

**Zeitschrift:** Saussurea : journal de la Société botanique de Genève  
**Herausgeber:** Société botanique de Genève  
**Band:** 54 (2025)

**Artikel:** Évaluation de l'impact à moyen terme de la pâture ciblée de vaches Highland pour la restauration de pâturages envahis par l'aulne vert à l'alpage de Bovonne (Vaud)  
**Autor:** Belaiba, Sarah / Mochi, Lucia / Probo, Massimiliano  
**DOI:** <https://doi.org/10.5169/seals-1099019>

### **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

### **Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

### **Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 17.04.2026

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

# Evaluation de l'impact à moyen terme de la pâture ciblée de vaches *Highland* pour la restauration de pâturages envahis par l'aulne vert à l'alpage de Bovonne (Vaud)

par Sarah Belaiba <sup>1</sup>, Lucia Mochi <sup>2</sup> & Massimiliano Probo <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Grand rue 56, 1297 Founex.

Email : sarah.belaiba@hotmail.com

<sup>2</sup> Grazing Systems, Agroscope, Route de la Tioleyre 4, 1725, Posieux (CH).

Email : lucia.mochi@agroscope.admin.ch

<sup>3</sup> Grazing Systems, Agroscope, Route de la Tioleyre 4, 1725, Posieux (CH).

Email : massimiliano.probo@agroscope.admin.ch

## Résumé

Belaiba, S., Mochi, L. et Probo, M. (2025). Evaluation de l'impact à moyen terme de la pâture ciblée de vaches *Highland* pour la restauration de pâturages envahis par l'aulne vert à l'alpage de Bovonne (Vaud). *Saussurea*, 54, p. 87–96.

L'aulne vert (*Alnus viridis* (Chaix) DC) est un arbuste en pleine expansion en Europe centrale lié à des phénomènes de déprise agricole dans les régions de montagne. Sa prolifération soulève des enjeux environnementaux, agronomiques et paysagers importants. La pâture ciblée avec des races rustiques, telles que la race *Highland*, présente un potentiel intéressant dans la lutte contre l'embroussaillage (Nota *et al.*, 2024; Pauler *et al.*, 2019; Svensk *et al.*, 2021, 2023). Cependant, les effets à moyen terme de ce type de gestion pour la restauration des pâturages n'ont pas encore été mesurés. Cette étude vise à étudier l'influence de cinq ans de pâture d'un troupeau de vaches *Highland* sur la flore et les communautés végétales de pâturages embroussaillés par l'aulne vert.

## Abstract

Belaiba, S., Mochi, L. et Probo, M. (2025). Evaluation of the medium-term impact of targeted Highland cow grazing for the restoration of pastures invaded by green alder at the Bovonne mountain pasture (Vaud). *Saussurea*, 54, p. 87–96.

Due to the decline of traditional grazing practices, green alder (*Alnus viridis* Chaix DC) is rapidly encroaching central European mountain pastures. Its large-scale encroachment presents significant agronomic, ecological, and landscape problems. Targeted grazing using hardy livestock, such as Highland cattle, has been documented as a potentially effective method for the restoration of encroached alpine pastures (Nota *et al.*, 2024; Pauler *et al.*, 2019; Svensk *et al.*, 2021, 2023). However, the medium-term effects of this management remain poorly documented. This study aims to assess the impact of five years of targeted grazing by Highland cattle on the vegetation dynamics in green alder-encroached pastures.

## Mots-clés

biodiversité  
pâture ciblée  
embroussaillage  
gestions des alpages  
Alpes

## Keywords

biodiversity  
targeted grazing  
overgrowth  
mountain pasture management  
Alps

## Introduction

### Déprise agricole et expansion de l'aulne vert

Depuis l'après-guerre, d'importants changements socio-économiques ont entraîné une régression des activités agro-pastorales dans les régions de montagne en Europe (MACDONALD *et al.*, 2000). Ces changements de pratique ont résulté en un reboisement naturel progressif à large échelle de surfaces autrefois exploitées. Les Alpes suisses n'échappent pas à cette tendance: selon des statistiques menées entre 2004-2009, 9,3% des pâturages de montagnes présentent un état d'embroussaillage (OFS, 2015). Parallèlement au recul des herbages, la surface forestière a augmenté de 11,6% entre 1983 et 2022, principalement au-dessus de 1400m sur des terrains abandonnés par l'agriculture (MEILI, 2025). Dans ce contexte, l'aulne vert s'est fortement développé, couvrant aujourd'hui 68% des forêts buissonnantes présentes en Suisse (BRÄNDLI *et al.*, 2020).

L'aulne vert est un arbuste pionnier qui fixe l'azote atmosphérique grâce à une symbiose avec l'actinomycète *Frankia alnii* (HUSS-DANELL, 1997). Il forme des peuplements denses, caractérisés par une forte densité foliaire et une multitude de tiges, réduisant fortement la lumière disponible au sol et limitant ainsi le développement des espèces héliophiles. Son vaste système racinaire est constitué de rhizomes robustes qui contribuent à sa capacité de colonisation. Il se reproduit efficacement à la fois de manière végétative et sexuée. Sa présence modifie profondément les conditions pédo-chimiques et microclimatiques des milieux qu'il colonise, induisant des changements significatifs dans la composition floristique. Son expansion est ainsi associée à une transition des communautés végétales: les espèces tolérantes au stress tendent à être remplacées par des espèces compétitives, dans des communautés généralement appauvries en diversité spécifique (ZEHNDER *et al.*, 2020). Les espèces typiques de sous-bois des aulnaies vertes sont celles de la mégaphorbiaie hygrophile telles que la cicorbite des Alpes (*Cicerbita alpina* (L.) Wallr.), l'adénostyle à feuilles d'alliaire (*Adenostyles alliariae* (Gouan) A. Kern.), la renoncule étalée (*Ranunculus aconitifolius* L.), la fougère alpestre (*Athyrium distentifolium* Opiz), etc.

### Conséquences de l'expansion de l'aulne vert

L'expansion à large échelle de l'aulne vert soulève des enjeux environnementaux, paysagers et agronomiques majeurs. Sur le plan environnemental, la prolifération d'un fixateur d'azote tel qu'*Alnus viridis* induit une eutrophisation progressive des milieux de montagne, généralement pauvres en nutriments et particulièrement sensibles aux déséquilibres biogéochimiques. Dans de nombreuses situations, la saturation des sols en azote est dépassée, entraînant des phénomènes de lixiviation des nitrates et une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O, un puissant gaz à effet de serre (HILTBRUNNER *et al.*, 2014).

Cette surcharge en azote modifie en profondeur la composition des communautés végétales et animales associées, entraînant une réduction de la diversité spécifique et fonctionnelle (ANTHELME *et al.*, 2001). L'eutrophisation constitue ainsi une menace directe pour la biodiversité et est reconnue comme telle dans de nombreux écosystèmes terrestres (SUTTON *et al.*, 2011). Par ailleurs, la forte compétitivité de l'aulne vert perturbe les processus de succession végétale naturelle des prairies, pâturages et pelouses vert forêt de conifères et impacte donc durablement le fonctionnement de ces écosystèmes (BÜHLMANN *et al.*, 2016). Ce mécanisme participe à diminuer la capacité de stockage en carbone des milieux de montagne en empêchant les successions vers la forêt (HILTBRUNNER *et al.*, 2014).

À l'échelle paysagère, la combinaison des pratiques pastorales traditionnelles, de la biogéographie alpine et de l'hétérogénéité topographique a favorisé l'émergence d'une mosaïque d'habitats diversifiés et d'une grande richesse paysagère (MACDONALD *et al.*, 2000). L'envahissement des espaces ouverts par l'aulne vert contribue à l'homogénéisation des paysages et à la disparition progressive des paysages culturels traditionnels (MEEUS *et al.*, 1990).

D'un point de vue agronomique, l'élevage est le pilier principal de l'économie agricole suisse constituant 53 % de la production (OFS, 2023). L'élevage repose historiquement sur la transhumance estivale vers les alpages, celle-ci ayant façonné les pâturages subalpins. L'expansion de l'aulne vert entraîne une perte de surfaces productives pour l'élevage et accentue la pression sur les pâturages encore ouverts, exposant ces derniers à un risque de surexploitation.

### Pertinence et contexte légal

La lutte contre l'expansion de l'aulne vert s'inscrit pleinement dans les objectifs agricoles, forestiers et de protection de la nature en Suisse. Elle répond à plusieurs bases légales fédérales, dont la Loi sur l'agriculture (LAGR), qui reconnaît l'entretien du paysage rural comme l'une des fonctions clés de l'agriculture (art.1, LAGR), et prévoit des contributions pour le maintien de paysages ouverts, en particulier *via* l'estivage en montagne (art. 71, LAGR). L'embroussaillage par *Alnus viridis* est reconnu comme un facteur de dégradation de la qualité du paysage cultivé dans la Politique agricole 14-17, ce qui a motivé l'introduction de contributions spécifiques à la qualité du paysage (OFAG, 2011). Par ailleurs, l'agriculture a une mission de conservation de la biodiversité (art. 73, LAGR), contre laquelle l'envahissement des pâturages extensifs par les aulnaies présente une menace. Sur le plan forestier, la Loi sur les forêts (LFO) garantit les fonctions de protection contre les dangers naturels, celles de production et les fonctions sociales (art. 1, LFO). Toutefois, les aulnaies ne fournissent pas une protection optimale contre les risques naturels en montagne, tels que les glissements de terrain (CAVIEZEL *et al.*, 2014). La LFO prévoit également des

dérogations au défrichement pour les terres agricoles récemment refermées, ce qui facilite les projets de réouverture de pâturages embroussaillés (art. 7, LFO). Enfin, la biodiversité et le paysage sont protégés en Suisse, notamment par la Loi fédérale du 1er juillet 1966 sur la protection de la nature et du paysage (LPN). Le maintien d'un paysage alpin ouvert est ainsi pleinement cohérent avec la protection de l'aspect caractéristique du paysage ainsi que pour la conservation des habitats et des espèces y étant inféodés. Plusieurs des formations protégées au sens de l'Ordonnance du 16 janvier 1991 sur la protection de la nature et du paysage (OPN) sont liées à une gestion extensive des herbages de montagne (annexe 1, OPN).

### Les Highland pour lutter contre l'embroussaillage

La lutte mécanique contre l'aulne vert se révèle souvent coûteuse et difficile à mettre en œuvre, notamment à cause de la localisation des zones envahies, fréquemment situées sur des terrains pentus et peu accessibles, où la planification d'interventions forestières est particulièrement onéreuse et contraignante (ROCH, 2014). De plus des interventions d'entretien tous les 3-5 ans doivent être planifiées pour traiter les repousses. Dans ce contexte, la pâture ciblée avec des animaux rustiques apparaît comme une alternative pertinente pour contrôler l'expansion de l'espèce. Originaire d'Écosse, la vache *Highland* est une race rustique largement utilisée en écopastoralisme depuis les années 1980 pour l'entretien de milieux naturels sensibles et la restauration écologique (LECOMTE, 2019). En effet, plusieurs études ont déjà pu mettre en avant le potentiel des vaches *Highland* pour la restauration des pâturages embroussaillés par l'aulne vert, notamment, par des études comportementales (SVENSK *et al.*, 2021), alimentaires (NOTA *et al.*, 2024) ou encore sur son influence positive dans les cycles biogéochimiques (SVENSK *et al.*, 2023). Cependant, à notre connaissance, aucune étude n'a encore évalué les résultats d'une restauration après plusieurs années de mise en place. Cette recherche vise donc à évaluer l'impact de cinq ans de pâture par un troupeau de

*Highland* sur la flore et les communautés végétales de pâturages embroussaillés par l'aulne vert.

Ce travail s'inscrit dans le cadre du projet de recherche «*Medium-term restoration of green alder-encroached pastures by targeted grazing*» (projet SNF 217395) mené par le groupe Système Pastoraux de l'Agroscope et a fait l'objet d'une thèse de Bachelor HES-SO en Gestion de la nature.

### Matériel et Méthodes

L'étude a été conduite à l'alpage de Bovonne, un site d'estive pour un troupeau laitier de 70-80 vaches, situé sur la commune de Bex, dans les Préalpes vaudoises. Trois parcs adjacents de 7-8 ha soumis à des taux d'embroussaillage de 50-70% et présentant des caractéristiques topographiques et d'altitudes similaires ont été sélectionnés (tab. 1). Comme de nombreux alpages, l'alpage de Bovonne a subi des changements de pratiques d'exploitation qui ont mené à la fermeture de surfaces herbagères marginales et à l'augmentation de la couverture par l'aulne vert (fig. 1).

Entre 2019 et 2023 à Bovonne, deux parcs d'expérimentations ont été pâturés par un troupeau de vaches *Highland*, puis un troisième parc a été pâturé entre 2020 et 2023. Les parcs ont été soumis à un système de pâture tournante avec une pression moyenne de 0.73 pâquiers normaux ha-1. Chaque année la pâture a été gérée selon le même calendrier: la saison d'estive commence à la fin juin dans le parc 1 (env. 25 jours), puis les vaches passent dans le parc 2 (env. 20 j.), ensuite dans le parc 3 (env. 25 j.) et finalement un court passage (env. 10 j.) à nouveau dans les parcs 1 et 2 pour consommer les repousses. Chaque année 8-10 vaches ont fait l'objet d'un suivi GPS avec un enregistrement de la position toutes les 10 min. Les données GPS ont permis de cartographier finement la pression de pâture et de mettre en avant des zones avec une charge animale «forte» (>3.43 PN ha-1), «moyenne» (1.02 - 3.43 PN ha-1) et «faible» (<1.02 PN ha-1). De plus des zones de contrôle ont été sélectionnées à l'extérieur des parcs, dans des aulnaies adjacentes, d'âge et de structure comparables, soumises uniquement à la pâture extensive du troupeau laitier.

	Bovonne 1	Bovonne 2	Bovonne 3
Coordonnées du centroïde [WGS84]	N46° 16' 9.8" E7° 6' 44.2"	N46° 16' 12.1" E7° 6' 58.8"	N46° 16' 15.9" E7° 7' 2.8"
Altitude moyenne [m.s.l]	1745 ± 46	1789 ± 32	1877 ± 21
Pente moyenne [°]	23	21	23
Surface pâturable [ha]	8.26	7.67	7.04
Recouvrement de l'aulne vert [%] (Etat initial: 2019)	61	71	51
Température annuelle moyenne [°C]	4.51	4.51	4.51
pH [H2O]	6.27	6.27	6.27
Pression de pâture moyenne [UGB ha-1 100j-1]	0.78	0.69	0.73

Tab. 1 : Caractéristiques des trois parcs d'expérimentation embroussaillés par l'aulne vert à Bovonne, Bex (VD).

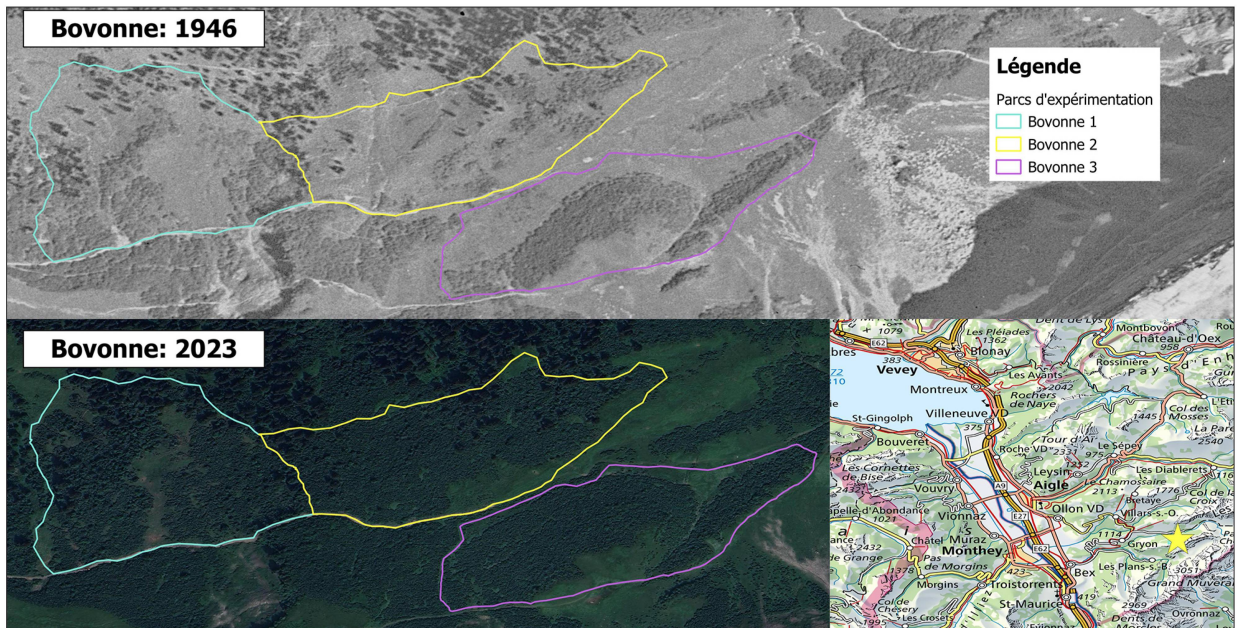


Fig. 1: Évolution de la couverture de l'aulne vert sur les surfaces d'étude à l'alpage de Bovonne, Bex (VD), entre 1946 et 2023 et point de situation de l'alpage (marqueur étoile) (Source: Swisstopo).

Pour évaluer les impacts sur la flore et les communautés végétales, des relevés floristiques ont été réalisés sur des transects permanents avant le début du projet en 2019 et ont été répétés en 2024, après cinq années de pâture successives. Les transects ont été répartis dans des contextes « fermés » d'aulnaies denses et dans des contextes « ouverts » de pâturages ou de stades jeunes d'embroussaillage. Au total, 36 transects de 12.5m ont été relevés selon la méthode de points quadrats de DAGET & POISSONET (1971). Tous les 50 cm, les espèces entrant en contact avec une tige métallique ont été recensées, soit 25 points de contact par transect. Pour chaque espèce, l'abondance relative a été déterminée en rapportant sa fréquence d'occurrence à la fréquence totale de toutes les espèces observées sur le transect, puis en exprimant ce rapport en pourcentage. De plus, pour couvrir les espèces moins fréquentes, toutes les espèces dans une zone tampon de 1m autour du transect ont été recensées. Une abondance relative de 0.3% a été attribué par défaut à ces espèces présentes dans la zone tampon, mais absentes du transect, selon une méthode utilisée par PITTARELLO *et al.* (2016).

L'évaluation de la diversité floristique s'est appuyée sur la richesse spécifique ainsi que sur l'indice de Shannon ( $H'$ ).

La valeur agronomique des surfaces a pu être évaluée en calculant la valeur pastorale (VP). La VP est un indice synthétique qui résume la qualité et la productivité fourragère d'une surface herbagère en fonction de sa composition floristique. Chaque espèce se voit attribuer un index de qualité spécifique en fonction notamment de son appétence, de sa qualité nutritionnelle et de sa productivité (CAVALLERO *et al.*, 2007). La VP est une valeur allant de 0-100 qui se calcule selon la relation suivante (DAGET & POISSONET, 1971):

$$VP = \sum_{i=1}^n (CSI \times ISI) \times 0.2$$

Où  $CSI$  est la contribution spécifique de l'espèce  $i$ ,  $ISI$  est l'index de qualité spécifique de l'espèce  $i$  et  $n$  correspond au nombre total d'espèces recensées.

Les valeurs indicatrices de LANDOLT *et al.* (2010) sont des indices allant de 1 à 5 qui résument l'optimum écologique et les conditions environnementales préférentielles dans lesquelles chaque espèce de la flore suisse se situe. Ces indices permettent de fournir une indication de la teneur en nutriments (N), de l'humidité (F) et de la luminosité (L) sur les surfaces relevées en fonction des espèces présentes et de leur abondance relative. Une analyse a été réalisée pour voir si les conditions écologiques dans le parc ont évolué sous l'influence de la pâture. Finalement, les espèces ont été classées selon leur affiliation phytosociologique (GONSETH *et al.*, 2015) en trois grands groupes. L'évolution de la couverture des espèces qui appartiennent aux communautés (1) d'aulnaies vertes et de mégaphorbiaies hygrophiles, (2) de pâturages et milieux ouverts, (3) de landes et forêts subalpines, a été analysée.

Pour évaluer l'impact sur les aulnes verts, 254 individus ont été échantillonnés en 2024 selon la pression de pâture à laquelle ils ont été soumis: « Forte », « Moyenne » ou en zone de contrôle. Les individus localisés dans des clairières ou en situation de lisière (« lisière ») ont été distingués des individus échantillonnés à l'intérieur des aulnaies (« intérieur »). Le pourcentage de lumière photosynthétiquement active (PAR) au sol sous la canopée des aulnes a été mesuré à l'aide de capteurs PAR. Une estimation visuelle a été réalisée afin d'évaluer le degré d'impact subi par les aulnes. Pour chaque individu, l'ensemble des branches a été noté selon une échelle de dégâts allant de 0-3, définie comme suit: 0 = pas d'impact, 1 = dégâts légers (moins de la moitié de la branche

impactée), 2 = dégâts importants sur plus de la moitié de la branche, 3 = branche complètement sèche, morte. Pour chaque arbuste, la proportion de branches mortes a été calculée en divisant le nombre de branches classées 3 par le nombre total de branches observées. Par ailleurs, la présence de rejets à la base a été notée pour chaque branche, permettant ainsi d'évaluer la propension des aulnes à émettre des rejets. Par branche, il est entendu ici le premier niveau de ramification à partir de la base de la cépée ou du tronc.

Les différents paramètres ont été analysés selon des modèles linéaires mixtes qui intègrent les effets fixes du parc, de l'année, et de la situation du relevé («ouvert» / «fermé», resp. «lisière» / «intérieur»), ainsi que leurs interactions. Un effet aléatoire a été ajouté pour tenir compte de la structure hiérarchique des données, en considérant que les relevés sont imbriqués dans des parcs et que les mêmes transects ont été relevés chaque année.

## Résultats

### Mesures sur la flore et les communautés végétales

Les résultats sur les différents indices mesurés d'après les relevés floristiques diffèrent en fonction des parcs. La richesse spécifique et l'indice de Shannon ont significativement augmenté dans le parc 1. Les secteurs embroussaillés du parc 2 ont également eu une augmentation de la richesse spécifique ainsi qu'une tendance à l'augmentation pour l'indice de Shannon. Il n'y a pas eu d'augmentation dans les zones ouvertes du parc 2, qui présentaient déjà la plus grande richesse en termes d'espèces. Le troisième parc, qui a été pâturé plus tardivement, ne présente pas d'augmentation des indices de biodiversité (tab. 2). La valeur pastorale a significativement augmenté dans les communautés ouvertes du parc 1 et il y a une tendance à la hausse également sur les surfaces ouvertes du parc 2. L'indicateur de Landolt de luminosité a augmenté dans les communautés d'aulnaies des parcs 1 et 2 ainsi que dans les secteurs de pâturage du parc 1. Les indicateurs écologiques de Landolt d'humidité et de nutriments n'ont pas évolué suite à ces cinq années de pâture. La couverture des espèces des communautés d'aulnaies vertes et de mégaphorbiaies a reculé dans les zones embroussaillées du parc 2 et il y a une tendance à la diminution dans le parc 3. Ces espèces ont également significativement diminué dans les zones ouvertes du parc 1. Il est à observer que même si les différences ne sont pas significatives, toutes les moyennes observées en 2024 sont plus basses qu'en 2019–2020. La flore des pâturages et des milieux ouverts a augmenté de manière significative dans les zones ouvertes du parc 2. Les espèces de sous-bois et de landes ont augmenté de manière significative dans les zones d'aulnaies vertes fermées du parc 1.

### Mesures sur les aulnes verts

Les mesures sur les aulnes verts montrent que les arbustes soumis à la pression de pâture des *Highland* présentent des niveaux de dégâts significativement plus élevés que ceux des zones témoins. La proportion de branches mortes par arbuste est sensiblement plus importante sous l'influence de la pâture des vaches *Highland*, sauf dans les aulnaies denses du parc 3 (fig. 2). Les mesures de lumière photosynthétiquement active disponible au sol indiquent une augmentation significative dans la majeure partie des parcelles pâturées. Cette hausse est particulièrement marquée dans les zones de lisière et de clairières pour tous les parcs. Dans les zones intérieures d'aulnaies, une augmentation significative de la lumière au sol est observée pour le parc 3 et pour les zones d'utilisation moyenne du parc 1 et d'utilisation forte du parc 2 par rapport aux témoins (fig. 3). Concernant les rejets, une augmentation significative de la proportion de branches présentant des rejets a été observée dans l'ensemble des zones de lisière soumises à une utilisation moyenne. Dans le parc 3, les zones fortement pâturées présentent une proportion de

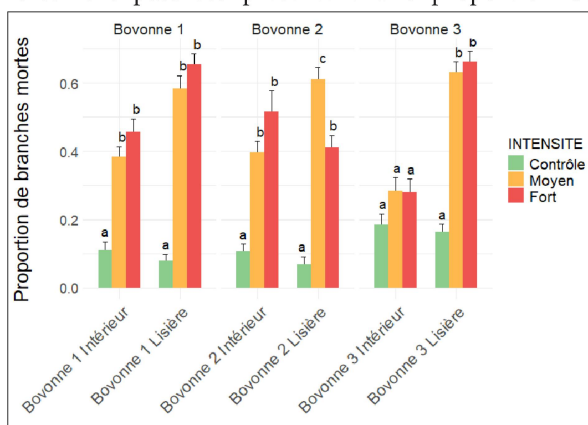


Fig. 2: Comparaisons entre les classes d'utilisation moyenne ou forte et le contrôle de la proportion de branches mortes par aulne pour les parcs 1, 2 et 3 et selon la localisation des aulnes en lisière ou dans l'aulnaie.

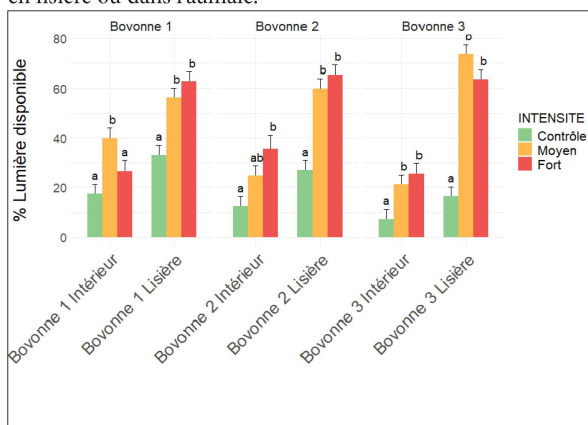


Fig. 3: Comparaisons entre les classes d'utilisation moyenne ou forte et le contrôle du pourcentage de lumière disponible pour la photosynthèse sous la canopée des aulnes pour les parcs 1, 2 et 3 et selon la localisation des aulnes en lisière ou dans l'aulnaie.

Variables	2019-2020			2024			Valeur-p	2019-2020			2024			Valeur-p
	Moy.	SE		Moy.	SE			Moy.	SE		Moy.	SE		
	<b>Bovonne 1 - Fermé</b>						<b>Bovonne 1 - Ouvert</b>							
	<b>Indicateurs de biodiversité</b>													
Richesse spécifique	16.80	±3.86		27.50	±3.86		***	23.90	±2,99		36.10	±2,99		***
Shannon	2.65	±0.25		3.70	±0.25		***	3.52	±0,195		3.99	±0,195		**
Espèces patrimoniales	0.08	±0.27		0.15	±0.27		ns	0.36	±0.21		0.63	±0.21		ns
	<b>Indicateurs de la valeur fourragère</b>													
Valeur pastorale	2.88	±2.58		4.87	±2.58		ns	9.32	±2,00		16.54	±2,00		***
	<b>Indicateurs écologiques</b>													
N	3.68	±0.171		3.70	±0.171		ns	3.75	±0,131		3.80	±0,131		ns
L	2.49	±0,1275		2.74	±0,1275		**	2.97	±0,0982		3.22	±0,0982		***
F	3.65	±0,1104		3.72	±0,1104		ns	3.70	±0,0851		3.69	±0,0851		ns
	<b>Groupes phytosociologiques</b>													
Aulnaie et mégaphorbiaie	26.00	±5.71		22.20	±5.71		ns	34.00	±4.44		15.60	±4.44		***
Sous-bois et landes	6.75	±3.06		12.25	±3.06		*	6.14	±2.37		3.71	±2.37		ns
Pâturages et milieux ouverts	0.25	±8.29		7.50	±8.29		ns	32.43	±6.45		40	±6.45		ns
	<b>Bovonne 2 - Fermé</b>						<b>Bovonne 2 - Ouvert</b>							
	<b>Indicateurs de biodiversité</b>													
Richesse spécifique	17.50	±2.82		24.20	±2.82		**	43.30	±4,43		46.00	±4,43		ns
Shannon	3.10	±0.18		3.37	±0.18		•	4.49	±0,287		4.52	±0,287		ns
Espèces patrimoniales	0.39	±0.20		0.71	±0.20		ns	0.83	±0.31		1.07	±0.31		ns
	<b>Indicateurs de la valeur fourragère</b>													
Valeur pastorale	2.14	±1.88		1.91	±1.88		ns	17.23	±2,95		21.27	±2,95		•
	<b>Indicateurs écologiques</b>													
N	4.10	±0,124		4.10	±0,124		ns	3.22	±0,197		3.35	±0,197		ns
L	2.91	±0,0924		3.07	±0,0924		**	3.31	±0,1462		3.36	±0,1462		ns
F	3.99	±0,0801		4.06	±0,0801		ns	3.32	±0,1267		3.35	±0,1267		ns
	<b>Groupes phytosociologiques</b>													
Aulnaie et mégaphorbiaie	43.60	±4.19		32.20	±4.19		**	12.30	±6.53		13.30	±6.53		ns
Sous-bois et landes	4.00	±2.23		5.25	±2.23		ns	7.33	±3.51		5.67	±3.51		ns
Pâturages et milieux ouverts	3.88	±6.1		4.00	±6.1		ns	58.33	±9.48		76.67	±9.48		*
	<b>Bovonne 3 - Fermé</b>						<b>Bovonne 3 - Ouvert</b>							
	<b>Indicateurs de biodiversité</b>													
Richesse spécifique	23.30	±2,68		24.80	±2,68		ns	36.80	±3,49		39.60	±3,49		ns
Shannon	3.49	±0,175		3.37	±0,175		ns	4.09	±0,226		4.41	±0,226		ns
Espèces patrimoniales	0.27	±0.189		0.36	±0.189		ns	0.56	±0.244		1.14	±0.244		•
	<b>Indicateurs de la valeur fourragère</b>													
Valeur pastorale	6.84	±1.79		4.79	±1.79		ns	18.94	±2,33		18.27	±2,33		ns
	<b>Indicateurs écologiques</b>													
N	3.96	±0,117		3.97	±0,117		ns	2.82	±0,154		2.90	±0,154		ns
L	3.04	±0,0876		2.97	±0,0876		ns	3.49	±0,1147		3.57	±0,1147		ns
F	3.85	±0,0760		3.87	±0,0760		ns	3.22	±0,0994		3.23	±0,0994		ns
	<b>Groupes phytosociologiques</b>													
Aulnaie et mégaphorbiaie	44.40	±3.99		39.20	±3.99		•	6.00	±5.15		7.40	±5.15		ns
Sous-bois et landes	5.11	±2.12		2.89	±2.12		ns	3.40	±2.76		4.60	±2.76		ns
Pâturages et milieux ouverts	20.11	±5.80		8.89	±5.80		•	91.40	±7.49		93.60	±7.49		ns

Tab. 2: Valeurs moyennes des différents indicateurs mesurés pour la végétation pour les années 2019-2020 et 2024. La significativité statistique entre les années 2019-2020 et 2024 a été évaluée par une ANOVA de type II, elle est représentée ainsi : \* :  $P < 0.001$  ; • :  $P > 0.01$  ; \* :  $P > 0.05$  ; • :  $P < 0.1$  ; ns : non significatif. Les indicateurs de Landolt sont présentés comme suit : N (indicateur de nutriments), L (indicateur de luminosité) et F (indicateur d'humidité).

arejets significativement plus élevée que les zones témoins. Ce même constat s'applique également aux lisières du parc 1 ainsi qu'aux zones intérieures du parc 2. En revanche, aucune différence significative n'a été relevée entre les zones pâturées et les témoins dans les zones intérieures du parc 1 (fig. 4).

## Discussion

### Effets généraux [MP15.1]

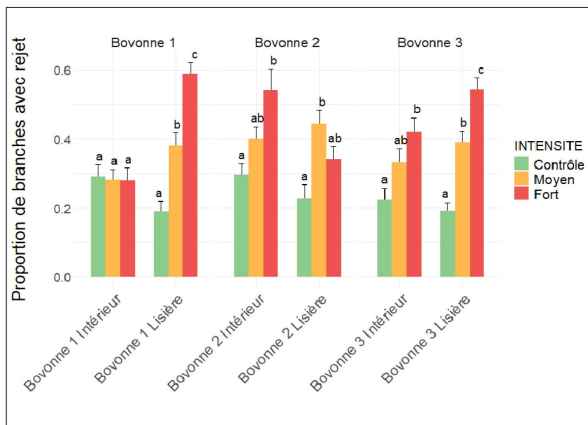


Fig. 4: Comparaisons entre les classes d'utilisation moyenne ou forte et le contrôle de la proportion de branches avec rejets pour les parcs 1, 2 et 3 et selon la localisation des aulnes en lisière ou dans l'aulnaie.

Après cinq années de pâture ciblée par des vaches *Highland*, des effets notables ont été observés sur la végétation, suggérant une dynamique positive de réouverture des habitats et d'amélioration de la qualité écologique et agronomique. L'effet de la saisonnalité est notable: les parcs pâturés en début ou à mi-saison présentent les réponses les plus marquées. Ces observations sont cohérentes avec les travaux d'AIGNER (2016) et de KOCH *et al.* (2013), qui soulignent l'intérêt d'interventions précoces pour maximiser l'impact sur la structure et la composition des aulnaies vertes. La pâture semble également avoir contribué à une augmentation de la biodiversité végétale, notamment par dispersion zoochore d'espèces depuis les pâturages adjacents, un processus bien documenté *via* le transport de graines dans les poils ou les fèces des animaux (COSYNS *et al.*, 2005).

### Évolution des stades jeunes d'embroussaillage

La pâture précoce a participé à améliorer la qualité fourragère des pâturages. Une analyse sur les graminées dominantes indique que les milieux ouverts ont été fertilisés par la pâture et que cette fertilisation a eu un effet bénéfique sur la qualité des pâturages. Cette évolution s'est traduite par l'expansion de graminées à haut potentiel fourragère telles que la phléole rhétique (*Phleum rhaetium* (Humphries) Rauschert) et la fétuque des prés (*Festuca pratensis* Huds.). À l'inverse, certaines espèces indicatrices de sols plus maigres et sensibles à l'eutrophisation comme la fétuque noirâtre

(*Festuca nigrescens* Lam.) ou le nard raide (*Nardus stricta* L.), ont régressé.

Dans ces zones initialement en voie de fermeture, la mise en pâture a favorisé la biodiversité floristique tout en inversant la dynamique d'embroussaillage, au profit d'espèces fourragères de meilleure qualité. Une régression des espèces de mégaphorbiaies a été constatée dans le premier parc, ainsi qu'une augmentation des espèces de milieux ouverts dans le second. À ce stade, la fertilisation animale a eu un effet globalement positif sur la composition floristique et la productivité, mais une vigilance s'impose pour prévenir les effets négatifs d'une utilisation prolongée et déséquilibrée.

La pâture des vaches *Highland* a entraîné des impacts significatifs sur l'aulne vert, incluant frottement, défoliation par broutage, piétinement et casse de branches.

Après cinq ans, les arbustes ont été fortement impactés et une augmentation significative de la proportion de branches mortes a été observée, bien que l'élimination complète des arbustes n'ait pas été atteinte. Ces mécanismes ont aussi contribué à une réduction de la densité de la canopée, favorisant une augmentation de la lumière au sol, et par conséquent un shift écologique vers des communautés d'espèces plus héliophiles (comme mesuré par l'indicateur de Landolt). Par ailleurs, la pâture a stimulé la production de rejets basaux, révélant une résilience de l'aulne vert face à la pression pastorale. Ce mécanisme de régénération, déjà documenté après coupe, est ici mis en évidence comme une réponse à la pâture.

Ces résultats confirment que la pâture ciblée constitue une stratégie efficace pour contenir l'expansion de l'aulne vert dans les stades jeunes d'embroussaillage, mais qu'une intervention prolongée doit être planifiée pour garantir une restauration durable des milieux pâturés.

### Évolution des communautés denses d'aulnes verts

Dans les parcs pâturés de manière précoce ou à mi-saison, une augmentation de la richesse spécifique et de l'indice de diversité de Shannon a été observée au sein des communautés denses d'aulne vert. Toutefois, cette diversification reste principalement liée à une diversification des espèces de mégaphorbiaies, sans recolonisation notable par des espèces typiques de pâturages. Certaines espèces dominantes des sous-bois d'aulnaies vertes ont régressé sous l'effet de la pâture. La cicerbite des Alpes (*Cicerbita alpina* (L.) Wallr.), la chérophylle ciliée (*Chaerophyllum hirsutum* L.) et le géranium des bois (*Geranium sylvaticum* L.) sont des espèces qui ont été volontiers consommées par les *Highland* (NOTA *et al.*, 2024) et qui ont régressé sous cette action de sélection. D'autres espèces strictement évitées par le bétail comme l'adénostyle à feuilles d'alliaire (*Adenostyles alliariae* (Gouan) A. Kern.) ou la fougère alpestre (*Athyrium distentifolium* Opiz) ont

aussi reculées, notamment sous l'action du piétinement et en particulier quand la pâture intervient en début de saison avant la formation des graines ou des spores.

Les vaches *Highland* ont exercé une pression mécanique significative sur les aulnes verts, contribuant à la casse des branches et à une augmentation de la lumière disponible sous la canopée. Il convient toutefois de préciser que la catégorie « intérieur » utilisée dans l'analyse correspond aux rangées d'arbustes situées en lisière interne, à proximité immédiate des zones ouvertes, et soumises à une pression de pâture qualifiée de « moyenne » à « forte ». Les noyaux d'aulnaies denses, peu fréquentés par le bétail (catégorie « faible »), n'ont pas été inclus dans l'échantillonnage.

En complément des effets mesurés, des observations qualitatives mettent en évidence la création de sentiers par le passage répété des animaux à travers les aulnaies. En reliant diverses clairières du parc, ces corridors favorisent la mobilité au sein des herbages et participent à leur maintien, ce qui représente un atout pour les activités de l'alpage. Par ailleurs, ces sentiers ont également conduit à la formation de zones de repos ombragées sous les aulnes, caractérisées par des surfaces de sol nu.

## CONCLUSION

La pâture ciblée par des vaches *Highland* montre des résultats encourageants pour freiner l'expansion de *Alnus viridis* et restaurer la qualité écologique et agronomique des pâturages en voie de fermeture. À moyen terme, elle montre des résultats positifs sur la diversité floristique. Dans les stades jeunes d'embroussaillage, la pâture a contribué à améliorer la valeur agronomique des herbages en favorisant les espèces à bonne valeur fourragère, notamment grâce au transport de graines et à la fertilisation par les animaux. Dans les aulnaies anciennes, la pâture a permis de réduire la couverture des espèces dominantes de mégaphorbiaie, connues pour former des groupements particulièrement denses. Associée aux dégâts mécaniques importants sur les branches et à la remise en lumière au sol, cette tendance a favorisé l'apparition d'espèces plus héliophiles. Ces résultats sont particulièrement marqués lorsque les interventions sont précoces, dès la mi-juin.

Toutefois, la forte capacité de régénération de l'aulne vert par rejets souligne la nécessité d'une gestion continue sur le long terme pour éviter une restauration indésirable de ces groupements. Dans cette perspective, il est important de prioriser les surfaces à traiter sur lesquelles une action continue pourra être assurée. Les stades encore jeunes d'embroussaillage en contact avec des habitats ouverts, apparaissent comme les plus stratégiques. En effet, dans ces aulnaies encore jeunes, les conditions pédo-chimiques n'ont pas encore été fortement altérées par l'aulne, et la proximité des milieux ouverts facilite une recolonisation rapide par les espèces prairiales, augmentant ainsi les chances de

réussite. À l'échelle paysagère, il serait pertinent de viser la création de mosaïques d'habitats à structures hétérogènes, combinant des patches de végétation herbacée avec des groupements arbustifs et arborés. Une telle configuration présente un double intérêt : elle soutient la biodiversité tout en répondant aux exigences de la gestion pastorale.

Si la pâture a pu montrer des résultats prometteurs sur les surfaces en cours d'embroussaillage, la reconquête pastorale des aulnaies plus anciennes reste incertaine. La question centrale est de savoir si de telles évolutions restent écologiquement possible malgré les modifications environnementales déjà induites par l'aulne. Des approches combinées, associant de la pâture à des interventions mécaniques, pourraient lever certaines contraintes comme l'ombrage, garantir une utilisation plus homogène des surfaces traitées et ainsi offrir de nouvelles perspectives pour avancer sur cette question.

## BIBLIOGRAPHIE

- AIGNER, S. (2016). *Beweidung und Management von Almen/Alpen.: Vol. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)* (Burkart-Aicher). [www.anl.bayern.de/fachinformationen/beweidung/handbuchinhalt.htm](http://www.anl.bayern.de/fachinformationen/beweidung/handbuchinhalt.htm)
- ANTHELME, F., GROSSI, J.-L., BRUN, J.-J. & DIDIER, L. (2001). Consequences of green alder expansion on vegetation changes and arthropod communities removal in the northern French Alps. *Forest Ecology and Management*, 145(1), 57-65. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00574-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00574-0)
- BRÄNDLI, U.-B., ABEGG, M. & ALLGAIER LEUCH, B. (2020). *Inventaire forestier national suisse. Résultats du quatrième inventaire 2009-2017* (Version 1.0) [PDF,PDF,API]. [object Object]. <https://doi.org/10.16904/ENVIDAT.147>
- BÜHLMANN, T., KÖRNER, C. & HILTBRUNNER, E. (2016). Shrub Expansion of *Alnus viridis* Drives Former Montane Grassland into Nitrogen Saturation. *Ecosystems*, 19(6), 968-985. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9979-9>
- CAVALLERO, A., ACETO, P., GORLIER, A., LOMBARDI, G., LONATI, M., MARTINASSO, B. & TAGLIATORI, C. (2007). *I tipi pastorali delle Alpi piemontesi* (Alberto Perdisa Editore, 1-1). <https://iris.unito.it/handle/2318/100542>
- CAVIEZEL, C., HUNZIKER, M., SCHAFFNER, M. & KUHN, N. J. (2014). Soil-vegetation interaction on slopes with bush encroachment in the central Alps – adapting slope stability measurements to shifting process domains. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(4), 509-521. <https://doi.org/10.1002/esp.3513>

- COSYNS, E., CLAERBOUT, S., LAMOOT, I. & HOFFMANN, M. (2005). Endozoochorous seed dispersal by cattle and horse in a spatially heterogeneous landscape. *Plant Ecology*, 178(2), 149-162. <https://doi.org/10.1007/s11258-004-2846-3>
- DAGET, Ph. & POISSONET, J. (1971). Une méthode d'analyse photologique des prairies. Critères d'application. *Centre d'Etudes phytosociologiques et écologiques, 34-Montpellier. Centre national de la Recherche scientifique, Ann. agron.*(22), 5-41.
- GONSETH, Y., EGGENBERG, S., VUST, M. & DELARZE, R. (2015). *Guide des milieux naturels de Suisse : Écologie, menaces, espèces caractéristiques* (3e édition, entièrement révisée et augmentée). Rossolis.
- HILTBRUNNER, E., AERTS, R., BÜHLMANN, T., HUSS-DANELL, K., MAGNUSSON, B., MYROLD, D. D., REED, S. C., SIGURDSSON, B. D. & KÖRNER, C. (2014). Ecological consequences of the expansion of N<sub>2</sub>-fixing plants in cold biomes. *Oecologia*, 176(1), 11-24. <https://doi.org/10.1007/s00442-014-2991-x>
- HUSS-DANELL, K. (1997). Tansley Review No. 93. Actinorhizal symbioses and their N<sub>2</sub> fixation. *The New Phytologist*, 136(3), 375-405. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1997.00755.x>
- KOCH, B., HOFER, G., EDWARDS, P. J. & BLANCKENHORN, W. U. (2013). Biodiversité dans les alpages embroussaillés. Recommandations pour l'exploitation des alpages riches en espèces connaissant des problèmes d'embroussaillage. *Station de recherche Agroscope, Rapport ART 769*.
- LANDOLT, E., BÄUMLER, B., EHRHARDT, A., HEGG, O., KLÖTZLI, F., LÄMMLER, W., NOBIS, M., RUDMANN-MAURER, K., SCHWEINGRUBER, F. H., THEURILLAT, J.-P., URMI, E., VUST, M. & WOHLGEMUTH, T. (2010). Flora indicativa : ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen (2., völlig neu bearb. und erw. Aufl.). Bern: Haupt
- LECOMTE, T. (2019). Impacts croisés de la consommation primaire sur les trajectoires des végétations. Application à la gestion conservatoire des zones humides. *Documents phytosociologiques, 12*(Actes du colloque de Bailleul 2017 "Valeurs et usages des zones humides"), 38-49. <https://doi.org/10.2111/06-167.1>
- Loi fédérale sur la protection de la nature et du paysage du 1er juillet 1966 (LPN ; RS 451 ; état le 1er janvier 2022).
- Loi fédérale sur l'agriculture du 29 avril 1998 (LAGR ; RS 910.1 ; état le 1er janvier 2017).
- Loi fédérale sur les forêts du 4 octobre 1991 (LFO ; RS 921.0 ; état le 1er janvier 2022).
- MACDONALD, D., CRABTREE, J. R., WIESINGER, G., DAX, T., STAMOU, N., FLEURY, P., GUTIERREZ LAZPITA, J. & GIBON, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe : Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59(1), 47-69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- MEEUS, J. H. A., WIJERMANS, M. P. & VROOM, M. J. (1990). Agricultural landscapes in Europe and their transformation. *Landscape and Urban Planning*, 18(3), 289-352. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(90\)90016-U](https://doi.org/10.1016/0169-2046(90)90016-U)
- MEILI, M. (2025). Rapport forestier 2025. Evolution, état et utilisation de la forêt suisse. *Birmensdorf, Insitut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage WSL. Berne, Office fédéral de l'environnement, OFEV*, 161.
- NOTA, G., SVENSK, M., BARBERIS, D., FRUND, D., PAGANI, R., PITTARELLO, M., PROBO, M., RAVETTO ENRI, S., LONATI, M. & LOMBARDI, G. (2024). Foraging behavior of Highland cattle in silvopastoral systems in the Alps. *Agroforestry Systems*, 98(2), 491-505. <https://doi.org/10.1007/s10457-023-00926-z>
- Office Fédéral de la Statistique OFS. (2015). *Agriculture suisse. Statistique de poche 2015* (Office Fédéral de la statistique (OFS), Neuchâtel).
- Office Fédéral de la Statistique OFS. (2023). *Agriculture et alimentation. Statistique de poche 2023* (Office Fédéral de la statistique (OFS), Neuchâtel).
- Office fédéral de l'agriculture OFAG. (2011). *Consultation sur la Politique agricole 2014-2017 (PA 14-17). Développement de la politique agricole dans les années 2014 à 2017. Rapport explicatif*.
- Ordonnance sur la protection de la nature et du paysage du 16 janvier 1991 (OPN ; RS 451.1 ; état le 1er juin 2017).
- PAULER, C. M., ISSELSTEIN, J., BRAUNBECK, T. & SCHNEIDER, M. K. (2019). Influence of Highland and production-oriented cattle breeds on pasture vegetation : A pairwise assessment across broad environmental gradients. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106585. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106585>

PITTARELLO, M., PROBO, M., LONATI, M., BAILEY, D. W. & LOMBARDI, G. (2016). Effects of traditional salt placement and strategically placed mineral mix supplements on cattle distribution in the Western Italian Alps. *Grass and Forage Science*, 71(4), 529-539. <https://doi.org/10.1111/gfs.12196>

ROCH, J.-C. (2014). *Projet caprin. Lutte naturelle contre l'envahisseur des Alpes: l'aulne vert.*

SUTTON, M. A., HOWARD, C. M., ERISMAN, J. W., BILLEN, G., BLEEKER, A., GRENNFELT, P., GRINSVEN, H. VAN & GRIZZETTI, B. (2011). *The European Nitrogen Assessment : Sources, Effects and Policy Perspectives.* Cambridge University Press.

SVENSK, M., PITTARELLO, M., MARIOTTE, P., NOTA, G., SCHNEIDER, M. K., FRUND, D., DUBOIS, S., ALLAN, E. & PROBO, M. (2023). Nitrogen translocation by Highland cattle grazing in *Alnus viridis*-encroached pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 126(1), 127-141. <https://doi.org/10.1007/s10705-023-10282-0>

SVENSK, M., PITTARELLO, M., NOTA, G., SCHNEIDER, M. K., ALLAN, E., MARIOTTE, P. & PROBO, M. (2021). Spatial Distribution of Highland Cattle in *Alnus viridis* Encroached Subalpine Pastures. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.626599>

ZEHNDER, T., LÜSCHER, A., RITZMANN, C., PAULER, C. M., BERARD, J., KREUZER, M. & SCHNEIDER, M. K. (2020). Dominant shrub species are a strong predictor of plant species diversity along subalpine pasture-shrub transects. *Alpine Botany*, 130(2), 141-156. <https://doi.org/10.1007/s00035-020-00241-8>

