

Die Entwicklung der Brutvögel in der Waldbrandfläche bei Leuk

Livio Rey Schweizerische Vogelwarte Sempach (CH)
Alain Jacot Schweizerische Vogelwarte, Aussenstelle Wallis (CH)*

Die Entwicklung der Brutvögel in der Waldbrandfläche bei Leuk

Waldbrände und Stürme sind dynamische Vorgänge, die sich stark auf Lebensräume auswirken und Artengemeinschaften markant verändern können. Insbesondere Arten offener und halboffener Habitats können von solchen Störungen profitieren, darunter auch diverse Vogelarten. In dieser Studie untersuchten wir die artspezifische Entwicklung der Brutvögel im Waldbrandgebiet von Leuk zwischen 2006 und 2016, d.h. ab dem dritten Jahr nach dem Brandereignis von 2003. Bei vielen Arten nahmen die Revierzahlen nach dem Waldbrand entweder signifikant zu oder ab. Einige Arten zeigten auch komplexere Entwicklungen, indem ihre Revierzahlen nach dem Waldbrand anstiegen, nach einigen Jahren ein Maximum erreichten und danach wieder zurückgingen. Interessanterweise sind viele dieser Vogelarten (z.B. Wendehals, Gartenrotschwanz) bedroht und Prioritätsarten für die Artenförderung. Sie haben vermutlich von den ersten, lichten Sukzessionsstadien mit einem relativ hohen Anteil offener Bodenstellen profitiert, dürften aber mit zunehmender Vegetationsverdichtung wieder aus dem Gebiet verschwinden. Unsere Studie zeigt, dass ein grossflächiger Waldbrand Vögel offener und halboffener Habitats, zu denen oft Arten der Roten Liste gehören, auch in gemässigten Regionen fördern kann. Inwieweit mit waldbaulichen Eingriffen, Beweidung oder kontrolliertem Feuer die Dynamik natürlicher Waldbrände und deren positive Effekte auf bedrohte Arten nachgeahmt werden können, ist offen und sollte Bestandteil zukünftiger forstlicher und naturschutzbiologischer Forschung sein.

Keywords: breeding bird community, wildfire
doi: 10.3188/szf.2018.0299

* Rue du Rhône 11, CH-1950 Sion, E-Mail alain.jacot@vogelwarte.ch

Die meisten Ökosysteme zeichnen sich durch Prozesse aus, in deren Verlauf Artengemeinschaften und Populationen durch sich ständig verändernde Umweltfaktoren beeinflusst werden (Sousa 1984). Die Prozesse können dabei kontinuierlich ablaufen, man spricht dann von Sukzession, oder abrupt im Zuge von plötzlichen Ereignissen wie Feuer, Überschwemmungen, Erdbeben, Lawinen oder Stürmen (White & Pickett 1985). Diese Ereignisse werden gemeinhin als «Störungen» bezeichnet. Störungen sind jedoch bei Weitem nicht immer katastrophal für ein Ökosystem. So ist beispielsweise Feuer sehr wichtig für das Fortbestehen von Grasland und Savannen sowie von borealen Wäldern und mediterranen Habitats (Bond & Keeley 2005).

Die kurz-, mittel- und langfristigen Einflüsse von Feuer auf Vogelgemeinschaften wurden in diversen Ökosystemen untersucht, von grasdominierten offenen Landschaften (z.B. Davis et al 2000) und

halboffenen mediterranen Ökosystemen (z.B. Herando & Brotons 2002, Clavero et al 2011) über boreale und gemässigte (z. B. Hobson & Schieck 1999, Fontaine et al 2009) bis zu tropischen Wäldern (z.B. Barlow & Peres 2004). Diese Studien deuten darauf hin, dass sich Artengemeinschaften nach Feuer stark verändern, häufig zugunsten von Vogelarten offener Lebensräume, lichter Wälder und totholzreicher Gebiete. Zudem kann wiederkehrendes Feuer zu einem Lebensraummosaik von abgebrannten und intakten Gebieten führen, was die Diversität von Lebensräumen und damit die Artenvielfalt fördert.

Dennoch werden Waldbrände auf der ganzen Welt vehement bekämpft, nicht nur um Menschen und Holzvorräte zu schützen, sondern auch um vermeintliche Schäden an Flora und Fauna zu verhindern (Hobbs & Huenneke 1992). Aus diesem Grund wird in vielen Ökosystemen die natürliche Dynamik unterbunden, was zur Folge hat, dass frühe Sukzes-

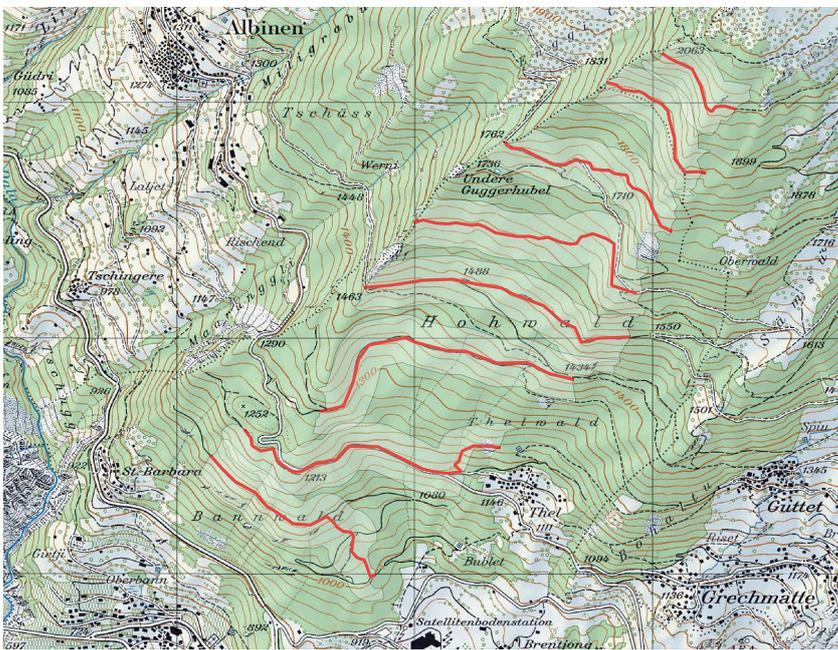


Abb 1 Kartierung entlang von acht Transekten (rot) mit den jeweiligen Hörbereichen von 100 m (helleres Grün) in der Waldbrandfläche Leuk.

Kartengrundlage reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA18062)

sionsstadien mit ihren spezialisierten Artengemeinschaften selten geworden sind. Heutzutage sind viele Pionierpflanzen und Vogelarten offener Landschaften bedroht, dies insbesondere im Mittelmeerraum (z. B. Herrando et al 2003, Pons & Bas 2005, Zozaya et al 2010) und in Nordamerika (z. B. Davis et al 2000, Brawn et al 2001). Diese Veränderung der Ökosysteme in Richtung Klimaxgesellschaften hat Konsequenzen für die Artengemeinschaften und schliesslich auch für den angewandten Vogelschutz.

Obwohl Brände im inneralpinen Raum seltener sind als beispielsweise im Mittelmeergebiet, können sie eine wichtige Rolle in der Dynamik von Ökosystemen spielen und einen grossen Einfluss auf die Artenzusammensetzung in einem Gebiet haben. Knapp 15 Jahre sind seit dem grossen Waldbrand bei Leuk (Kanton Wallis) vergangen, und die Furche, welche das Feuer in den südexponierten Hang gefressen hat, ist noch immer deutlich sichtbar. Am Anfang von weiten Teilen der Bevölkerung und selbst von Experten als ökologische Katastrophe verschrien, haben langfristige Studien interessante Effekte des Feuers auf die Vegetation und deren Entwicklung aufgezeigt (Wohlgemuth & Moser 2009, Wohlgemuth et al 2010). Bezüglich der Vogelwelt liessen erste Begehungen des Botanikers Philippe Werner im Jahr 2005 vermuten, dass sich als Folge des Brands die Vogelgemeinschaft markant verändert. Seit dem Jahr 2006, also seit knapp drei Jahren nach dem Brand, werden von der Aussenstelle Wallis der Schweizerischen Vogelwarte systematische Vogelkartierungen durchgeführt. Für unsere Studie nutzten wir die Datenreihe von 2006 bis 2016, um die Auswirkungen des Waldbrandes auf die im Gebiet brütenden Vogelarten zu untersuchen.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (46°20' N / 7°38' E) bei Leuk befindet sich im Oberwallis, in einem der trockensten Gebiete der Schweiz. Das Klima in diesem inneralpinen Tal ist gekennzeichnet durch subkontinentale Elemente, d.h. trocken-kalte Winter und trocken-heisse Sommer (Zumbrunnen et al 2009). Die mittlere Jahrestemperatur nimmt von 8.6 °C auf 640 m ü. M. auf 5.2 °C auf 1500 m ü. M. ab, umgekehrt nimmt die jährliche Niederschlagsmenge von 600 mm auf 640 m ü. M. auf 1000 mm auf 1500 m ü. M. zu (Moser & Wohlgemuth 2006). Die Waldbrandfläche reicht von 850 bis 2100 m ü. M., ist gegen Süden exponiert und hat eine Fläche von ca. 300 Hektaren. Innerhalb des Gebietes erstreckt sich ein Vegetationsgradient entlang der Höhenstufen von Flaumeichen- und Föhrenwäldern über Fichtenwälder bis hin zu Fichten-Lärchen-Wäldern an der Waldgrenze (Moser et al 2010). Der Waldbrand ereignete sich am 13. August 2003, in der Mitte einer Hitzewelle und während eines Föhnsturms. Es handelt sich um das grösste Brandereignis im Wallis im letzten Jahrhundert und das zweitgrösste in den Zentralalpen (Zumbrunnen et al 2009).

Vogelaufnahmen

Für die Brutvogelaufnahmen wurden acht Transekte durch die Waldbrandfläche gelegt (Abbildung 1). Diese sollten nach Möglichkeit entlang einer Höhenlinie verlaufen und Strassen oder Wegen folgen. Für die Analysen wurden alle Beobachtungen berücksichtigt, die sich innerhalb eines Hörbereichs von 100 m um die Transekte befanden, womit 153.5 ha der rund 300 ha grossen Waldbrandfläche abgedeckt wurden. Die Aufnahmen wurden in den Jahren 2006, 2007, 2008, 2010, 2012, 2014 und 2016, also 3, 4, 5, 7, 9, 11 und 13 Jahre nach dem Waldbrand, durchgeführt. Sie erfolgten jeweils nach der Standardmethode der Vogelwarte (Schmid et al 2004). Das bedeutet, dass jedes Transekt dreimal zwischen dem 15. April und Mitte Juni begangen wurde und dass die Kartierungen bei Sonnenaufgang beginnen und um 11.00 Uhr abgeschlossen sein mussten. Für die drei Begehungen wurde jeweils der Ausgangspunkt gewechselt. Kartiert wurde nur an Tagen ohne starken Regen oder Wind. Aufgenommen wurde jede Sicht- oder Hörbeobachtung eines sicher bestimmbarer Vogels, die dann auf eine Feldkarte übertragen wurde.

Mit Terrimap (Schmid et al 2004), einem Softwareprogramm der Vogelwarte, wurden alle auf der Feldkarte eingetragenen Beobachtungen digitalisiert, evaluiert und einem Vogelrevier zugeordnet. Mehrere Rabenvögel (Alpenkrähe *Pyrrhocorax pyrrhocorax*, Rabenkrähe *Corvus corone* und Kolkrabe *Corvus corax*) und alle Greifvögel (Steinadler *Aquila chry-*

Art	lateinisch	Rote Liste	Priorität	2006	2007	2008	2010	2012	2014	2016	Durchschnitt
Steinhuhn	<i>Alectoris graeca</i>	NT	ja	2	0	0	1	2	3	8	2.29
Birkhuhn	<i>Lyrurus tetrix</i>	NT	ja	1	1	0	1	1	0	1	0.71
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	NT	ja	7	5	7	8	6	6	6	6.43
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	LC	nein	0	0	0	0	0	0	1	0.14
Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>	VU	ja	0	0	0	0	0	0	1	0.14
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	NT	ja	0	1	5	21	20	4	10	8.71
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	LC	nein	4	4	5	3	1	2	4	3.29
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	LC	nein	4	7	5	3	4	3	5	4.43
Dreizehenspecht	<i>Picoides tridactylus</i>	LC	nein	4	2	2	0	2	1	1	1.71
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	LC	nein	9	6	10	7	4	4	7	6.71
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	VU	ja	0	1	0	0	0	1	0	0.29
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	LC	nein	13	16	27	35	21	18	23	21.86
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	LC	nein	2	17	20	21	18	8	3	12.71
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	NT	nein	0	0	0	0	1	0	0	0.14
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	NT	ja	0	0	0	1	0	0	0	0.14
Berglaubsänger	<i>Phylloscopus bonelli</i>	LC	nein	1	4	2	11	20	15	46	14.14
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	LC	nein	0	2	0	3	3	1	6	2.14
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	LC	nein	2	6	11	4	4	1	7	5.00
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>	LC	nein	16	20	11	7	10	4	5	10.43
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	NT	ja	46	58	66	65	62	50	43	55.71
Steinrötel	<i>Monticola saxatilis</i>	LC	nein	10	6	9	2	4	2	5	5.43
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	LC	nein	12	13	14	1	0	1	0	5.86
Amsel	<i>Turdus merula</i>	LC	nein	2	13	12	14	15	16	17	12.71
Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>	VU	ja	3	0	2	1	6	0	6	2.57
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	LC	nein	3	1	5	5	2	2	3	3.00
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	LC	nein	6	11	18	12	12	16	15	12.86
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	LC	nein	0	0	2	0	0	1	0	0.43
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	LC	nein	1	3	10	14	13	24	22	12.43
Blaumeise	<i>Cyanistes caeruleus</i>	LC	nein	0	0	0	0	0	5	2	1.00
Alpenmeise	<i>Poecile montanus</i>	LC	nein	5	29	15	17	12	10	12	14.29
Tannenmeise	<i>Periparus ater</i>	LC	nein	6	6	4	12	7	5	10	7.14
Haubenmeise	<i>Lophophanes cristatus</i>	LC	nein	1	4	2	3	3	4	2	2.71
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	LC	nein	8	15	10	10	5	1	3	7.43
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	LC	nein	13	23	33	15	11	4	5	14.86
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	LC	nein	1	4	1	2	1	0	0	1.29
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	LC	nein	3	18	8	8	2	0	1	5.71
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	LC	nein	0	1	3	2	0	0	0	0.86
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	LC	nein	3	5	5	6	3	6	8	5.14
Tannenhäher	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	LC	nein	1	0	3	0	0	0	1	0.71
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	LC	nein	26	27	17	22	21	7	16	19.43
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	NT	nein	5	1	8	6	6	2	2	4.29
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	LC	nein	0	0	1	0	1	0	0	0.29
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	LC	nein	9	4	8	5	9	6	3	6.29
Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>	LC	nein	0	0	3	0	0	0	0	0.43
Zitronenzeisig	<i>Carduelis citrinella</i>	LC	nein	12	7	8	9	9	4	5	7.71
Alpenbirkenzeisig	<i>Carduelis flammea</i>	LC	nein	0	0	0	0	0	1	2	0.43
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	LC	nein	12	20	10	1	5	1	0	7.00
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	LC	nein	5	7	11	3	9	2	4	5.86
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	LC	nein	2	0	0	3	0	2	2	1.29
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	LC	nein	1	0	0	0	0	0	0	0.14
Zippammer	<i>Emberiza cia</i>	LC	nein	31	52	59	67	45	49	51	50.57
Gesamtabundanz				292	420	452	431	380	292	374	377.29

Tab 1 Abundanz der im Waldbrandgebiet festgestellten Brutvogelarten (Reihenfolge gemäss Systematik der Brutvögel) nach Erhebungsjahr. Angegeben ist die Anzahl Reviere auf der durch die Transekte abgedeckten Fläche von 153.5 ha. Rote Liste: LC = nicht gefährdet, NT = potenziell gefährdet, VU = verletzlich. Priorität: ja = Prioritätsart für die Artenförderung, nein = keine Prioritätsart für die Artenförderung. Nicht erhoben wurden alle Greifvögel und einige Krähenvögel.

saetos, Mäusebussard *Buteo buteo*, Wespenbussard *Pernis apivorus*, Sperber *Accipiter nisus*, Habicht *Accipiter gentilis*, Wanderfalke *Falco peregrinus* und Turmfalke *Falco tinnunculus*) wurden von den Analysen ausgeschlossen (Zozaya et al 2010), da diese Arten sehr grosse Gebiete nutzen und mit unserer Methode nur unvollständig erfasst wurden. Nachtaktive Arten (Eulen, Ziegenmelker *Caprimulgus europaeus*) konnten mit dieser Methode ebenfalls nicht kartiert werden.

Auswertungen

Die Auswertungen erfolgten mit der Statistiksoftware R, Version 3.3.2 (R Core Team 2016). Um die artspezifischen Reaktionen zu analysieren, benutzten wir generalisierte lineare gemischte Modelle (Poisson-Verteilung, R-Paket lme4; Bates et al 2015) mit der Anzahl Reviere der jeweiligen Art pro Jahr als abhängiger Variable, der Anzahl Jahre nach dem Waldbrand und der mittleren Höhenlage des Transekts als erklärender Variablen sowie dem Transekt als Zufallsfaktor. Die Länge des Transekts wurde bei allen Dichteabschätzungen der Reviere berücksichtigt. Neben linearen Effekten testeten wir für die erklärenden Variablen auch quadratische Effekte. Es wurden keine Wechselwirkungsterme gebildet, da keine Anhaltspunkte für Interaktionen zwischen den Variablen bestanden.

Für die Analysen zur Gesamtzahl der Brutvogelreviere («Gesamtabundanz») wurden alle Reviere aller Arten pro Transekt und Jahr zusammengezählt. Anstatt der Anzahl Reviere pro Art als abhängiger Variable wurde die Gesamtzahl der Reviere verwendet, ansonsten blieben die statistischen Auswertungen gleich wie bei den artspezifischen Analysen.

Ergebnisse

Insgesamt wurden in der Zeit zwischen 2006 und 2016 im Rahmen der Kartierungen 51 Vogelarten nachgewiesen, die in mindestens einem Jahr ein Revier besetzten (Tabelle 1).

Die häufigste Art war der Gartenrotschwanz (Abbildung 2c) mit durchschnittlich 55.7 Revieren pro Jahr, gefolgt von der Zippammer mit durchschnittlich 50.6 und dem Baumpieper mit durchschnittlich 21.9 Revieren pro Jahr. Diese Durchschnittswerte sagen jedoch wenig über die zeitliche Dynamik aus, die bei den verschiedenen Arten während der Untersuchungsperiode festzustellen war.

17 Arten zeigten Populationsveränderungen während der Untersuchungsperiode (Tabelle 2). Steinhuhn, Berglaubsänger (Abbildung 2a), Zilpzalp und Amsel wurden mit den Jahren häufiger festgestellt, während die Bestände von Hausrotschwanz, Steinrötel (Abbildung 2b), Heckenbraunelle, Waldbaumläufer, Buchfink und Girlitz stetig zurückgin-

gen. Bei sieben Arten fanden wir einen nicht linearen Zeiteffekt, wobei die Revierzahl je nach Art früher oder später ihren Höchststand erreichte: Beim Zaunkönig war das bereits 4 bis 5 Jahre nach dem Waldbrand, beim Baumpieper, bei der Mönchsgrasmücke, beim Gartenrotschwanz (Abbildung 2c) und bei der Zippammer nach 5 bis 7 Jahren und beim Wendehals (Abbildung 2d) erst nach 7 bis 9 Jahren. Die Kohlmeise schliesslich erreichte die höchste Anzahl Reviere erst mit dem Ende der Aufnahmen 11 bis 13 Jahre nach dem Waldbrand (Abbildung 2e).

Zwölf Arten, u.a. Steinhuhn, Baumpieper, Zaunkönig und Buchfink, wurden mit zunehmender Höhe häufiger (Tabelle 2). Dem stehen die sieben Arten Mönchsgrasmücke, Berglaubsänger, Zilpzalp, Amsel, Kohlmeise, Girlitz und Zippammer gegenüber, die mit zunehmender Höhe seltener wurden (Tabelle 2). Die Heckenbraunelle und der Waldbaumläufer zeigten nicht lineare Höhenverbreitungen mit Maximalzahlen bei 1600 bzw. 1500 m ü. M.

Auch die Gesamtabundanz veränderte sich über die Jahre signifikant. Wir fanden wiederum einen nicht linearen Zeiteffekt, wobei die Anzahl Reviere bei 4 bis 7 Jahren nach dem Waldbrand ein Plateau erreichte und danach wieder abnahm (Tabellen 1 und 2).

Diskussion

Die Resultate unserer Studie zeigen auf, dass viele Vogelarten vom Waldbrand beeinflusst wurden, die einzelnen Arten aber unterschiedlich reagierten. Neben linearen Zu- oder Abnahmen gab es auch nicht lineare, kurzfristige Effekte, indem die Revierzahlen gewisser Arten in den ersten Jahren nach dem Brand zunahmen, einen Höchststand erreichten und anschliessend wieder abnahmen. Dabei folgte die zeitliche Entwicklung je nach Art einem anderen Muster. Da neben der Anzahl Reviere pro Vogelart keine weiteren Daten erhoben wurden, können die Ursachen dieser unterschiedlichen Entwicklungen nur vermutet werden:

Feuer können zu einer starken Erhöhung der Stickstoffkonzentration im Boden führen, was die Wiederbesiedlung der Flächen durch Pionierpflanzen fördert (Grogan et al 2000). Durch kleinräumige Konzentrationsunterschiede wachsen die offenen Bodenstellen unterschiedlich schnell zu, wodurch ein abwechslungsreiches Lebensraummosaik entsteht (Skowno & Bond 2003). Das ist für insektenfressende Vogelarten, die ihre Nahrung am Boden suchen, besonders günstig, weil Insekten in diesem diversen Lebensraum nicht nur häufiger vorkommen, sondern dank den offenen Bodenstellen auch einfacher erreicht werden (Apfelbaum & Haney 1981, Smucker et al 2005, Schaub et al 2010, Nkwabi et al 2011). Die Verfügbarkeit offener Bodenstellen könnte

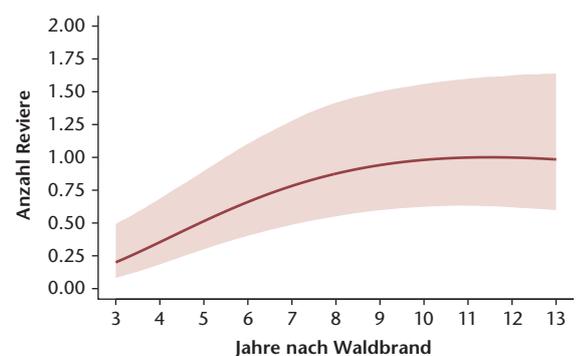
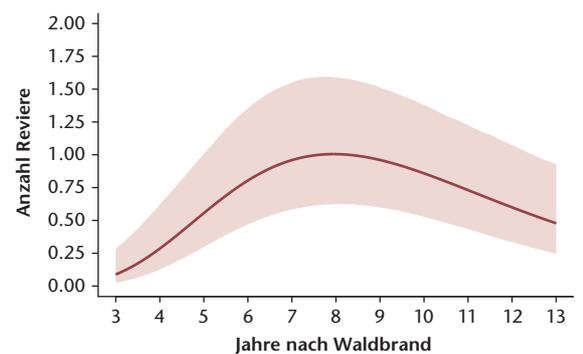
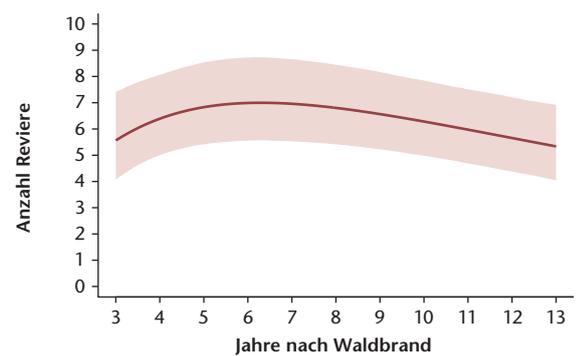
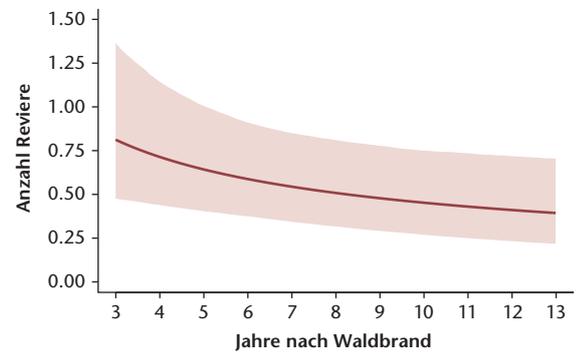
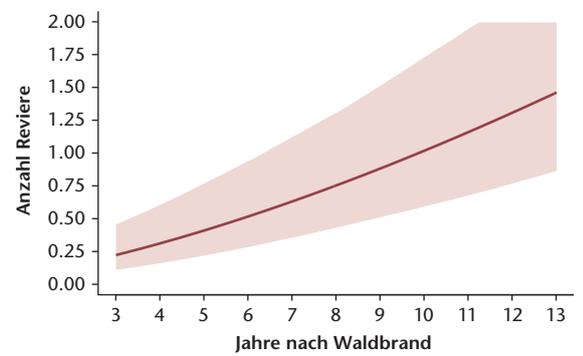


Abb 2 Bestandsentwicklung (Anzahl Reviere pro 20 ha) ausgewählter Brutvogelarten auf der Waldbrandfläche von Leuk von 2006 bis 2016 (3 bis 13 Jahre nach dem Brand): a) Berglaubsänger (Bestandszunahme über die Jahre), b) Steinrötel (Bestandsabnahme über die Jahre), c) Gartenrotschwanz (häufigste Art; Kulmination des Vorkommens 5–7 Jahre nach dem Brand), d) Wendehals (Kulmination 7–9 Jahre nach dem Brand), e) Kohlmeise (Kulmination 11–13 Jahre nach dem Brand). Fotos: a) Livio Rey, b) Ruedi Aeschlimann, c) und e) Marcel Burkhardt, d) Oliver Richter

Art	Faktoren	Effekt	Schätzung ± Standardfehler	
Steinhuhn	Achsenabschnitt		-1.89 ± 0.47	
	Jahr	starke Zunahme	7.14 ± 2.23	**
	Höhenmeter	Zunahme	6.25 ± 2.57	*
Wendehals	Achsenabschnitt		-0.36 ± 0.22	
	Jahr		4.68 ± 1.44	**
	Jahr ²	Maximum nach 8 Jahren	-5.99 ± 1.26	***
Baumpieper	Achsenabschnitt		0.85 ± 0.19	
	Jahr		0.50 ± 0.64	
	Jahr ²	Maximum nach 7 Jahren	-1.38 ± 0.64	*
	Höhenmeter	sehr starke Zunahme	4.83 ± 1.46	***
Hausrotschwanz	Achsenabschnitt		0.01 ± 0.25	
	Jahr	starke Abnahme	-3.71 ± 1.00	**
Gartenrotschwanz	Achsenabschnitt		1.92 ± 0.08	
	Jahr		-0.49 ± 0.41	
	Jahr ²	Maximum nach 6 Jahren	-1.04 ± 0.39	**
Steinrötel	Achsenabschnitt		-0.49 ± 0.22	
	Jahr	Abnahme	-2.87 ± 1.33	*
Mönchsgrasmücke	Achsenabschnitt		0.08 ± 0.17	
	Jahr		-2.72 ± 1.18	*
	Jahr ²	Maximum nach 6 Jahren	-4.95 ± 1.06	***
	Höhenmeter	starke Abnahme	-3.50 ± 1.10	**
Berglaubsänger	Achsenabschnitt		-0.29 ± 0.25	
	Jahr	sehr starke Zunahme	7.44 ± 0.90	***
	Höhenmeter	starke Abnahme	-4.68 ± 1.77	**
Zilpzalp	Achsenabschnitt		-2.04 ± 0.52	
	Jahr	Zunahme	4.89 ± 2.05	*
	Höhenmeter	schwache Abnahme	-6.34 ± 3.47	•
Amsel	Achsenabschnitt		0.32 ± 0.16	
	Jahr	starke Zunahme	2.07 ± 0.78	**
	Höhenmeter	schwache Abnahme	-2.28 ± 1.24	•
Waldbaumläufer	Achsenabschnitt		-0.87 ± 0.26	
	Jahr	sehr starke Abnahme	-6.07 ± 1.59	***
	Höhenmeter		-1.22 ± 1.87	
	Höhenmeter ²	Maximum bei 1500 m ü. M.	-4.29 ± 1.77	*
Kohlmeise	Achsenabschnitt		-0.24 ± 0.22	
	Jahr		5.68 ± 1.08	***
	Jahr ²	Plateau nach 10 Jahren	-2.01 ± 0.87	*
	Höhenmeter	sehr starke Abnahme	-6.18 ± 1.55	***
Zaunkönig	Achsenabschnitt		0.39 ± 0.13	
	Jahr		-5.13 ± 1.16	***
	Jahr ²	Maximum nach 5 Jahren	-2.39 ± 0.95	*
	Höhenmeter	sehr starke Zunahme	4.72 ± 0.82	***
Heckenbraunelle	Achsenabschnitt		-0.58 ± 0.25	
	Jahr	sehr starke Abnahme	-4.17 ± 1.22	***
	Höhenmeter		5.32 ± 1.90	**
	Höhenmeter ²	Maximum bei 1600 m ü. M.	-5.91 ± 2.05	**
Buchfink	Achsenabschnitt		0.88 ± 0.09	
	Jahr	starke Abnahme	-1.86 ± 0.68	**
	Höhenmeter	sehr starke Zunahme	3.41 ± 0.71	***
Girlitz	Achsenabschnitt		-1.54 ± 0.38	
	Jahr	sehr starke Abnahme	-8.52 ± 1.71	***
	Höhenmeter	sehr starke Abnahme	-9.94 ± 2.48	***
Zippammer	Achsenabschnitt		1.62 ± 0.11	
	Jahr		0.27 ± 0.42	
	Jahr ²	Maximum nach 7 Jahren	-0.86 ± 0.40	*
	Höhenmeter	sehr starke Abnahme	-3.92 ± 0.86	***
Gesamtabundanz	Achsenabschnitt		3.74 ± 0.07	
	Jahr		0.60 ± 0.16	***
	Jahr ²	Maximum nach 7 Jahren	-0.84 ± 0.15	***

Tab 2 Resultate der Artmodelle mit der Anzahl Jahre seit dem Waldbrand und der mittleren Höhenlage des Transekts als erklärenden Variablen. Es sind nur diejenigen Arten aufgeführt, für die Jahreseffekte gefunden wurden. Signifikanzniveaus: *** 0.001, ** 0.01, * 0.05, • 0.1.

die vorübergehende Zunahme der Revierzahlen zumindest bei Wendehals, Baumpieper und Gartenrotschwanz in unserer Studie erklären. Diese Arten sind bei der Nahrungssuche auf offenen Boden angewiesen (Martinez et al 2010, Schaub et al 2010). Selbst der kontinuierliche Rückgang des seltenen Steinrötels könnte damit erklärt werden. Dies unter der Annahme, dass der Lebensraum für diese Vogelart unmittelbar nach dem Brand optimal war und sich bereits bei unserer Erstaufnahme im Jahr 2006 zu verschlechtern begann. Wir vermuten, dass die optimalen Zeitfenster für die einzelnen Arten durch ihre Habitatpräferenzen, insbesondere hinsichtlich der Ernährung, bestimmt werden und nicht durch die Konkurrenz zwischen den Arten. Ganz besonders profitiert zu haben scheint der Gartenrotschwanz, von dem in der Brandfläche von Leuk umgerechnet durchschnittlich 6.9 Brutpaare pro 20 ha notiert worden sind. In der Schweiz wie auch im übrigen Mitteleuropa sind in geeigneten Lebensräumen höchstens 4.4 bis 5 Brutpaare pro 20 ha üblich (Glutz von Blotzheim & Bauer 1988).

Übereinstimmend mit anderen Studien zeigen unsere Daten, dass viele Vögel, welche eine Vorliebe für offene und halboffene Landschaften zeigen, von Bränden profitieren können (z.B. Zozaya et al 2010, Clavero et al 2011). Dies schliesst insbesondere Arten ein, die auf der schweizerischen Roten Liste stehen und als Prioritätsarten gelten (z.B. Steinhuhn, Wendehals, Gartenrotschwanz; Keller et al 2010a, Keller et al 2010b, Posse et al 2011, siehe Tabellen 1 und 2) oder in den letzten Jahren Bestandsrückgänge zu verkraften hatten (z. B. Baumpieper).

Weiter kann das Angebot von Nisthöhlen die Entwicklung der Revierzahlen verschiedener Vogelarten (u.a. Wendehals, Gartenrotschwanz, Kohlmeise) massgeblich beeinflussen. Interessant ist in diesem Zusammenhang die unterschiedliche Entwicklung von Kohlmeise und Berglaubsänger. Beide Arten ernähren sich vorwiegend von Insekten, die sie von Büschen und Bäumen picken, und profitieren von der einsetzenden Verbuschung der Brandfläche. Die Revierzahl hat bei der Kohlmeise jedoch mittlerweile ihr Maximum erreicht, während sie beim Berglaubsänger weiter zunimmt. Dies könnte damit zusammenhängen, dass die unterste Buschelage, die der Berglaubsänger gerne nutzt, zunehmend dichter und höher wird und er als Freibrüter im Gegensatz zur höhlenbrütenden Kohlmeise nicht nistplatzlimitiert ist. Waldbrände führen zu mehr Baumskeletten in Form von liegenden Baumstämmen und noch stehenden toten Bäumen (Hutto 1995, Adeney et al 2006, Schieck & Song 2006, Lowe et al 2012; aber siehe auch Grant et al 2010), was die strukturelle Diversität erhöht und zu einer grösseren Anzahl Nisthöhlen führt. Wie das Beispiel der Kohlmeise zeigt, ist die Angebotserhöhung jedoch begrenzt. Der Rückgang des Waldbaumläufers er-

staunt in diesem Zusammenhang, könnte aber damit erklärt werden, dass viele abgestorbene Bäume ihre Borke verlieren und die Spalten zwischen Stamm und Borke, die der Vogel zum Brüten benötigt, verschwinden.

Schlussfolgerungen

Die Waldbrandfläche bei Leuk zeigt exemplarisch auf, wie wichtig die natürliche Dynamik für Arten der Roten Liste ist und wie Waldbrände für bedrohte Arten Lebensraum schaffen können. Solche Umwälzungen sollten in unserer Waldkulturlandschaft mehr Raum bekommen, weil sie sich günstig auf bedrohte Arten auswirken können. Durch die Sukzession, bei welcher sich der Lebensraum langsam, aber kontinuierlich schliesst, werden diese Arten wohl durch «Waldarten» abgelöst werden. Zu welcher Artengemeinschaft sich die Vogelwelt in der Leuker Brandfläche entwickeln wird, bleibt allerdings offen, da die Waldentwicklung, sowohl was die Struktur als auch die Artenzusammensetzung anbelangt, von mehreren klimatischen und biologischen Faktoren abhängt (vgl. Wohlgenuth & Moser 2018, dieses Heft).

Die Schaffung von Sonderwaldreservaten, wo zur Förderung der Biodiversität gezielt eingegriffen wird, und Naturwaldreservaten, wo die Wälder ganz ihrer eigenen Entwicklung überlassen werden, können bei der Artenförderung eine wichtige Rolle spielen. Auch mit einer gezielten Beweidung können seltene Arten lichter Wälder gefördert werden (Bengtsson et al 2000). Weiter scheinen oberflächliche Bodenbrände, die vor allem die Kraut- und Strauchschicht angreifen, zu lichten Waldstrukturen und interessanten Lebensraummosaiken zu führen, dies insbesondere in wärmeliebenden Föhrenwäldern (Montiel & Kraus 2010). Diese Massnahmen sollten aber nicht in der Waldbrandfläche Leuk durchgeführt werden, denn hier bietet sich die seltene Gelegenheit, den Ablauf der natürlichen Dynamik nach einem Brand besser zu verstehen lernen. Hier ist ein möglichst langfristiges und vollständiges Monitoring gefragt, damit die Dynamik über lange Zeiträume erforscht werden kann.

In den verschiedensten Ökosystemen weltweit stellt kontrolliertes Feuer eine anerkannte Naturschutzmassnahme dar (boreale Wälder in Skandinavien: Angelstam 1998, Vanha-Majamaa et al 2007, Montiel & Kraus 2010; Baumsavannen in Australien: Bradstock et al 2002; Garigue im Mittelmeerraum: Fernandes et al 2013, Montiel & Kraus 2010; Heide in den Niederlanden: van der Zee 2004). Je nach Zielvorstellung reichen die Massnahmen von leichten Bodenbränden bis hin zu Vollfeuern, die bis in die Kronenbereiche reichen (Montiel & Kraus 2010). Um kontrolliertes Feuer als Bestandteil der Biodiversi-

tätsförderung in der Schweiz, hier v.a. in Föhrenwäldern in inneralpinen Trockentälern, anzuwenden, wäre neben dem Schliessen der vorhandenen Wissenslücken auch ein Paradigmenwechsel im Verständnis des Waldschutzes nötig. Dazu müssten die restriktiven gesetzlichen Vorgaben gelockert, die Fachkräfte ausgebildet und Informationskampagnen zur Aufklärung der Bevölkerung lanciert werden. Das Zulassen dynamischer Prozesse ist wichtig, da diese einen essenziellen Bestandteil vieler Ökosysteme darstellen, diese immer wieder neu formen und so ökologische Nischen für eine Vielzahl verschiedener Arten schaffen. ■

Eingereicht: 17. Oktober 2017, akzeptiert (mit Review): 2. Juli 2018

Dank

Wir danken Bertrand Posse, Antoine Sierro und Jean-Nicolas Pradervand für die Brutvogelaufnahmen. Weiter danken wir dem Forstbetrieb «Forst Region Leuk» dafür, dass wir diese Studie in seinem Gebiet durchführen durften.

Literatur

- ADENEY JM, GINSBERG JR, RUSSELL GJ, KINNAIRD MF (2006) Effects of an ENSO-related fire on birds of a lowland tropical forest in Sumatra. *Anim Conserv* 9: 292–301.
- ANGELSTAM PK (1998) Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *J Veg Sci* 9: 593–602.
- APFELBAUM S, HANEY A (1981) Bird populations before and after wildfire in a Great Lakes pine forest. *The Condor* 83: 347–354.
- BARLOW J, PERES CA (2004) Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. *Ecol Appl* 14: 1358–1373.
- BATES D, MÄCHLER M, BOLKER BM, WALKER SC (2015) Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J Stat Softw* 67: 1–48.
- BENGTTSSON J, NILSSON SG, FRANCO A, MENOZZI P (2000) Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For Ecol Manage* 132: 39–50.
- BOND WJ, KEELEY JE (2005) Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecol Evol* 20: 387–394.
- BRADSTOCK RA, WILLIAMS JE, GILL MA, EDITORS (2002) *Flammable Australia: the fire regimes and biodiversity of a continent*. Cambridge: Cambridge Univ Press. 462 p.
- BRAWN JD, ROBINSON SK, THOMPSON FR III (2001) The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Ann Rev Ecol Systemat* 32: 251–276.
- CLAVERO M, BROTONS L, HERRANDO S (2011) Bird community specialization, bird conservation and disturbance: the role of wildfires. *J Anim Ecol* 80: 128–136.
- DAVIS MA, PETERSON DW, REICH PB, CROZIER M, QUERY T ET AL (2000) Restoring savanna using fire: impact on the breeding bird community. *Restor Ecol* 8: 30–40.
- FERNANDES PM, DAVIES GM, ASCOLI D, FERNÁNDEZ C, MOREIRA F ET AL (2013) Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Front Ecol Environ* 11: S1.
- FONTAINE JB, DONATO DC, ROBINSON WD, LAW BE, KAUFFMAN JB (2009) Bird communities following high-severity fire: Response to single and repeat fires in a mixed-evergreen forest, Oregon, USA. *For Ecol Manage* 257: 1496–1504.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM UN, BAUER K (1986) *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 11, Teil 2. Wiesbaden: Aula. 364 p.
- GRANT TA, MADDEN EM, SHAFFER TL, DOCKENS JS (2010) Effects of prescribed fire on vegetation and passerine birds in northern mixed-grass prairie. *J Wildl Manage* 74: 1841–1851.
- GROGAN P, BRUNS TD, CHAPIN FS III (2000) Fire effects on ecosystem nitrogen cycling in a Californian bishop pine forest. *Oecologia* 122: 537–544.
- HERRANDO S, BROTONS L (2002) Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: a multi-scale approach. *Ecography* 25: 161–172.
- HERRANDO S, BROTONS L, LLACUNA S (2003) Does fire increase the spatial heterogeneity of bird communities in Mediterranean landscapes? *Ibis* 145: 307–317.
- HOBBS RJ, HUENNEKE LF (1992) Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conserv Biol* 6: 324–337.
- HOBSON KA, SCHIEK J (1999) Changes in bird communities in boreal mixedwood forest: harvest and wildfire effects over 30 years. *Ecol App* 9: 849–863.
- HUTTO RL (1995) Composition of bird communities following stand replacement fires in northern Rocky Mountain (USA) conifer forests. *Conserv Biol* 9: 1041–1058.
- KELLER V, GERBER A, SCHMID H, VOLET B, ZBINDEN N (2010A) Rote Liste Brutvögel. Bern: Bundesamt Umwelt. 53 p.
- KELLER V, AYÉ R, MÜLLER W, SPAAR R, ZBINDEN N (2010B) Die prioritären Vogelarten der Schweiz: Revision 2010. *Ornithol Beob* 107: 265–285.
- LOWE J, POTHIER D, ROMPRÉ G, SAVARD JP L (2012) Long-term changes in bird community in the unmanaged post-fire eastern Québec boreal forest. *J Ornithol* 153: 1113–1125.
- MARTINEZ N, JENNI L, WYSS E, ZBINDEN N (2010) Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *J Ornithol* 151: 297–307.
- MONTIEL C, KRAUS DT (2010) Best practices of fire use: prescribed burning and suppression: fire programmes in selected case-study regions in Europe. Joensuu: European Forest Institute, Research Report 24. 169 p.
- MOSER B, WOHLGEMUTH T (2006) Which plant species dominate early post-fire vegetation in the Central Alps, and why? *For Ecol Manage* 234: S174.
- MOSER B, TEMPERLI C, SCHNEITER G, WOHLGEMUTH T (2010) Potential shift in tree species composition after interaction of fire and drought in the Central Alps. *Eur J For Res* 129: 625–633.
- NKWABI AK, SINCLAIR ARE, METZGER KL, MDUMA SAR (2011) Disturbance, species loss and compensation: Wildfire and grazing effects on the avian community and its food supply in the Serengeti ecosystem, Tanzania. *Austral Ecol* 36: 403–412.
- PONS P, BAS JM (2005) Open-habitat birds in recently burned areas: the role of the fire extent and species' habitat breadth. *Ardeola* 52: 119–131.
- POSSE B, KEUSCH P, KELLER V, SPAAR R (2011) *Artenförderungskonzept Vögel Wallis*. Sempach: Schweizerische Vogelwarte. 152 p.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2016) R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna: R Development Core Team. <https://www.r-project.org/>
- SCHAUB M, MARTINEZ N, TAGMANN-IOSET A, WEISSHAUPT N, MAURER ML ET AL (2010) Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. *PLoS ONE* 5: e13115.

- SCHIECK J, SONG SJ (2006)** Changes in bird communities through-out succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Can J For Res* 36: 1299–1318.
- SCHMID H, ZBINDEN N, KELLER V (2004)** Überwachung der Bestandsentwicklung häufiger Brutvögel in der Schweiz. *Sem-pach: Schweizerische Vogelwarte*. 24 p.
- SKOWNO AL, BOND WJ (2003)** Bird community composition in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. *Biodivers Conserv* 12: 2279–2294.
- SMUCKER KM, HUTTO RL, STEELE BM (2005)** Changes in bird abundance after wildfire: Importance of fire severity and time since fire. *Ecol Appl* 15: 1535–1549.
- SOUSA WP (1984)** The role of disturbance in natural communities. *Ann Rev Ecol Systemat* 15: 353–391.
- VAN DER ZEE F (2004)** Burning of heathland in military areas in the Netherlands. *Intern For Fire News* 30: 75–76.
- VANHA-MAJAMAA I, LILJA S, RYÖMÄ R, KOTJAHO JS, LAAKA-LINDBERG S ET AL (2007)** Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. *For Ecol Manage* 250: 77–88.
- WHITE PS, PICKETT STA (1985)** Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett STA, White PS, editors. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Orlando: Academic Press. pp. 3–13.
- WOHLGEMUTH T, MOSER B (2009)** Phönix aus der Asche. Die rasche Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk durch Pflanzen. *Bull Murith* 126: 29–46.
- WOHLGEMUTH T, HESTER C, JOST AR, WASEM U, MOSER B (2010)** Dynamik der Wiederbewaldung im Waldbrandgebiet von Leuk (Wallis). *Schweiz Z Forstwes* 161: 450–459. doi: 10.3188/szf.2010.0450
- WOHLGEMUTH T, MOSER B (2018)** Zehn Jahre Vegetationsdynamik auf der Waldbrandfläche von Leuk (Wallis). *Schweiz Z Forstwes* 169: 279–289. doi: 10.3188/szf.2018.0279
- ZOZAYA EL, BROTONS L, HERRANDO S, PONS P, ROST J ET AL (2010)** Monitoring spatial and temporal dynamics of bird communities in Mediterranean landscapes affected by large wildfires. *Ardeola* 57: 33–50.
- ZUMBRUNNEN T, BUGMANN H, CONEDERA M, BÜRGI M (2009)** Linking forest fire regimes and climate – a historical analysis in a dry inner Alpine valley. *Ecosystems* 12: 73–86.

Evolution des oiseaux nicheurs de la forêt incendiée de Loèche

Les incendies et tempêtes sont des processus dynamiques, qui peuvent fortement influencer les milieux et profondément marquer leurs communautés biologiques. Les espèces des habitats ouverts et semi-ouverts, dont de nombreux oiseaux, peuvent en particulier en tirer profit. Dans ce travail, nous avons étudié l'évolution des oiseaux nicheurs de la forêt incendiée de Loèche, de 2006 à 2016, soit dès la troisième année suivant le passage du feu en 2003. Si le nombre de territoires de maintes espèces a significativement augmenté ou diminué après cet événement, certaines ont suivi une évolution plus complexe, qui les a fait passer par une augmentation, un maximum après quelques années, puis un déclin; plusieurs d'entre elles sont menacées (p. ex. Torcol fourmilier, Rougequeue à front blanc) et de conservation prioritaire. Elles ont vraisemblablement été favorisées par les premiers stades de succession, lumineux et à importantes surfaces de sol nu, et se retirent sous la densification de la reprise végétale. Notre étude montre qu'un incendie de grande ampleur peut favoriser, sous des latitudes tempérées également, les oiseaux des habitats ouverts et semi-ouverts, dont beaucoup appartiennent à la Liste rouge. Elle pose la question du recours aux interventions sylvicoles, au pâturage et aux brûlages dirigés pour simuler la dynamique des feux de forêts naturels et leurs effets positifs sur les espèces menacées, en la confiant à de futures recherches en biologie forestière et de la conservation.

Temporal changes of the breeding bird community in the burnt forest of Leuk

Wildfires and windstorms are dynamic processes that can heavily impact habitats and alter their species compositions. Especially species of open and semi-open habitats can benefit from such disturbances, among them several bird species. In this study, we investigated the species-specific changes of the breeding bird community in the burnt forest of Leuk between 2006 and 2016, starting three years after the wildfire of 2003. Several species increased or decreased significantly in abundance after the fire event. A few species showed a complex reaction, where territory numbers increased after the fire, reaching a maximum after a few years and subsequently decreased. Interestingly, many of these bird species (e.g., Eurasian Wryneck, Common Redstart) are threatened and are priority species for conservation action. They may have benefitted from the first, open successional stages with a high proportion of bare ground, but are expected to decrease in abundance with the ongoing densification of the vegetation layers. Our study demonstrates that a large-scale forest fire can promote threatened bird species of open and semi-open habitats also in temperate regions. To what extent forestry measures, grazing or controlled fires can imitate the positive effects of wildfires is an open question and should be part of future research in the combined fields of forestry and conservation biology.