WNA**

—

Titelbild

FR016, Standort FR_05-06

—

Danksagung

Wir bedanken uns herzlich bei allen, die uns beim Monitoring auf die eine oder andere Weise geholfen oder uns unterstützt haben.

Insbesondere danken wir:

- den «naturalistes de la Gruyère» für das Kontrollieren mehrerer Standorte;
- Fridolin Zimmermann (KORA) für die wissenschaftlichen Ratschläge.

—

Copyright

Amt für Wald und Natur, **WNA**

—

Inhaltsübersicht

1 Zusammenfassung	4
<hr/>	
2 Einführung	5
Grossraubtiere	5
Fang-Wiederfang-Methode mit Fotofallen	5
Fotofallen-Monitoring	6
Ziel des Berichts	7
<hr/>	
3 Material und Methoden	8
Untersuchungsgebiet	8
Andere Arten	8
Probenahmeplan	10
Fotofalle	11
Fang-Wiederfang	11
Nicht-räumliche Analysen	12
Räumliche Analysen	12
Turnover	13
<hr/>	
4 Resultate	14
Fotofallen-Monitoring	14
Turnover	15
Nicht-räumliche Analysen	15
Räumliche Analysen	18
Vergleich der Dichten	18
<hr/>	
5 Diskussion	20
Fotofallen-Monitoring	20
Turnover	20
Abundanz	20
Schätzung der Dichte	21
Vergleich der Dichte	21
Schlussfolgerungen	21
<hr/>	
6 Literaturverzeichnis	22

ANHANG

Anhang 1. Erfassung anderer Säugtiere	26
1.1 Luchs (<i>Lynx lynx</i>)	26
1.2 Hirsch (<i>Cervus elaphus</i>)	27
1.3 Reh (<i>Capreolus capreolus</i>)	28
1.4 Gämse (<i>Rupicapra rupicapra</i>)	29
1.5 Wildschwein (<i>Sus scrofa</i>)	30
1.6 Feldhase (<i>Lepus europaeus</i>)	31
1.7 Schneehase (<i>Lepus timidus</i>)	32
1.8 Dachs (<i>Meles meles</i>)	33
1.9 Steinmarder (<i>Martes foina</i>)	34
1.10 Baummarder (<i>Martes martes</i>)	35
1.11 Wolf (<i>Canis lupus</i>)	36
1.12 Fuchs (<i>Vulpes vulpes</i>)	37
1.13 Hauskatze (<i>Felis catus</i>)	38

1. Zusammenfassung

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.

Résumé

Afin de mieux connaître la situation du Lynx Eurasiens (*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.

2. Einführung

Grossraubtiere

Die Bedeutung der Anwesenheit von Grossraubtieren in allen Ökosystemen weltweit wird zunehmend erkannt (Estes et al, 2011; Ripple et al, 2014). Grossraubtiere haben nicht nur einen direkten Einfluss auf ihre bevorzugte Beute, sondern können auch einen indirekten Einfluss auf ihre Lebensräume und andere Arten (Fauna und Flora), durch sogenannte «Kaskadeneffekte» haben (Ritchie et al, 2012). Die Präsenz, der Schutz und in einigen Fällen auch die Überwachung von Grossraubtierpopulationen sind sehr oft konfliktbeladen, insbesondere in von Menschen besiedelten Gebieten (Meriggi und Lovari, 1996; Polisar, 2000; Karanth und Maduhsudan, 2002; Eeden et al, 2018). Eine systematische Regulierung dieser Tiere, die nur auf Überzeugungen und nicht auf Wissen basiert, könnte dramatische Auswirkungen auf ein ganzes Ökosystem haben und ist daher nicht wünschenswert (Bagchi und Mishra, 2006). Wie mehrere Studien belegen, ist ein Zusammenleben zwischen Grossraubtieren und Menschen durchaus möglich (Chapron et al, 2014; Athreya et al, 2013). Für ein angemessenes Management dieser Populationen, so wie auch aller anderen Wildtiere, ist ein Maximum an Informationen notwendig was die Bestandesgrösse, die Verbreitung der Individuen sowie deren Entwicklung im Laufe der Zeit angeht (Karanth et al, 1999). Bei einer genauen und standardisierten Erfassung dieser Informationen können die Daten für einen besseren Artenschutz verwendet werden und dazu dienen, Massnahmen besser zu definieren, um die Managementziele zu erreichen (BAFU, 2010, Pesenti et al., 2018a). Für ein angepasstes und nachhaltiges Wildtiermanagement sind zahlreiche Variablen zu berücksichtigen. Obwohl nicht die einzige, ist eine der grundlegenden Variablen des Wildtiermanagements, die Grösse und den Trend einer bestimmten Population zu kennen (Williams et al, 2002).

Fang-Wiederfang-Methode mit Fotofallen

Da es nicht möglich ist, eine gesamte Population (absoluter Wert) zu erfassen, insbesondere die im Wald lebenden Arten (Cederlund et al, 1998), ist es unerlässlich, Methoden zu verwenden, die es erlauben, die Populationsgrösse zu schätzen (MacKenzie et al., 2006). Es gibt zahlreiche Methoden, welche die Abschätzung der Fangwahrscheinlichkeit sowie der Populationsgrösse, ermöglichen, insbesondere bei Arten, die durch eine natürliche oder künstliche Markierung erkennbar sind. Eine dieser Methoden, die Fang-Wiederfang-Methode mit Fotofallen, kann deshalb beim Eurasischen Luchs (*Lynx lynx*) angewandt werden. Diese Methode gilt als nicht-invasiv (ohne Fang des Tieres) und bedarf keiner kontinuierlichen Präsenz im Gelände. Dadurch werden die Störungen der Wildtiere begrenzt (Henschel & Ray, 2003; Meek et al, 2014 ; Silveira et al, 2003), wodurch die geltenden gesetzlichen Bestimmungen (Verordnung über den Schutz wildlebender Säugetiere und Vögel und ihrer Lebensräume, SchutzV) eingehalten werden. Eines der Hauptziele der fotografischen Fang-Wiederfang-Methode ist das Fotografieren möglichst vieler verschiedener Individuen und eine möglichst grosse Anzahl Fotos der einzelnen Individuen zu erhalten (Karanth & Nichols, 2002, O'Connell et al, 2011).

Fotofallen-Monitoring

Die Verwendung von Fotofallen ist eine weltweit sehr verbreitete Methode zur Überwachung und für Studien über das Verhalten, die Ökologie und den Schutz von Arten (O'Connell et al, 2011). Sie kann auch verwendet werden, um die Auswirkungen invasiver Arten in einer neuen Umgebung zu verfolgen (Hervias et al, 2012; Opper et al, 2014) oder zum Beispiel in der Landwirtschaft, um Schäden durch Wildtiere zu überwachen (Coates et al. 2010). Im Allgemeinen wird das Fotofallen-Monitoring vor allem für mittelgrosse Säugetiere wie etwa für den Waldelefanten *Loxodonta cyclotis* (Head et al, 2013), den Kojoten *Canis latrans* (Larrucea et al, 2007), den Fuchs *Vulpes vulpes* (Sarmiento et al, 2009) sowie den Wolf *Canis lupus* (Mattioli et al, 2018) angewandt.

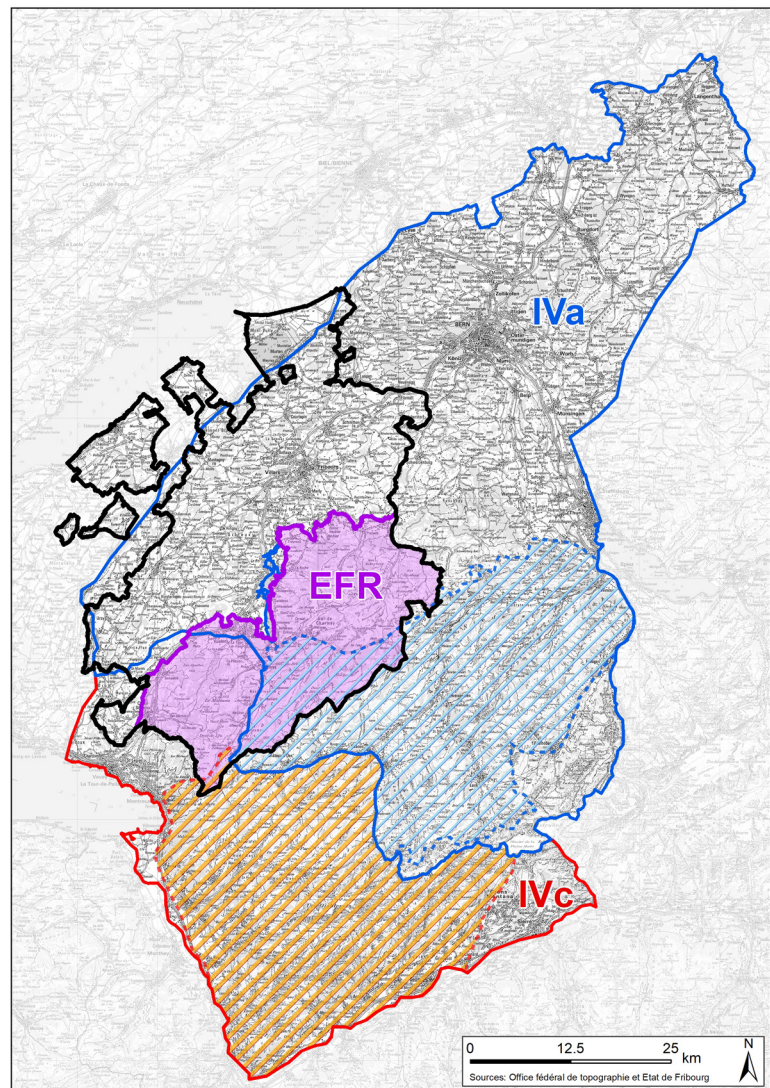


Abbildung 1

Perimeter der Unterkompartimente IVa und IVc (in blau und rot) sowie die Flächen der beiden im nationalen Monitoring verwendeten Untersuchungsgebiete (schraffiert). In violett, die Fläche der Freiburger Gebietserweiterung (FRG).

Die Anwendung von Fotofallen zum Monitoring von Katzenarten ist auf der ganzen Welt üblich, zum Beispiel beim Tiger *Pantera tigris* (Karanth et al., 2006), beim Jaguar *Pantera onca* (Silver et al., 2004), beim Puma *Puma concolor* (Kelly et al., 2008) und beim Schneeleoparden *Panthera uncia* (Koju et al., 2020).

In der Schweiz wird das Fotofallen-Monitoring in verschiedenen Bereichen eingesetzt, aber seit einigen Jahren wird diese Methode auch zur Überwachung des Luchsbestandes verwendet (z.B. Laass, 2002; Ryser et al., 2005; Zimmermann et al., 2007). Solche Überwachungen werden in definierten Gebieten durchgeführt, die gemäss den Grenzen der Kompartimente und Unterkompartimente für das Management von Grossraubtieren festgelegt wurden (Konzept Luchs, 2016).

Das Gebiet des Kantons Freiburg ist integraler Bestandteil des Kompartiments I (Unterkompartiment Ia) und des Kompartiments IV (Unterkompartimente IVa und IVc). Was das Luchsmonitoring anbelangt, betreffen die ausgewählten Flächen (Referenzgebiet, Abbildung 1) für diese beiden Unterkompartimente den Kanton Freiburg nur teilweise (Konzept Luchs, 2016). Eine Schätzung der Dichte in diesem Gebiet ist daher nicht repräsentativ für den Kanton Freiburg, da sie auf einen kleinen Teil der Freiburger Voralpen beschränkt ist. Um diesen Mangel auszugleichen und ein Maximum an Informationen zu haben, hat das Amt für Wald und Natur (WNA) ein kantonales Monitoring eingerichtet, das gleichzeitig mit dem nationalen Monitoring durchgeführt wird, indem ein neues Gebiet geschaffen wurde (Freiburger Gebietserweiterung FRG, Abbildung 1), das die gesamten Freiburger Voralpen abdeckt. Mehr als 95 % der Luchspräsenz, die jährlich vom WNA durch ein extensives Monitoring erhoben wird, befindet sich in diesem Gebiet. Die erste kantonale Überwachung mit Hilfe der Fang-Wiederfang-Methode mittels Fotofallen wurde im Winter 2015-2016 durchgeführt (Pesenti et al, 2017). Zwei Jahre später wurde im Winter 2017-2018 ein zweites Monitoring mit der gleichen Probenahme- und Analysemethode durchgeführt (Pesenti et al, 2018b).

Ziel des Berichts

Bereits zum dritten Mal wird in der vorliegenden Studie die Luchs-Situation (Dichte, räumliche Verteilung usw.) in den Freiburger Voralpen mit der so genannten fotografischen Fang-Wiederfang Methode (räumliche und nicht-räumliche Analysen) eingeschätzt. Die Resultate werden mit den Ergebnissen der ersten beiden Luchs Monitoring-Durchgängen im EFR verglichen (Pesenti et al, 2017; Pesenti et al, 2018b).

In Anwendung der geltenden gesetzlichen Bestimmungen (Art. 9 Berner Konvention, Art. 12 JSG und Art. 4 JSV) sind die Resultate dieses Berichts ohne zusätzliche interkantonale Analyse für die Diskussion einer allfälligen Regulierung nicht relevant, da sich das Untersuchungsgebiet von dem in den Bundesrichtlinien erwähnten Gebiet unterscheidet (Konzept Luchs, 2016). Ausserdem ist die Dichte nur eine unter vielen Voraussetzungen, die für einen eventuellen Regulierungsabschluss beachtet werden müssen (Pesenti et al., 2018a).

3. Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Freiburger Gebietserweiterung (FRG) wurde erstellt, um den Luchs auf dem gesamten Gebiet der Freiburger Voralpen überwachen zu können (Abb. 1). Die FRG wurde unter Verwendung der biogeographischen Perimeter der Schweiz definiert, welche aus einer statistischen Analyse kartografischer Bestandsaufnahmen der Schweizer Flora sowie faunistischer Daten des Schweizerischen Zentrums für die Kartografie der Fauna resultieren (SDEUSER.OFE3501S_REG_BIOGEO). Die FRG wird im Süden und Südosten durch die Kantons Grenzen der Kantone Bern und Waadt begrenzt und im Norden durch die biogeographischen Grenzen der Schweiz ("Voralpen"). Die FRG hat einen Umfang von 175.34 km und eine Fläche von 616.2 km². 68.9 % der Fläche befinden sich im Greyerzbezirk, 14.6 % im Sensebezirk, 12.5 % im Vivisbachbezirk und nur 4 % im Saanebezirk. Die FRG umfasst *das Trême-Tal, das Intyamontal, das Jauntal, den Burgerwald, den Plasselbschlund, den Seeschlund und den Muscherenschlund* (Abb. 2). Der tiefste Punkt des Untersuchungsgebiets befindet sich auf 599 m. ü. M. (Saane, Treyvaux) während der höchste Punkt auf 2389 m. ü. M. liegt (Vanil Noir, Grandvillard). Das Untersuchungsgebiet ist zu 36.8 % (227.3 km²) mit Wald bedeckt. Dieser besteht zu 57.8 % aus Fichten, 11.5 % aus Tannen, 0.5 % aus Lärchen, 0.3 % aus Kiefern, 0.2 % aus anderen Nadelhölzern, 14.2 % aus Buchen, 0.1 % aus Eichen, 5.2 % aus Ahornbäumen, 3.5 % aus Eschen und 6.7 % aus anderen Laubbäumen.

Andere Arten

Das Fotofallen-Monitoring in der FRG für den Luchs, liefert auch wichtige Informationen über die räumliche Verteilung anderer Arten (Anhang 1), insbesondere von mittelgroßen Säugetieren, wie zum Beispiel :

- Familie der Cervidae : Hirsch (*Cervus elaphus*),
Reh (*Capreolus capreolus*) ;
- Familie der Bovidae : Gämse (*Rupicapra rupicapra*),
Steinbock (*Capra ibex*) ;
- Familie der Suidae : Wildschwein (*Sus scrofa*) ;
- Familie der Leporidae : Feldhase (*Lepus europaeus*),
Schneehase (*Lepus timidus*) ;
- Familie der Mustelidae : Dachs (*Meles meles*),
Steinmarder (*Martes foina*),
Baummarder (*Martes martes*) ;
- Familie der Sciuridae : Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) ;
- Familie der Canidae : Wolf (*Canis lupus*),
Goldschakal (*Canis aureus*),
Fuchs (*Vulpes vulpes*) ;
- Familie der Felidae : Wildkatze (*Felis silvestris*)
Hauskatze (*Felis catus*).

Alle Informationen, die über diese Arten gesammelt werden, sind wichtig für die Erhaltung und das Management der Arten. So wurde zum Beispiel die Wildkatze (*Felis silvestris*) im Rahmen des Luchsmonitorings 2018 erstmals in den Freiburger Voralpen fotografiert. Es sollte jedoch bedacht werden, dass die Probenahmemethode in diesem Fall an die Zielspezies Luchs (*Lynx lynx*) angepasst wurde und die Ergebnisse daher für andere Arten verzerrt sein können.

Probenahmeplan

Um die Ergebnisse mit früheren kantonalen Monitorings vergleichen zu können (Pesenti et al, 2017 ; Pesenti et al, 2018b), wurde für das Monitoring im Winter 2020-2021 die gleiche standardisierte Methode zur Entnahme von Stichproben angewendet. Die Fläche der FRG wurde gemäss der von Laass (1999) beschriebenen Methode in 2.7 km x 2.7 km grosse Zellen unterteilt. Im Wissen, dass Luchse es vorziehen, sich vor allem im Winter unterhalb der Baumgrenze zu bewegen (Breitenmoser-Würsten et al, 2001), wurden alle Gebiete oberhalb von 1800 Höhenmeter mit Hilfe von Höhenmodellen in der ESRI-Umgebung unter Verwendung der ArcGIS Version 10.5 (ESRI 2017) hervorgehoben. Wenn eine Zelle zu mehr als 2/3 ihrer Fläche über 1800 m Höhe gelegen war, wurde sie aus dem Stichprobengebiet entfernt (zu geringe Wahrscheinlichkeit, einen Luchs zu entdecken). Die Standorte wurden dann abwechselnd aus den verbleibenden Zellen ausgewählt. Insgesamt wurden 31 Standorte während 60 Nächten, vom 1. Dezember 2020 bis 29. Januar 2021, zur Entnahme von Stichproben ausgerüstet, was einem potenziellen Aufwand von 1860 Nächten entspricht. Dank den Erfahrungen und Beobachtungen der Wildhüter und der Biologen des Amtes für Wald und Natur (WNA), und um die Fangwahrscheinlichkeit zu erhöhen, wurden die Fotofallen entlang von Forststrassen, Wanderwegen und Passagen, die von Luchsen oft benutzt werden, aufgestellt. An einigen Standorten wurden geringfügige Anpassungen vorgenommen, um die Fangwahrscheinlichkeit weiter zu erhöhen. Diese Verbesserungen waren dank eines extensiven kantonalen Monitorings möglich, bei dem jährlich mehr als 350 Luchsnachweise erhoben werden.



Abbildung 3

Beispiel einer Fotofalle (Cuddeback double G), die für das Luchsmonitoring verwendet wurde.

Fotofalle

Im Wissen, dass die beiden Flanken eines Luchses nicht identisch sind, und um über ein Maximum an Information beim Erstellen des Fangkalenders (der bei den Analysen verwendet wurde) zu verfügen, wurde jeder Standort mit zwei gegenüberliegenden Fotofallen beidseits des Weges bestückt (Zimmermann et al., 2004). Für die 62 Fotofallen wurden zwei Kameraarten verwendet: 42 Digitalkameras des Typs Cuddeback C123 oder double G mit weissem Xenon-Blitz (Abb. 3) und 20 Cuddeback-Modell-Ambush-Digitalkameras, ebenfalls mit weissem Xenon-Blitz (Cuddeback, Green Bay, Wisconsin). Um eine gute Bildqualität zu erhalten (Begrenzung des Verzerrungs- und Verformungseffekts), wurden die Fotofallen auf Körperhöhe des Luchses aufgestellt, was einer Höhe von ungefähr 70-80 cm entspricht (Sunquist & Sunquist, 2002). Im Allgemeinen wurden alle 7-10 Tage Kontrollen durchgeführt, um sicherzustellen, dass die Fotofallen ordnungsgemäss funktionierten und die Ausrüstung nicht gestohlen wurde, um die Batterien auszutauschen, um die SD-Karten mit den Fotos zu wechseln, um gegebenenfalls defekte Apparate zu ersetzen und um das Fanggebiet von verschiedenen Hindernissen zu befreien, die nach der letzten Kontrolle aufgetreten waren (Schneean Sammlung, Äste von Bäumen usw.). Alle Bilder wurden systematisch betrachtet, wobei Bilder mit Personen und Fahrzeugen zum Schutz der Privatsphäre gelöscht wurden. Bilder mit Luchsen wurden methodisch mit mehreren Informationen direkt im Speichernamen erfasst (Abb. 4). Die Identifizierung von Individuen wurde durch den Vergleich der während des Monitorings aufgenommenen Fotos mit Referenzbildern ermöglicht, die in einer Geodatenbank des WNA erfasst waren (extensives Monitoring und intensives Monitoring).

FR014_2021_01_07_0316_re_FR_05-06

Abbildung 4

Beispiel eines Fotonamens. Identität des Luchses (braun), Datum der Aufnahme (blau), Uhrzeit der Aufnahme (grün), Flanke des Luchses (re: rechts, li: links, beige) und Name des Standortes (rot).

Fang-Wiederfang

Für jedes Individuum wurde unter Angabe des Geschlechts (sichtbar auf dem Foto oder gemäss Informationen, die dank Beobachtungen vorangehender Jahre verfügbar waren), der Zeit der Erfassung und der Identität des Muttertiers eine Fanggeschichte zusammengetragen. Aufgrund ihrer hohen Verschwinderate (Tod und Abwanderung) wurden diejenigen Jungluchse, welche altersgemäss noch bei der Mutter leben sollten, zwar individuell bestimmt, im Fangkalender jedoch als eine Erfassung des residenten Weibchens (der Mutter) gezählt. Die geschätzte Grösse des Bestands entspricht also derjenigen der Anzahl selbständiger Luchse (Luchse, die älter als ein Jahr sind). Die Fanggeschichte, welche im binären System dargestellt wird, kann gemäss Vereinbarung nur zwei Werte annehmen: 0 oder 1. Der Wert 0 zeigt an, dass in einer gegebenen Zeitspanne kein Tier erfasst wurde, während 1 die Erfassung eines Individuums angibt. Wenn ein Individuum während eines vorgegebenen Zeitraums mehrmals erfasst wurde, ist das Resultat trotzdem 1.

Nicht-räumliche Analysen

Wie bereits in den letzten beiden kantonalen Monitorings (Pesenti et al, 2017 ; Pesenti et al, 2018b) und anderen Luchs-Studien (z.B. Pesenti & Zimmermann, 2013) wurden die 60 Monitoringnächte in 12 Zeitabschnitte von je 5 aufeinanderfolgenden Tagen (Pentaden) aufgeteilt. Die einzelnen Fanggeschichten wurden zu einer Matrix zusammengefasst (die Anzahl der Zeilen entspricht der Anzahl der gefangenen Individuen und die Anzahl der Spalten entspricht der Anzahl der Pentaden). Diese Matrix fasst die Fanggeschichte aller während des Monitorings gefangenen Individuen in einem binär-numerischen System zusammen. Nach dem Testen über die Möglichkeit einer geschlossenen Population mit dem Programm CloseTest 3.0 (Stanley und Burnham, 1999), wurde die Matrix in das Modul CAPTURE des Computerprogramms MARK (White und Burnham, 1999) integriert und darin verwendet, um die Bestände der geschlossenen Populationen zu schätzen. Das Modul CAPTURE wählt aus 8 möglichen Modellen das geeignetste, unter anderem sind dies M_0 (die Fangwahrscheinlichkeit ist für jedes Individuum gleich gross und wird durch eine Verhaltensänderung nicht beeinflusst; sie bleibt im Laufe der Zeit gleich) und M_h (die Fangwahrscheinlichkeit variiert zwischen den Individuen, verändert sich aber im Laufe der Zeit nicht). Im Allgemeinen ist das Modell M_0 das geeignetste, gefolgt durch das Modell M_h . Dagegen wird meistens das Modell M_h verwendet, da von einem biologischen Standpunkt aus gesehen Weibchen und Männchen nicht dieselbe Fangwahrscheinlichkeit aufweisen (Pesenti und Zimmermann, 2013). In der Tat haben die beiden Geschlechter nicht den gleichen Raumanspruch und weisen auch einen signifikanten Unterschied betreffend den zurückgelegten Strecken auf (Pesenti & Zimmermann, 2013). Um die Resultate der verschiedenen Untersuchungsgebiete vergleichen zu können, ist es wichtig, die geschätzte Abundanz in Dichte umzurechnen. Diese ergibt sich aus dem Verhältnis der geschätzten Abundanz (N) zur Fläche des Untersuchungsgebiets (A). Auch eine Umrechnung der Dichte auf das geeignete Habitat des Luchses wurde durchgeführt (Zimmermann et al., 2004).

$$D = N/A$$

Räumliche Analysen

Im vorliegenden Bericht, wie auch in den beiden vorangegangenen, wurden die räumlichen Analysen mit Schätzwerten, die auf Wahrscheinlichkeitsfunktionen des « package secr » (Spatially explicit capture-recapture model, Efford 2016) der Statistiksoftware R (R 4.0.3, Core Team 2020) basieren, durchgeführt. Im Gegensatz zu den nicht räumlichen Fang-Wiederfang Modellen schätzen die räumlichen Fang-Wiederfang Modelle die Dichte aufgrund der Fanggeschichte unter Berücksichtigung der räumlichen Lage der Erfassungen. Das von den potenziellen Aktivitätszentren begrenzte Gebiet muss gross genug gewählt werden, um die Schätzung der Dichte nicht zu beeinflussen.

Räumliche Fang- Wiederfang Modelle sind nicht nur robuster gegenüber Randeffekten (Streifgebiete, die nur teilweise mit dem mittels Fotofallen-Monitoring untersuchten Gebiet überlappen), sondern erfordern auch keine willkürliche Begrenzung des Untersuchungsgebiets, wie dies bei den nicht-räumlichen Fang-Wiederfang Modellen der Fall ist (Zimmermann et al, 2007).

Drei Informationsquellen sind für die Verwendung räumlicher Fang-Wiederfang Modelle nötig (Efford, 2008; Royle et al., 2009) :

- Fanggeschichte jedes Individuums (Identität, Ort und Umstände, an welchem das Individuum erfasst wurde) ;
- Aufstellung der Standorte (Lage der Fotofallen inklusive Information über ihre Funktionstüchtigkeit) ;
- Aktivitätszentren der Luchse (100 x 100 m-Raster der potenziellen Aktivitätszentren, die sich im für den Luchs geeigneten Habitat befinden, weisen den Wert 1 auf, wenn sich das potenzielle Aktivitätszentrum im geeigneten Habitat befindet, und den Wert 0, wenn das Gegenteil der Fall ist).

Wie alle explizit räumlichen Fang-Wiederfang Modelle gleicht « secr » eine Entdeckungsfunktion an; diese bringt die Entdeckungswahrscheinlichkeit eines Individuums oder die aufgrund der Distanz des Sensors, in unserem Fall des mit Kameras bestückten Standorts, erwartete Anzahl Entdeckungen mit dem Punkt in Verbindung, der als Aktivitätszentrum oder Streifgebiet erachtet wird. In unserem Fall haben wir die Default-Funktion gewählt, welche die Halb-Normalfunktion verwendet. Mit dem « secr package » kann eine ganze Reihe vorgegebener Modelle angepasst werden: solche, die nicht-räumlichen Fang-Wiederfang Modellen (siehe nicht-räumliche Analysen) entsprechen, aber auch komplexere Modelle, mit welchen zum Beispiel der Einfluss des Geschlechts auf die Entdeckungsparameter (g_0 und σ) untersucht werden kann. Im vorliegenden Fall wählten wir das geeignetste Modell unter Verwendung des in Zimmermann und Foresti (2016) beschriebenen Ansatzes. Gemäss der Empfehlung von Royle et al. (2014) wurden die Modelle mithilfe des ΔAIC verglichen. Nur diejenigen Modelle mit einem $\Delta AIC < 2$ wurden beibehalten (Burnham und Anderson, 2002).

Turnover

Seit einigen Jahren wird ein signifikanter Turnover in der untersuchten Luchspopulation beobachtet. Bereits 2013 hatte das WNA an einer Sitzung der Interkantonalen Kommission auf die Bedeutung dieses Phänomens hingewiesen. Das Amt stellte den hohen Turnover im fixen Referenzgebiet der Voralpen mit einfachen Vergleichen dar und schlug vor, diese Studie mit umfassenderen Analysen direkt in das nationale Luchsmonitoring zu integrieren.

Nach mehreren nachfolgenden Vorschlägen des WNA an dieselbe Kommission und nach Durchführung desselben Monitorings über drei Saisons entschied sich das WNA schliesslich, dieses wichtige Phänomen direkt im kantonalen Monitoring zu beleuchten.

4. Resultate

Fotofallen-Monitoring

Insgesamt wurden 62 Fotofallen an 31 verschiedenen Standorten, während 60 Überwachungs Nächten installiert, was einem potenziellen Probenahmeaufwand von 1860 Nächten entspricht. Aufgrund der starken Schneefälle, die im Kanton Freiburg während des Überwachungszeitraums aufgetreten sind, konnten die Stichproben während 1835 also 98.66 % des Totals der möglichen Fangnächte (Abb. 5) entnommen werden. Dieses Resultat entspricht dem besten jemals für den Kanton Freiburg beobachteten Ergebnis (2015/2016: 97,64 %; 2017/2018: 98,06 %) und befindet sich im oberen Durchschnitt der in anderen Studien beobachteten Werte (84.2 % in der Studie im Jura, Zimmermann et al., 2007; 99.7 % in der Luchsstudie, die im Nord-Osten der Schweiz durchgeführt wurde, Zimmermann et al., 2016). Im Gegensatz zum letzten Monitoring wurde in der Region des Intyamon der Diebstahl einer einzelnen Kamerafalle festgestellt. Dies hatte keinen Einfluss auf die Überwachung, da die andere am Standort vorhandene Kamerafalle nie ausfiel. Ausserdem wurde die gestohlene Kamerafalle rasch durch eine neue ersetzt.

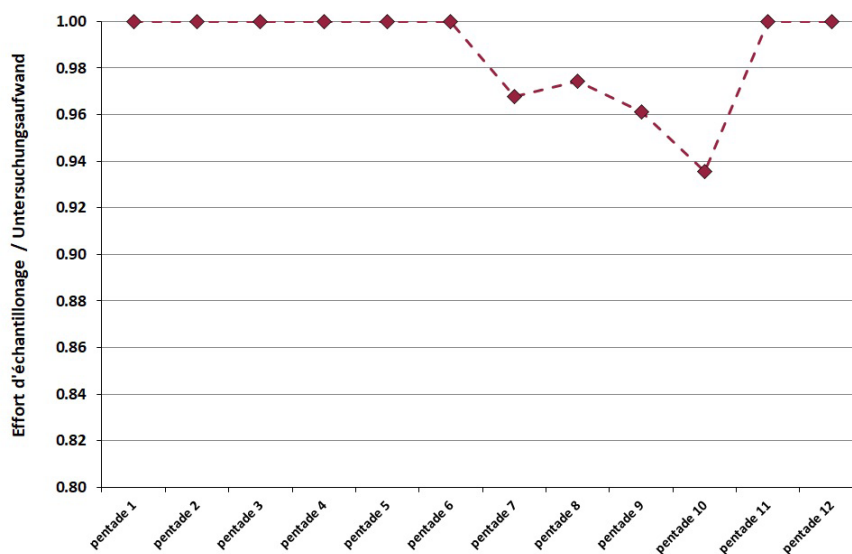


Abbildung 5

Kurve, die den Untersuchungsaufwand pro Pentade (in Prozent) darstellt. Aufgrund der starken Schneefälle liegt die Pentade 10 unter 94 % Aufwand.

Unter Berücksichtigung aller Aufnahmen der 62 Fotofallen wurden total 1881 Fotos von Wildtieren aufgenommen (Abb. 6), was einem Rückgang von 36,7 % gegenüber dem letzten Monitoring ($N=2972$) entspricht. Die räumliche Verteilung der verschiedenen Arten ist ungleichmässig (Anhang 1). Die meistfotografierte Art ist der Fuchs (32,75%, $N=616$), gefolgt von Hirsch (12,33%, $N=232$), Reh (9,73%, $N=183$), Feldhasen (6,43%, $N=121$), Dachs (5,69%, $N=107$), Gämse (5,37%, $N=101$), Hauskatze (4,84%, $N=91$), Wildschwein (0,64%, $N=12$), Baummardeer (0,53%, $N=10$), Wolf (0,27%, $N=5$), Steinmardeer (0,16%, $N=3$) und Schneehase (0,11%, $N=2$). Bei 10,63 % aller Fotos ($N=200$) handelt es sich um Fotos anderer Arten, wie z. B. Eichhörnchen, Amsel, Tannenhäher, Haselhuhn, Waldkauz, kleine Nagetiere usw.

Beim Luchs wurden im Monitoringzeitraum 198 Fotos von Luchsen (10,53 %) gemacht, die 19 Individuen (5 Männchen, 6 Weibchen und 8 unbekanntem Geschlechts) entsprechen (Abb. 7), d. h. 10 Fotos und ein Individuum mehr als in 2017/2018.

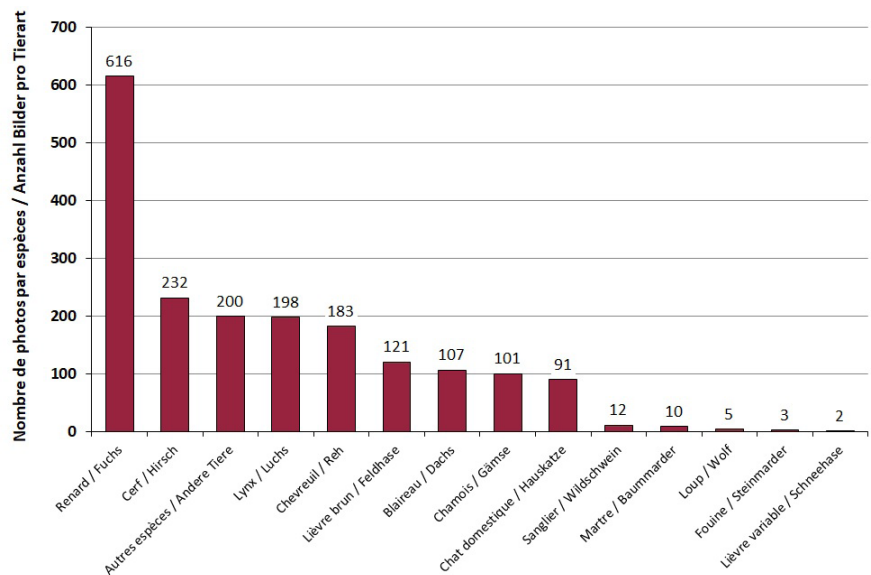


Abbildung 6

Anzahl Fotos pro Art (alle Standorte eingerechnet) innerhalb der FRG, während des Untersuchungszeitraums.

Turnover

Interessant ist die Beobachtung eines relativ hohen Turnovers in der untersuchten Population (Tab. 2). Im Vergleich zum ersten Monitoring (Nachweis von 11 Individuen) wurden 2017/2018 nur 5 (45.5 %) und bei diesem letzten Monitoring 4 (36.3 %) dieser Individuen wieder nachgewiesen. Im Vergleich zum zweiten Monitoring 2017/2018 (18 Individuen) wurden 2020/2021 nur 8 (44.4%) Individuen wieder fotografiert, die restlichen 10 wurden 2020-2021 erstmals nachgewiesen.

Nicht-räumliche Analysen

An 26 der 31 Standorte wurden während des Monitoringzeitraums Luchse nachgewiesen, was 83,87 % der Standorte entspricht und einer Zunahme von 6,45 % im Vergleich zum letzten kantonalen Monitoring ($N=24$). Die Anzahl kumulierter Erfassungen (wird ein Individuum während derselben Pentade mehrmals fotografiert, zählt dies wie eine einzige Erfassung) steigt fast linear mit der Anzahl Pentaden (12 Perioden mit je 5 aufeinanderfolgenden Tagen, Abb. 8). Nach einem relativ grossen Anstieg während der ersten 5 Pentaden (15 Individuen) bleibt die Situation in den folgenden Pentaden ziemlich konstant mit einem zusätzlichen Fang während der 7. Pentade, einem während der 10. und 2 während der 11. Pentade. Die geschätzte Abundanz (95 % Vertrauensintervall) unter dem Modell M_0 betrug 21 (19 - 29) unabhängige Luchse. Die geschätzte Dichte (95 % Vertrauensintervall) in der FRG liegt bei 2.64 (1.74 - 3.54) unabhängigen Luchsen pro 100 km². Wenn nur das für Luchse geeignete Habitat in Betracht gezogen wird, so beträgt die geschätzte Dichte (95 % Vertrauensintervall) in der FRG 3.31 (2.61 - 4.01) Luchse pro 100 km² geeigneten Habitats.

Tabelle 1

Identifizierung der unabhängigen Luchse, die während der drei Überwachungsphasen innerhalb des FRG gefangen wurden und Darstellung des erheblichen Turnovers zwischen den verschiedenen Überwachungsjahren (im Durchschnitt 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

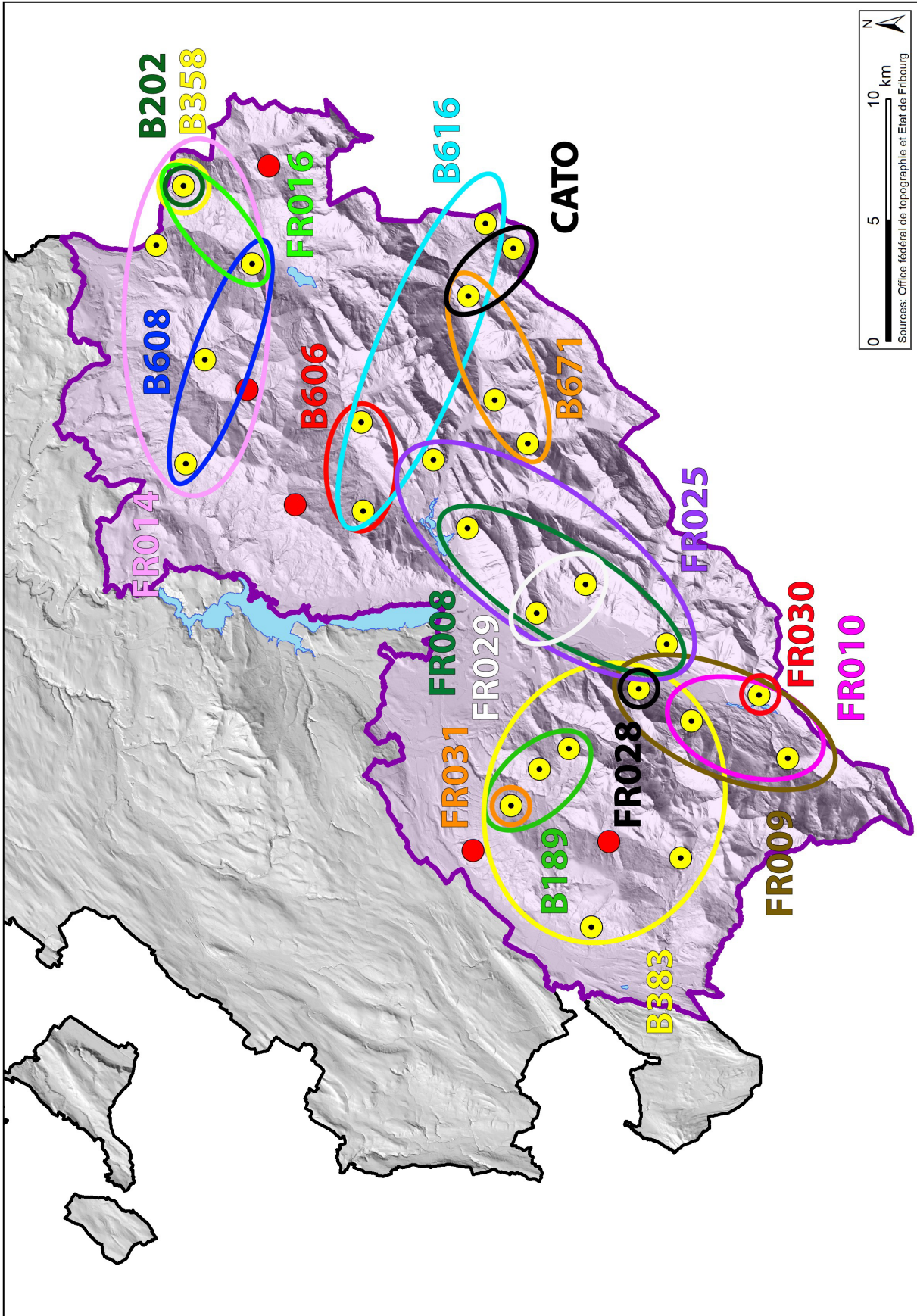


Abbildung 7
 Zusammenfassende Karte der räumlichen Verteilung der Erfassungen jedes Individuums in der FRG. Jede farbige Ellipse fasst den oder die Standorte desselben fotografierten Individuums zusammen.

Räumliche Analysen

Wie bereits in den letzten Monitorings (unter Modell M_0) getestet (Pesenti et al. 2017 und Pesenti et al. 2018b), wurde daher eine 13 km breite Pufferzone zum Untersuchungsgebiet hinzugefügt, um das Gebiet der potenziellen Aktivitätszentren einzugrenzen. Diese Pufferzone ermöglicht eine Stabilisierung bei der Berechnung der Dichteschätzung. Je kleiner eine Fläche ist, umso höher sind die Unterschiede der Dichteschätzungsergebnisse. Diese gleiche Distanz wurde auch bei der Studie von Zimmermann und Foresti (2016) betreffend die Schätzung der Luchsdichte im Referenzgebiet der Schweizer Nordwestalpen angewandt. Gemäss ΔAIC erklärt das Modell M_0 mit einer Dichte (95 % Vertrauensintervall) von 2.15 (1.31 – 3.51) unabhängigen Luchsen pro 100 km² oder 3.12 (1.97 – 4.02) Luchsen pro 100 km² geeignetem Habitat unseren Datensatz am besten.

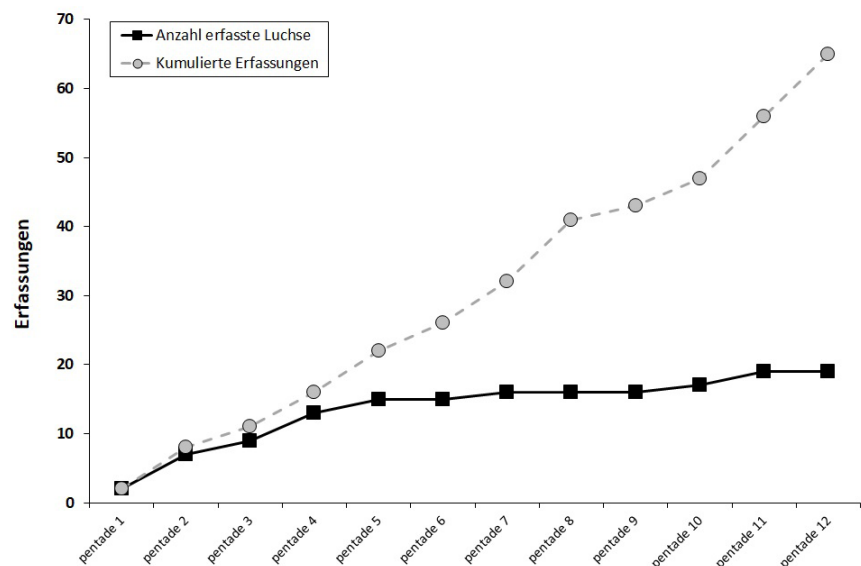


Abbildung 8

Anzahl unabhängiger Luchse, die während der Untersuchungsperiode erfasst wurden (Schwarz) sowie die kumulierte Anzahl Erfassungen (Grau).

Vergleich der Dichten

Vergleicht man die Ergebnisse dieses Monitorings mit denen, die während der letzten beiden Monitorings berechnet wurden, kann auf statistischer Ebene festgestellt werden, dass sich die 2021 berechneten Dichten trotz eines Aufwärtstrends in der absoluten Zahl der gefangenen Individuen in allen Fällen nicht signifikant von denen unterscheiden, die in den anderen Monitorings berechnet wurden, was auf eine recht stabile Situation bezüglich des Luchses innerhalb der FRG schliessen lässt (Abb. 9).

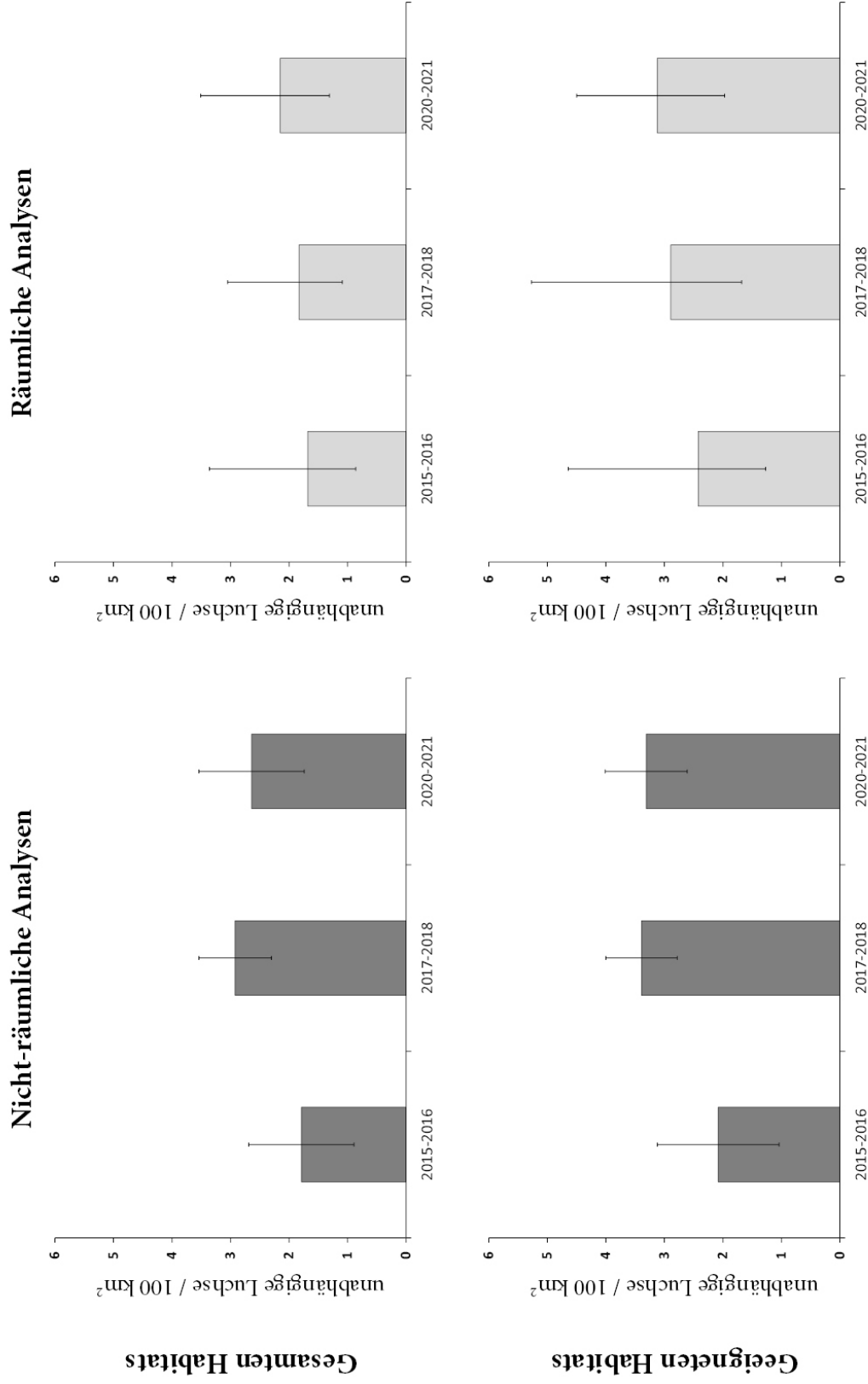


Abbildung 9
 Vergleich der Luchsdichte-Schätzungen (2015-2016, 2017-2018 und 2020-2021) basierend auf Modellen (räumlich oder nicht-räumlich) und unter Berücksichtigung des Lebensraums (alle Lebensräume oder nur günstige Lebensräume).

5. Diskussion

Fotofallen-Monitoring

In der vorliegenden Studie wurde zum dritten Mal die Situation des Luchses in den gesamten Freiburger Voralpen mit der sogenannten fotografischen Fang-Wiederfang-Methode erfasst. Die starken Schneefälle im Winter 2020-2021 beeinträchtigten die Ergebnisse bezüglich des Untersuchungsaufwands, insbesondere während der 10. Pentade, wo ein Ergebnis von weniger als 94 % erzielt wurde. Insgesamt sind die Resultate mehr als zufriedenstellend, mit einem Rekordergebnis von 98,66 %, dem höchsten jemals in der FRG beobachteten Wert. Dieses Ergebnis ermöglicht es, noch zuverlässigere Analysen durchzuführen. Dieser Aufwärtstrend des Untersuchungsaufwands lässt sich durch die konsequente Arbeit der beteiligten Wildhüter (schnelles Eingreifen nach starken Schneefällen) sowie durch den Einsatz von immer leistungsfähigeren Geräten (Fotofallen, Lithiumbatterien etc.) erklären. Es überrascht nicht, dass die am häufigsten fotografierte Art der Fuchs ist, dessen räumliche Verteilung fast alle Standorte abdeckt (30 von 31). Der Luchs ist mit insgesamt 198 Fotos die am dritthäufigsten fotografierte Tierart nach dem Hirsch (232 Fotos). Dieses Ergebnis zeigt, dass nach einigen kleinen Anpassungen der Standorte, die man im Anschluss an das erste und das zweite Monitoring vornahm, und auf der Grundlage der Beobachtungen der Wildhüter, die während der letzten zwei Jahre (extensives Monitoring) gemacht wurden, die gewählten Standorte angemessen waren.

Turnover

Seit einigen Jahren wird ein signifikanter Turnover in der untersuchten Luchspopulation beobachtet. Dies kann das Ergebnis einer Vielzahl von Faktoren sein (Wilderei, Krankheiten, Ausbreitung usw.). Im Allgemeinen wird beobachtet, dass sich 45 % der Population alle 2-3 Jahre ändern (Zeitraum der Monitorings). Bereits 2013 hatte das Amt für Wald und Natur (WNA) an einer Sitzung der Interkantonalen Kommission auf die Bedeutung dieses Phänomens hingewiesen. Das WNA stellte den hohen Turnover im fixen Referenzgebiet der Voralpen mit einfachen Vergleichen dar und schlug vor, diese Studie mit umfassenderen Analysen direkt in das nationale Luchsmonitoring zu integrieren. Dieser Aspekt wurde vom WNA in den folgenden Jahren in den Sitzungen der Kommission immer wieder betont. SCR-Modelle könnten in den verschiedenen Regionen der Schweiz eingesetzt werden, um den Turnover der Populationen zu analysieren und so vielleicht bestimmte Managementmassnahmen anzupassen.

Abundanz

Mit den nicht-räumlichen Modellen wurden insgesamt 21 unabhängige Luchse im Untersuchungsgebiet geschätzt. Dieses Ergebnis widerspiegelt nicht die Anzahl Luchse im Kanton Freiburg, sondern eher die Anzahl der Individuen, die während der Untersuchungsperiode einen Teil oder die Gesamtheit ihres Territoriums im FRG hatten. Tatsächlich haben mehrere der im Kanton Freiburg (FRG) erfassten Luchse einen Teil ihres Territoriums (Streifgebiet) ausserhalb des Kantons, wie zum Beispiel B616 (BE und FR), CATO (BE, VD und FR), etc. Es ist daher auch wahrscheinlich, dass andere Individuen des Kantons Freiburg einen Teil ihres Territoriums in den beiden Nachbarkantonen haben und während des intensiven nationalen Monitorings nicht erfasst wurden. Dies ist ein zentraler Punkt, um keine falschen Rückschlüsse zu ziehen.

Schätzung der Dichte

Zwischen den vier geschätzten Luchsdichten (2020-2021) die mit verschiedenen Verfahren erhoben wurden (siehe Material und Methodenteil) gibt es keine signifikanten Unterschiede. Allerdings haben die auf räumlichen Fang-Wiederfangmodellen basierenden Schätzungen ein grösseres Vertrauensintervall: 2.15 (1.31 – 3.51) unabhängige Luchse auf 100 km² und 3.12 (1.97 – 4.02) auf 100 km² geeignetem Habitat. Dieser im Vergleich zu den Vorjahren geringere Grad an Ungenauigkeit liegt vielleicht daran, dass die Fläche des Referenzgebiets zu klein ist, um die Bewegungen der Luchse genau und zuverlässig zu messen. Randeffekte, die eine Fluktuation der Populationen verursachen können, sind in kleinen Untersuchungsgebieten ausgeprägter. Die Fläche der FRG befindet sich am unteren Limit der festgelegten Referenzflächen, die in der Schweiz untersucht wurden.

Vergleich der Dichte

Die im 2020-2021 nach den gleichen Methoden wie bei den letzten beiden Überwachungsdurchgängen berechneten Schätzungen unterscheiden sich nicht wesentlich von den Ergebnissen der vorherigen Monitorings. Dank der Verwendung des Vertrauensintervalls (IC – 95 %) ist es in den Grafiken direkt ersichtlich, ob eine signifikante Differenz besteht oder nicht. Insgesamt ist die Situation recht stabil, was darauf schliessen lässt, dass die Kapazität des Lebensraums für den Luchs fast erreicht ist und die Tendenz hinsichtlich einer Stabilisierung der Population innerhalb der FRG besteht. Andererseits wird eine Zunahme in neuen Gebieten mit geringer oder keiner Luchsbesiedlung beobachtet, vor allem in der Region des Mittellandes (Anstieg der Präsenzindizes, Ausbreitung in Richtung Mittelland).

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse des Monitorings und die Analysen dieses Berichts sind für das WNA sehr wichtig, um die Entwicklung der Luchspopulation in den gesamten Freiburger Voralpen besser zu kennen. Dieses Monitoring, das alle 2-3 Jahre zeitgleich mit dem nationalen Monitoring durchgeführt wird, ergänzt die zahlreichen Daten, die kontinuierlich über das ganze Jahr hinweg erhoben werden (Extensivmonitoring), und respektiert damit die diesbezüglichen Bestimmungen des Bundes (Konzept Luchs Schweiz, 2016). Alle diese Daten werden für die Erhaltung und das Management des Luchses im Kanton Freiburg berücksichtigt. Es ist wichtig zu betonen, dass die Dichteschätzung nicht der einzige Faktor ist, der für eine mögliche Regulierung der Population in Betracht gezogen werden muss. Gemäss den eidgenössischen Weisungen sind, falls alle Bedingungen erfüllt sind, drei Szenarien möglich. Diese Szenarien betreffen nicht die FRG, sondern nur die in Anhang 2 des Konzeptes Luchs Schweiz (2016) beschriebenen Teilkompartimente).

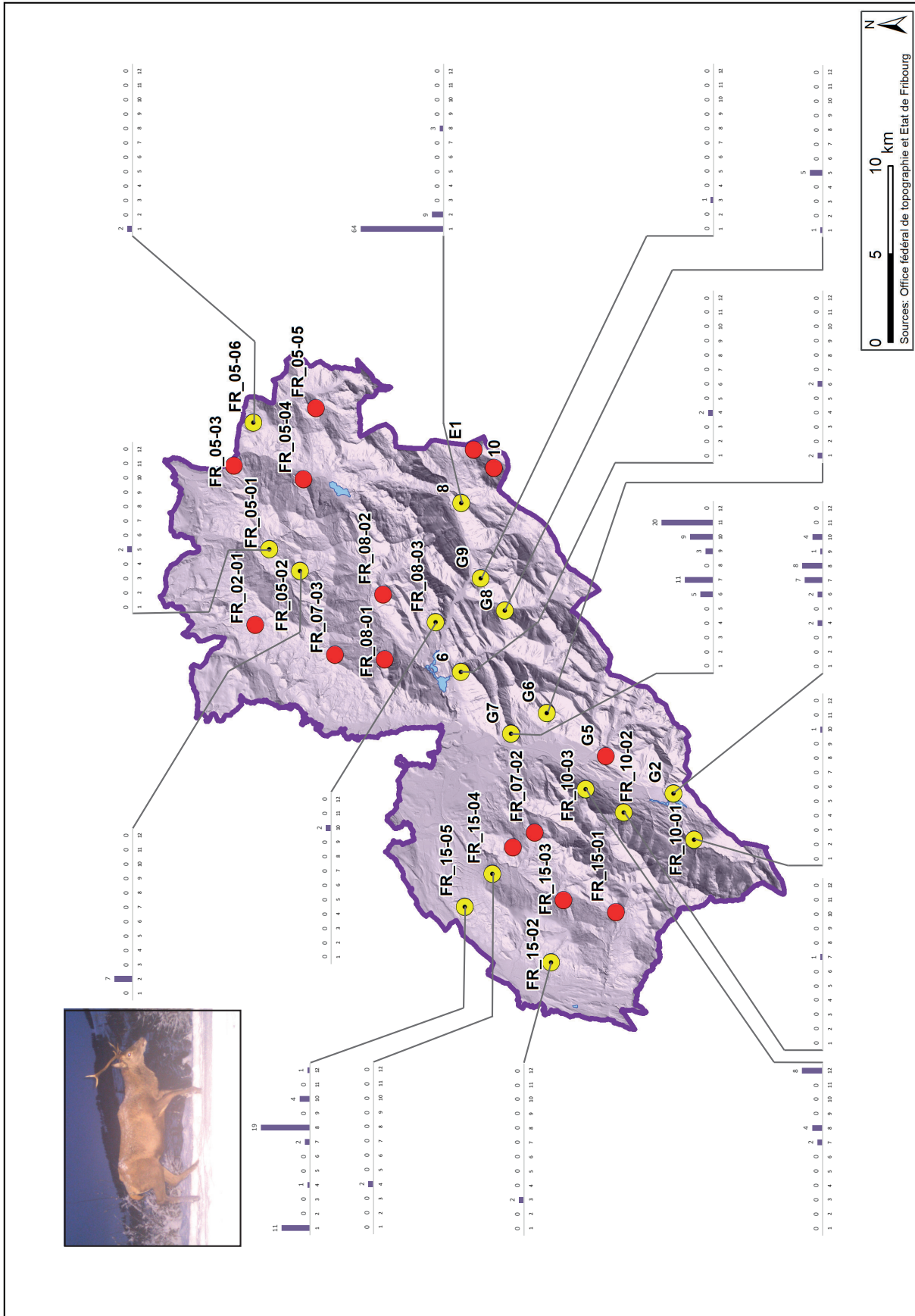
6. Literaturverzeichnis

- 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.

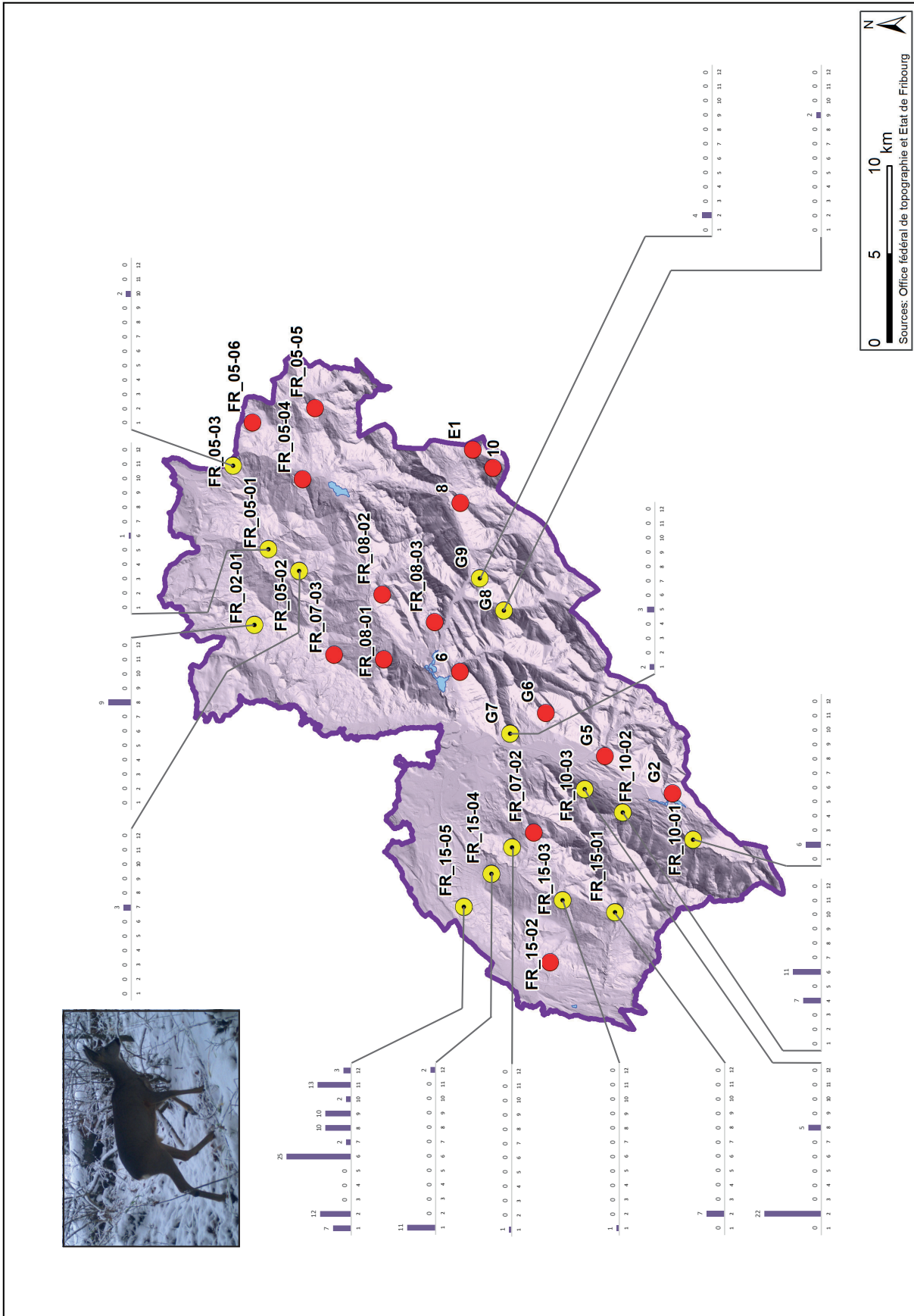
-
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., & Hines, J.E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling. Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier Academic Press publications. San Diego, California.
- Mattioli, L., Canu, A., Passilongo, D., Scandura, 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
- 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.
- 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. & Karanth, 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.

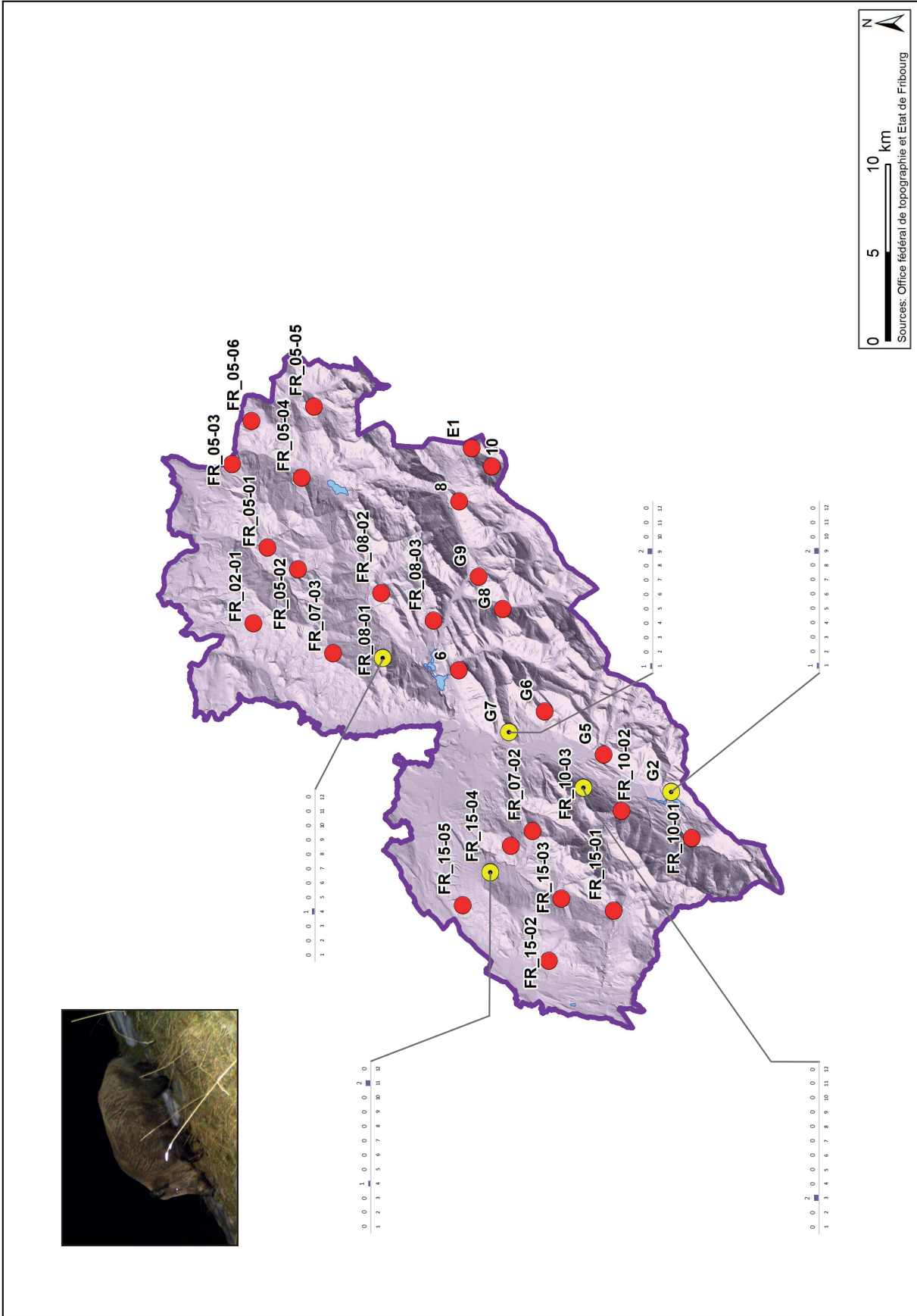


1.2 Cervus elaphus
 Verteilung und Abundanz der Hirschfänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 - 29.01.2021).



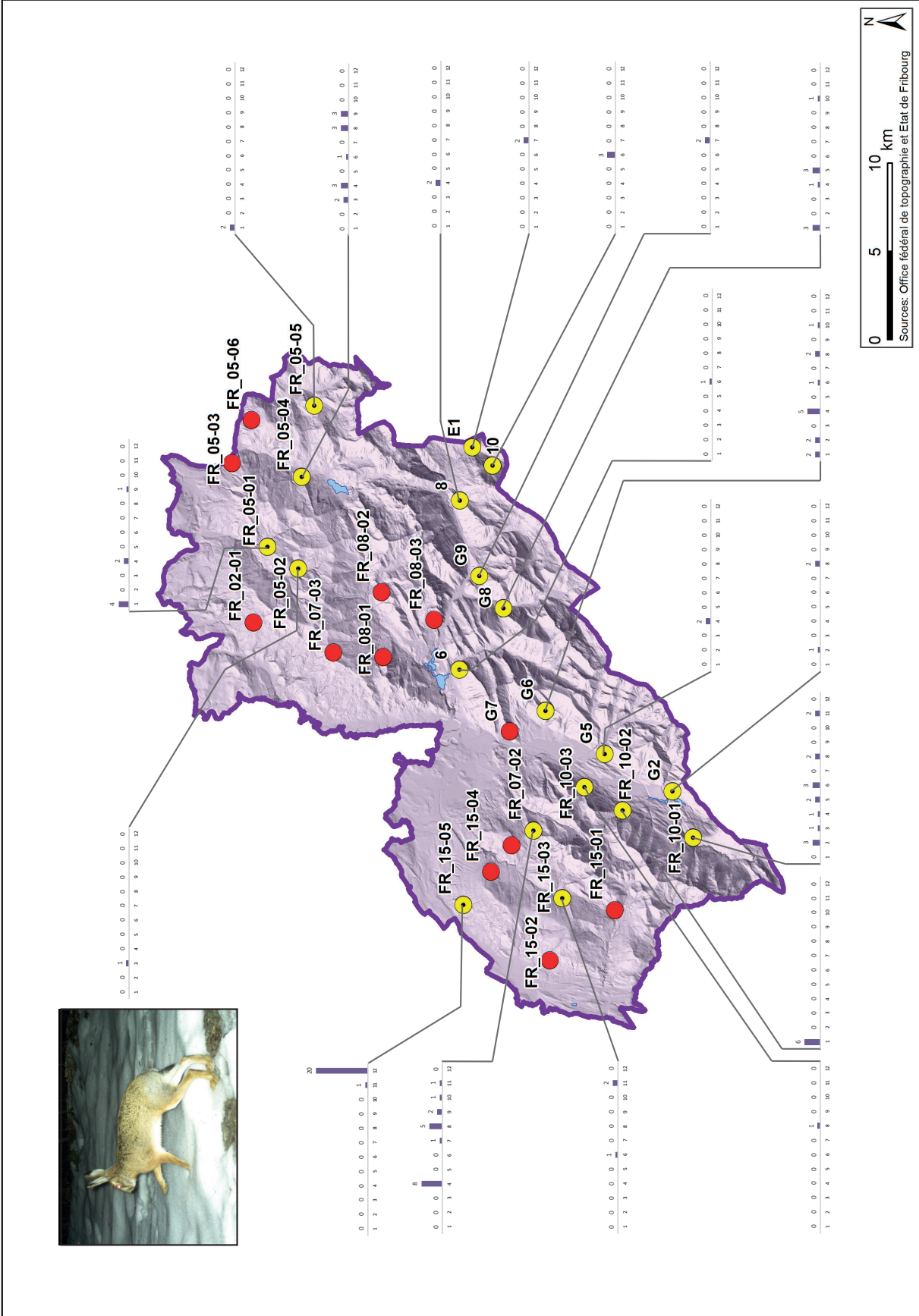
1.3 Capreolus capreolus

Verteilung und Abundanz der Rehänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 – 29.01.2021).



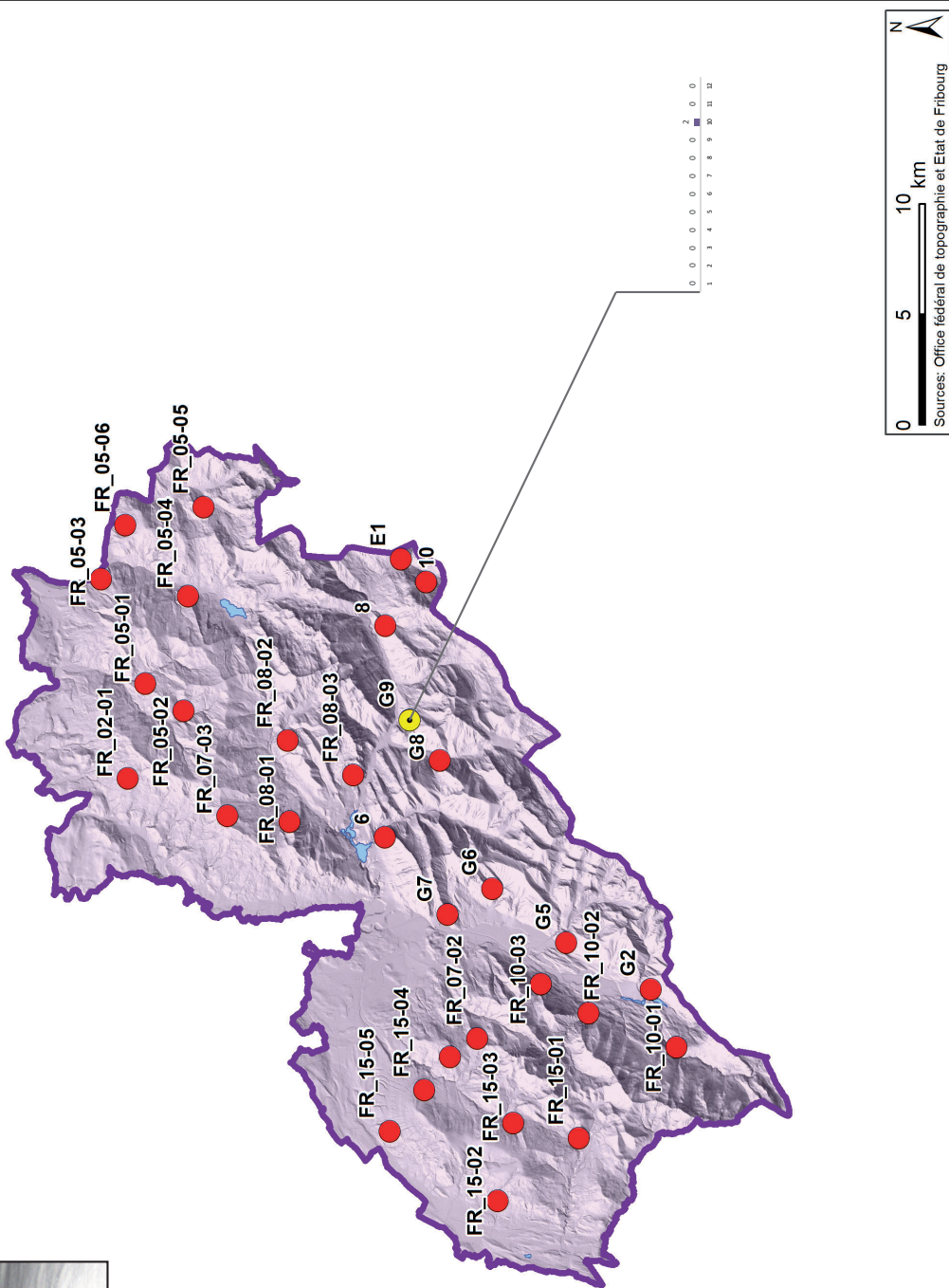
1.5 *Sus scrofa*

Verteilung und Abundanz der Wildschweinfänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 - 29.01.2021).

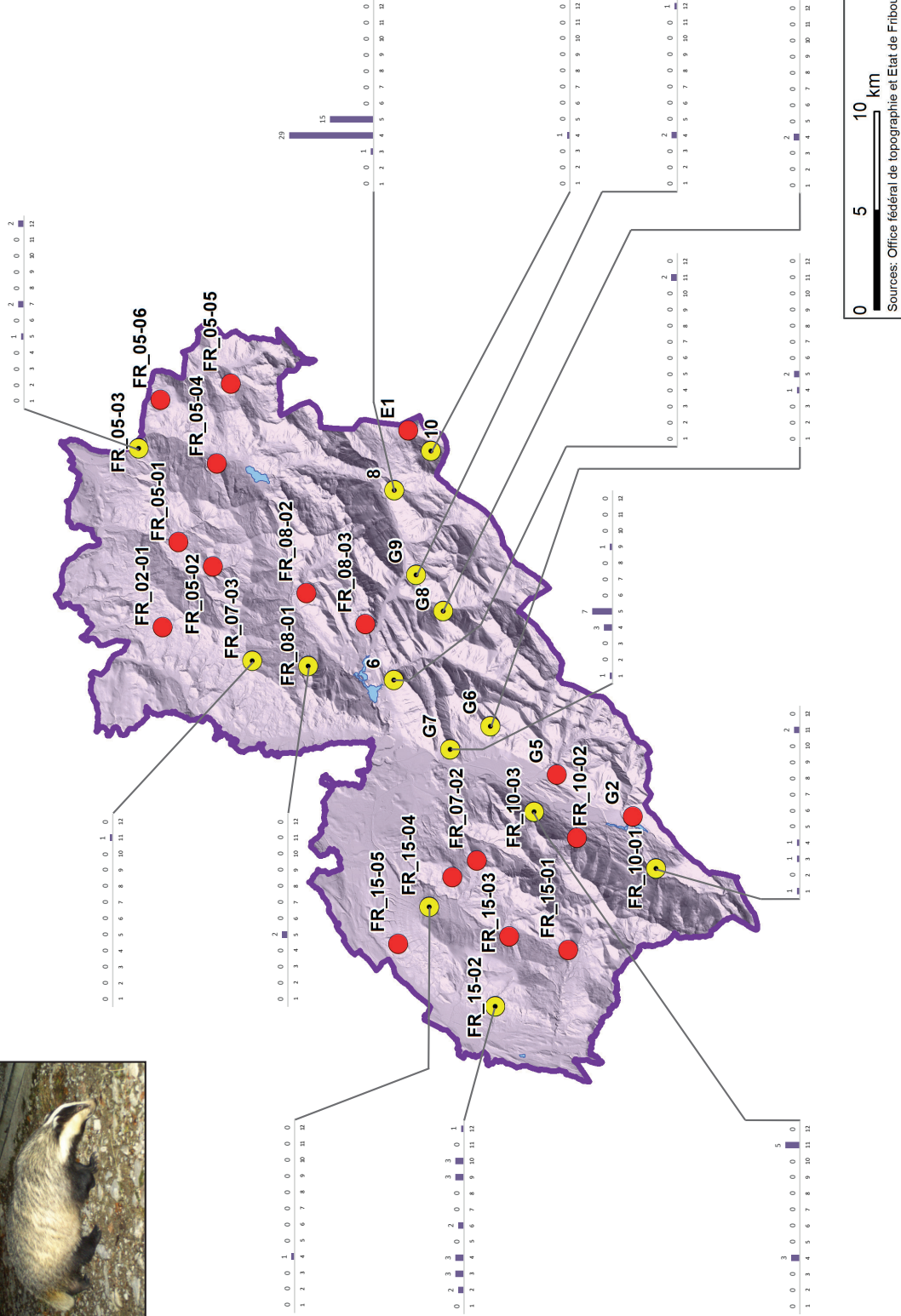


1.6 Lepus europaeus

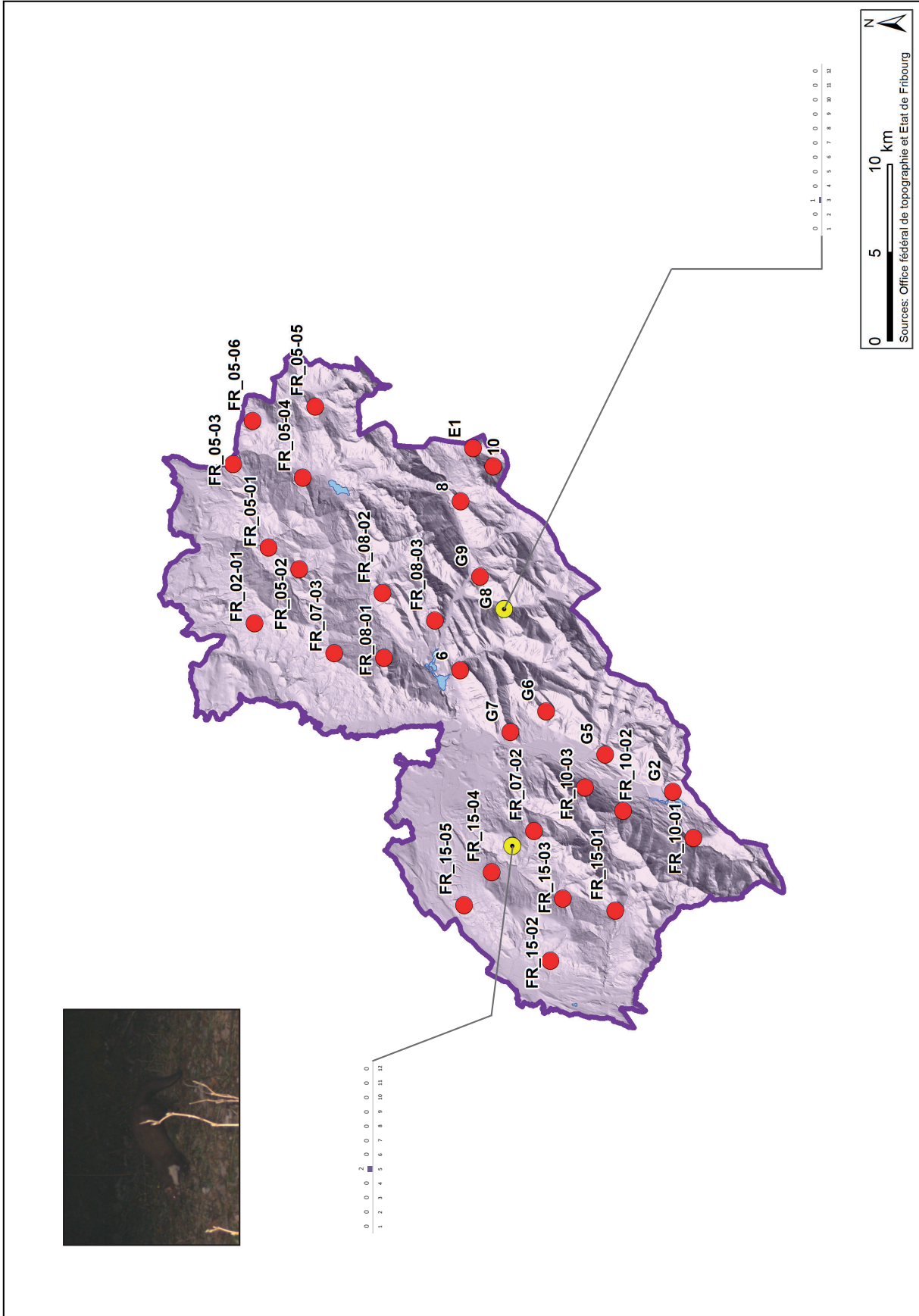
RVerteilung und Abundanz der Feldhasen pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 – 29.01.2021).



1.7 Lepus timidus
 Verteilung und Abundanz der Schneehasefänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 - 29.01.2021).

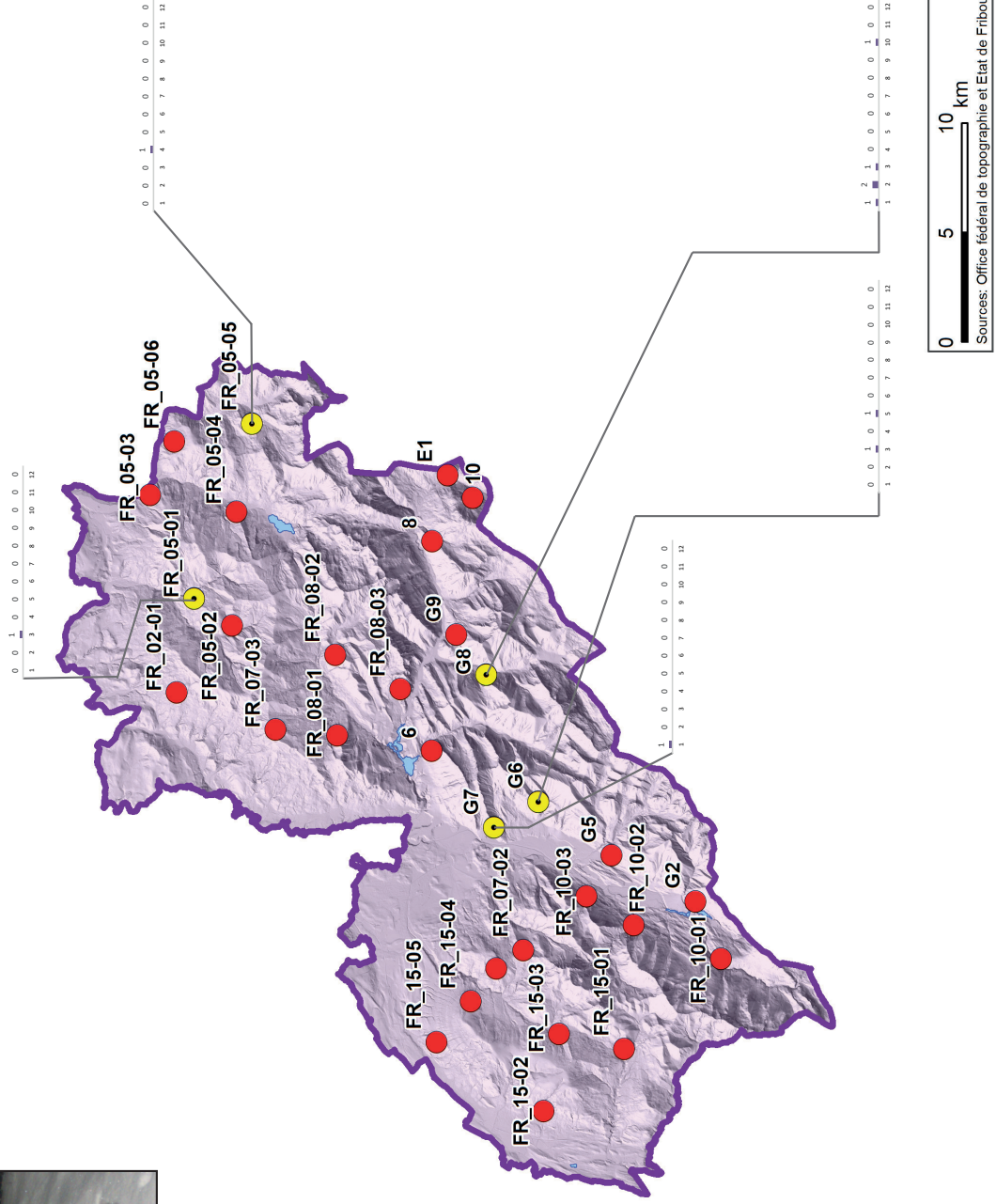
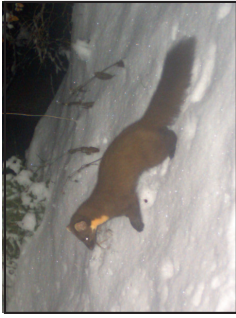


1.8 Meles meles
Verteilung und Abundanz der Dachsfänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 - 29.01.2021).



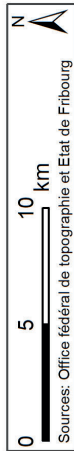
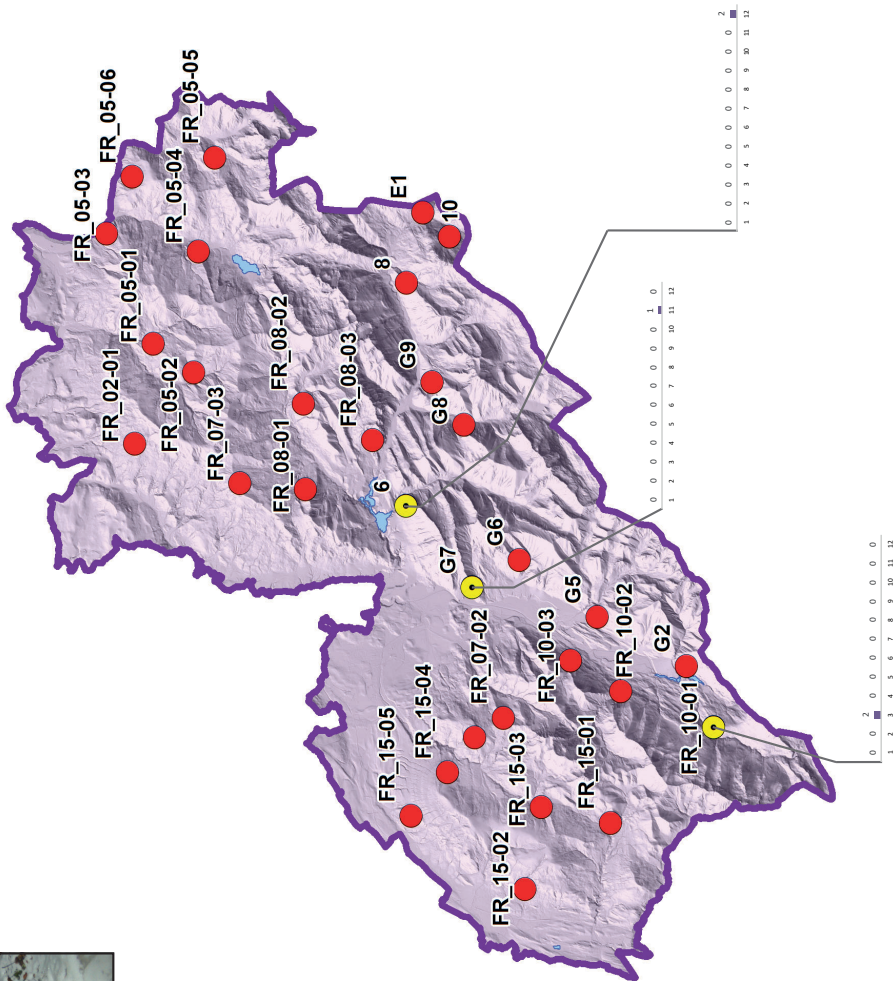
1.9 Martes foina

Verteilung und Abundanz der Steinmarderfänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 - 29.01.2021).



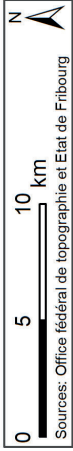
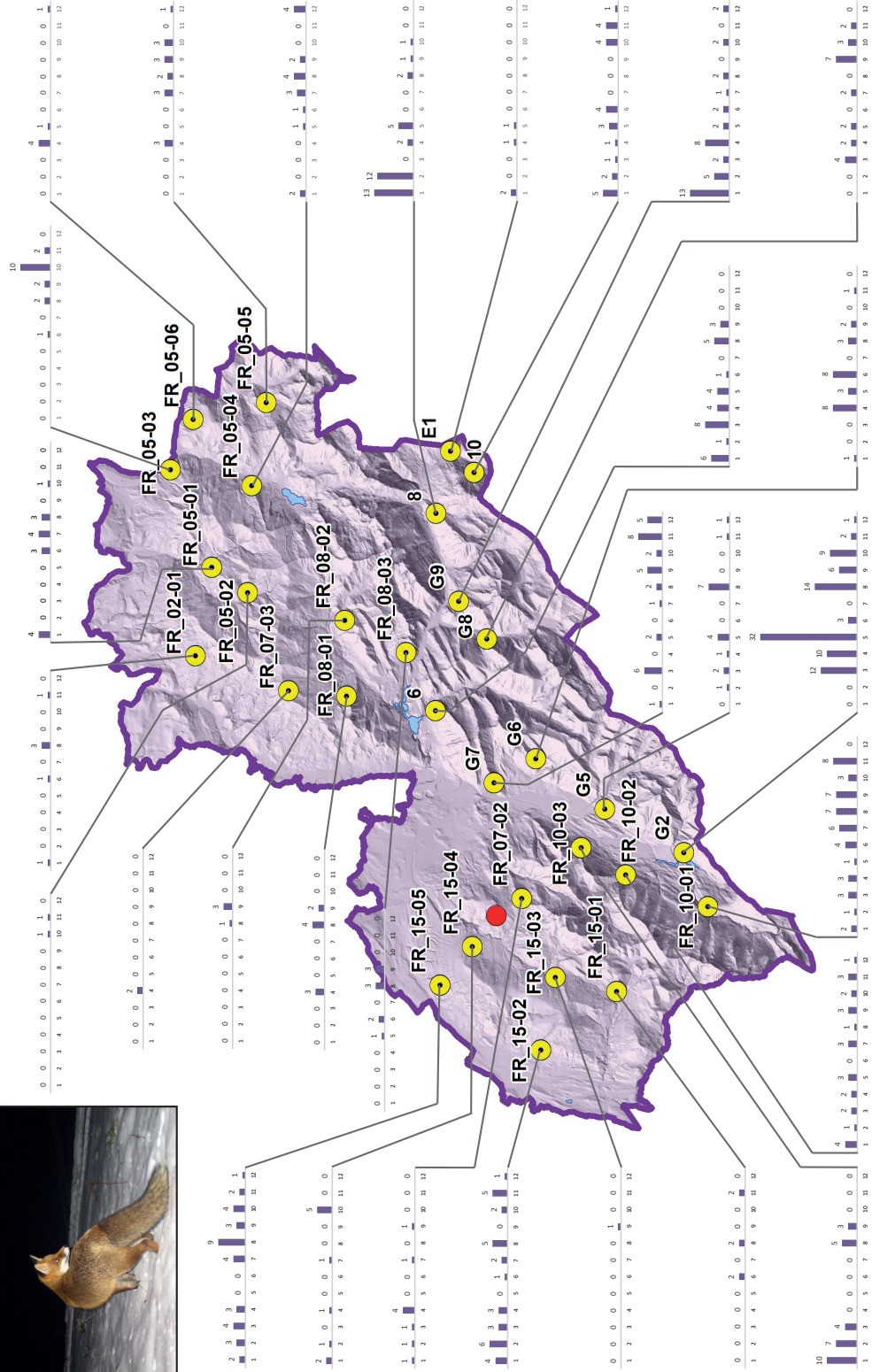
1.10 *Martes martes*

Verteilung und Abundanz der Baumarderfänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 - 29.01.2021).

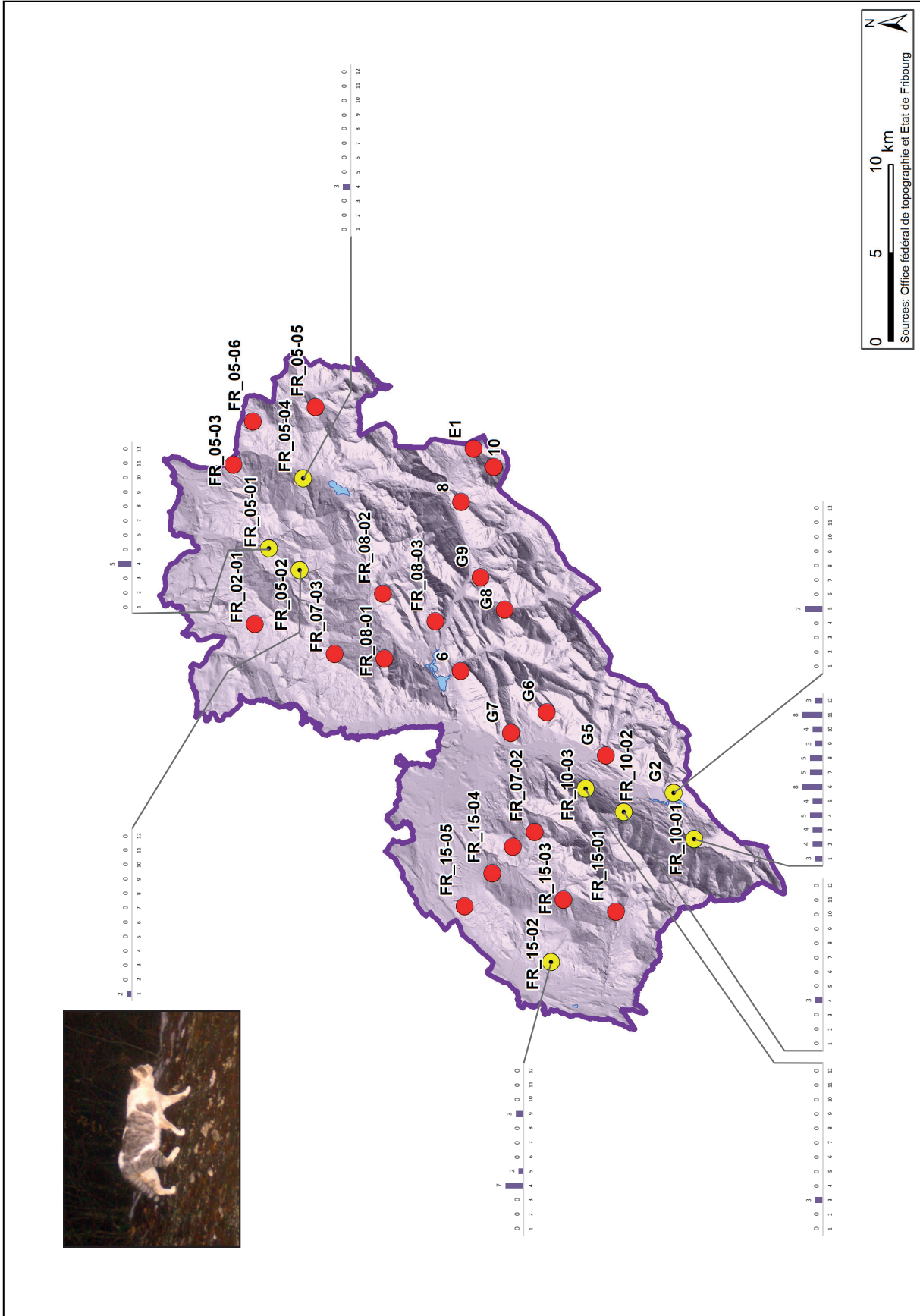


1.11 Canis lupus

Verteilung und Abundanz der Wolffänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 - 29.01.2021).



1.12 *Vulpes vulpes*
Verteilung und Abundanz der Fuchsfänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 - 29.01.2021).



1.13 *Felis catus*

Verteilung und Abundanz der Hauskatzenfänge pro Standort und pro Pentade während des Monitoringzeitraums (01.12.2020 – 29.01.2021).

Amt für Wald und Natur WNA

Route du Mont Carmel 5, Postfach 155, 1762 Givisiez

www.fr.ch/swna

April 2021

