

Apports d'un dispositif intégré « Communauté-Population-Sol » pour évaluer l'effet des grands herbivores sur les écosystèmes

Irene CASTAÑEDA, Lucille CALLÈDE & Emmanuel CORCKET

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION / *PUBLICATION DIRECTOR*: Bruno David,
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / *EDITOR-IN-CHIEF*: Jean-Philippe Siblet

ASSISTANTE DE RÉDACTION / *ASSISTANT EDITOR*: Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

MISE EN PAGE / *PAGE LAYOUT*: Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / *SCIENTIFIC BOARD*:

Luc Abbadie (UPMC, Paris)
Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colembert)
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)
Vincent Boulet (Expert indépendant flore/végétation, Frugières-le-Pin)
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)
Patrick De Wever (MNHN, Paris)
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)
Romain Garrouste (MNHN, Paris)
Grégoire Gautier (DRAAF Occitanie, Toulouse)
Olivier Gilg (Réserves naturelles de France, Dijon)
Frédéric Gosselin (Irstea, Nogent-sur-Vernisson)
Patrick Haffner (PatriNat, Paris)
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)
Xavier Houard (OPIE, Guyancourt)
Isabelle Le Viol (MNHN, Concarneau)
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Hauts-de-France, Amiens)
Serge Muller (MNHN, Paris)
Francis Oliveriau (DREAL Centre, Orléans)
Laurent Poncet (PatriNat, Paris)
Nicolas Poulet (OFB, Vincennes)
Jean-Philippe Siblet (PatriNat, Paris)
Laurent Tillon (ONF, Paris)
Julien Touroult (PatriNat, Paris)

COUVERTURE / *COVER*:

Vaches Marine landaise, *Bos taurus* Linnaeus, 1758 dans la Réserve naturelle de Cousseau (Gironde). Crédit photo: Emmanuel Corcket.

Naturae est une revue en flux continu publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris
Naturae is a fast track journal published by the Museum Science Press, Paris

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi / *The Museum Science Press also publish*:

Adansonia, *Zoosystema*, *Anthropozoologica*, *European Journal of Taxonomy*, *Geodiversitas*, *Cryptogamie* sous-sections *Algologie*, *Bryologie*, *Mycologie*, *Comptes Rendus Palevol*.

Diffusion – Publications scientifiques Muséum national d'Histoire naturelle
CP 41 – 57 rue Cuvier F-75231 Paris cedex 05 (France)
Tél.: 33 (0)1 40 79 48 05 / Fax: 33 (0)1 40 79 38 40
diff.pub@mnhn.fr / <https://sciencepress.mnhn.fr>

© Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 2023
ISSN (électronique / *electronic*): 2553-8756

Apports d'un dispositif intégré « Communauté-Population-Sol » pour évaluer l'effet des grands herbivores sur les écosystèmes

Irene CASTAÑEDA

Université Bordeaux, INRAE, BIOGECO,
Allée Geoffroy St-Hilaire – bâtiment B2, CS 50023, F-33615 Pessac (France)
irene.castaneda-gonzalez@u-bordeaux.fr

Lucille CALLÈDE

Conservatoire des Races d'Aquitaine,
1 Cours du Général De Gaulle, École Bordeaux Science Agro, F-33175 Gradignan (France)
conservatoire.races.aquitaine@gmail.com

Emmanuel CORCKET

Université Bordeaux, INRAE, BIOGECO,
Allée Geoffroy St-Hilaire – bâtiment B2, CS 50023, F-33615 Pessac (France)
et Aix-Marseille Université, Avignon Université, CNRS, IRD,
Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie (IMBE)
Faculté des Sciences de Saint-Jérôme, Case 421
Avenue Escadrille Normandie Niemen, F-13397 Marseille (France)
emmanuel.corcket@imbe.fr

Soumis le 11 avril 2022 | Accepté le 15 septembre 2022 | Publié le 8 mars 2023

Castañeda I., Callède L. & Corcket E. 2023. — Apports d'un dispositif intégré « Communauté-Population-Sol » pour évaluer l'effet des grands herbivores sur les écosystèmes. *Naturae* 2023 (3): 35-45. <https://doi.org/10.5852/naturae2023a3>

RÉSUMÉ

Les enjeux de conservation de la biodiversité ainsi que les besoins d'amélioration des connaissances sur les interactions entre grands herbivores et écosystèmes nécessitent la mise en place de dispositifs de suivis standardisés. Dans le contexte du programme de conservation de la Vache Marine landaise et de la gestion des prairies humides à Molinie du plateau landais (région Nouvelle-Aquitaine, France), un dispositif expérimental a été mis en place en 2019 pour le suivi des effets de la Vache Marine landaise dans le cadre de la conservation et la restauration des espaces naturels humides. La conception du dispositif, baptisée « Communauté-Population-Sol » (CPS) est novatrice et intègre trois composantes-clés de l'écosystème : la communauté végétale, la population végétale dominante et le sol, via des relevés exhaustifs de végétation vasculaire, des caractérisations de traits biologiques de la population végétale dominante (*Molinia caerulea* (L.) Moench) et des paramètres physico-chimiques du sol. Les mesures initiales effectuées dans le dispositif CPS montre une parfaite homogénéité quant aux propriétés initiales des placettes, avant l'effet différentiel de l'exclusion de pâturage. Aucune différence significative de structure de communauté végétale (biodiversité), de caractéristiques de la Molinie (nécromasse, traits foliaires) et de paramètres édaphiques (pH, carbone, nutriments) n'a été mise en évidence entre les modalités d'exclus et de pâturage à l'installation, ce qui garantit une absence de biais initial au niveau des placettes de suivi. Les dispositifs de type CPS ont pour vocation d'être généralisés et adaptés pour permettre une évaluation intégrée des mesures de gestion par le pastoralisme dans les espaces naturels, bien plus fine que les simples suivis de végétation.

MOTS CLÉS

Conservation
de la biodiversité,
dispositif de suivi,
écopastoralisme,
zones humides.

ABSTRACT

Contribution of an integrated «Community-Population-Soil» design to assess impacts of large herbivores on ecosystems.

Large herbivores can influence vegetation both indirectly, via their effects on plant community composition and soil nutrient cycling, and directly, through consumption of parts of the plants. In order to quantify these effects, standardized experimental set up in natural areas is needed to monitor large herbivore re-introductions. The conservation program of the Marine landaise cow breed aimed to preserve this domestic breed while managing and restoring wet meadows on the Landes plateau (Nouvelle-Aquitaine region, France). In 2019, an experimental set up was deployed to monitor the effects of the Marine landaise cow breed. This monitoring set up is of a novel type, since it integrated three key components of the ecosystem (the plant Community, the dominant plant Population, and the Soil [CPS, hereafter]) through the survey of vascular vegetation, the characterization of biological traits of the dominant plant population (*Molinia caerulea* (L.) Moench), and the measurement of physicochemical parameters of the soil. The initial measurements carried out in the CPS set-up showed a perfect homogeneity in the initial properties of the plot before the effect of grazing exclusion. No significant differences in plant community structure (biodiversity), *M. caerulea* characteristics (necromass, leaf traits), and edaphic parameters (pH, carbon, nutrients) were found between the grazed and ungrazed plots at the set-up. These results suggest that with the absence of initial bias in the monitoring plots, the CPS set-up can be generalized and adapted to allow monitoring pastoralism in natural areas, much more precise than usual vegetation surveys.

KEY WORDS

Monitoring design,
biodiversity
conservation,
ecopastoralism,
wetlands.

INTRODUCTION

Les zones humides sont le siège d'importantes fonctions hydrologiques (Bullock & Acreman 2003), biogéochimiques (Hansson *et al.* 2005) et écologiques avec une forte mosaïque d'habitats et une grande biodiversité (Denny 1994). En lien avec leurs fonctions, elles offrent de nombreux services écosystémiques (Richardson 1994) tels que la contribution à la lutte contre le réchauffement climatique, la création de réservoirs de biodiversité ou encore l'approvisionnement et la production alimentaire, qui nécessitent d'être préservés (Tuffnel & Bignon 2019). Pourtant les zones humides comptent parmi les écosystèmes les plus menacés du monde. Leur surface et leur diversité se réduisent fortement (Prigent *et al.* 2012), mettant ainsi en danger leurs fonctions ainsi que les organismes qui en dépendent (Gibbs 2000) et par conséquent les services qu'elles rendent.

Parmi les pertes de biodiversité qui menacent les zones humides, le développement des espèces monopolistes engendre une diminution des espèces rares (Lecomte *et al.* 1981 ; Houlihan & Findlay 2004). L'arrêt ou la diminution des pratiques agropastorales traditionnelles de gestion mécanique telles que la fauche, ou anthropozoogènes telles que le pâturage par les grands herbivores domestiques, engendrent le développement d'espèces herbacées compétitrices ainsi que d'espèces ligneuses prenant rapidement une place très importante au sein des communautés végétales et montrent un impact négatif sur sa diversité floristique (Whittaker 1965 ; Lecomte *et al.* 1981 ; Barbaro *et al.* 2000, 2004).

En réponse à ces constats alarmants, une dynamique de conservation des prairies humides basée sur la réintroduction de grands herbivores dans les espaces naturels, et notamment de races locales rustiques bovines, ovines ou équines adaptées à

ces milieux naturels contraignants s'est mise en place en France depuis les années 1970 (Lecomte *et al.* 1981 ; Gordon *et al.* 1990 ; Lecomte *et al.* 1995 ; Darinot & Manneville 2014). Ces mesures de gestion ont relativement peu fait l'objet de protocoles de suivis standardisés et publiés (mais voir Darinot & Manneville 2014 ; Moinardeau *et al.* 2020), malgré les enjeux qui sont associés à l'évaluation des effets des grands herbivores sur la dynamique et le fonctionnement des milieux naturels concernés.

En région Nouvelle-Aquitaine (France), certaines Réserves naturelles nationales (RNN) telle que l'Étang de Cousseau géré par la Société pour l'Étude, la Protection et l'Aménagement de la Nature dans le Sud-Ouest (SEPANSO), ont commencé à pratiquer dès 1990 la gestion de ces espaces naturels par le pâturage d'une race domestique menacée d'extinction : la Vache Marine landaise *Bos taurus* Linnaeus, 1758, qui est issue d'une population locale ancienne de bovins dans les Landes de Gascogne. Pendant des siècles, des troupeaux errants de bovins, mais également des chevaux, parcouraient le littoral landais. Les vaches Marines landaises étaient laissées en libre parcours dans les forêts, landes et espaces d'arrière dunes (Ribéreau-Gayon 2019). Entre le XIX^e et le XX^e siècle, la révolution industrielle, le boisement des landes, les guerres puis la sélection des cheptels ont eu raison de la population qui ne subsiste qu'à l'état de relique en 1987. Après leur découverte dans un dernier élevage de Biscarosse, un programme de conservation mené par la SEPANSO et le Conservatoire des Races d'Aquitaine (CRA) assure leur réintroduction dans les milieux auxquels elles étaient inféodées en s'appuyant sur les réserves naturelles (Conservatoire des races d'Aquitaine 2017). Il permet à cette population menacée de disparition immédiate d'être sauvegardée et constitue un réservoir de plus de 200 bovins, de faible compacité (poids moyen de 365 kg),

adaptés à des milieux de faible production fourragère. Les niveaux de chargements des animaux sont donc relativement bas, inférieurs à 0,2 UGB/ha/an. Cette stratégie à double entrée « préservation *in situ* » et « gestion des milieux naturels » constitue l'un des piliers du programme de conservation de la Vache Marine landaise et doit assurer la préservation et/ou la restauration de milieux spécifiques de l'écosystème landais.

La réussite de cette opération de conservation *in situ* a favorisé son transfert à plusieurs gestionnaires de sites tels que la Fédération des Chasseurs des Landes ou l'Office national des Forêts, constituant peu à peu un dispositif opérationnel de 20 sites : le Réseau Marine, mis en place dans les Landes de Gascogne (Nouvelle-Aquitaine) et coordonné par le CRA. À partir de ce Réseau Marine, un réseau expérimental de suivi « Vache Marine » (RExMarine) de sept sites a été créé en 2019 dans un double objectif de conservation de cette population de Vache Marine landaise, de gestion et conservation de la biodiversité des zones humides protégées des Landes de Gascogne, et d'amélioration des connaissances concernant l'écologie dans grands herbivores.

Les grands herbivores ont des effets complexes sur les milieux naturels, qui varient à plusieurs échelles liés à l'organisation des systèmes écologiques (Balent *et al.* 1998). À l'échelle du paysage, les dynamiques d'herbivorie peuvent notamment varier en fonction du milieu ou le long du gradient d'humidité (McNaughton 1985 ; Milchunas *et al.* 1988), et plus largement le long des gradients de productivité des écosystèmes, contrôlées par la disponibilité en biomasse végétale.

À l'échelle des communautés végétales, la gestion par les grands herbivores peut favoriser la richesse spécifique ou encore la présence d'espèces d'intérêt patrimonial (Lecomte *et al.* 1981), mais ce phénomène n'est pas toujours observable et reste dépendant du type de milieu, du type d'herbivore et du chargement en animaux (Olf & Ritchie 1998 ; Darinot & Manneville 2014). Les processus mis en jeu reposent sur l'ouverture de la végétation par la défoliation qui favorisent ainsi un remplacement d'espèces (Fischer & Wipf 2002), facilitent l'accès à la lumière des plantes de stature modeste et réduisent ainsi l'exclusion compétitive (Huisman & Olf 1998). Le piétinement également peut causer des trouées dans la végétation (Abdel-Magid *et al.* 1987) susceptibles de favoriser l'émergence des espèces présentes dans la banque de graine du sol (Marion 2010) et provoquer de ce fait un remplacement d'espèces (Kohler *et al.* 2006). L'installation de nouvelles espèces peut également provenir des grands herbivores eux-mêmes qui, les dispersant en se déplaçant, sont considérées comme d'importants vecteurs de graines épizoochores (Couvreur *et al.* 2004).

À l'échelle de la population végétale, la défoliation peut engendrer des réponses très négatives mais aussi positives sur les individus (Paige & Whitham 1987), stimulant au moins de manière transitoire la croissance des individus (Corcket & Moulinier 2012). Les caractéristiques biologiques des espèces sont par ailleurs très liées à l'herbivorie (Diaz *et al.* 2006). La teneur des feuilles en matière sèche (LDMC) ou leur résistance à l'étirement peuvent influencer le niveau d'herbivorie qu'elles subissent (Lowman & Box 1983). La surface

spécifique foliaire (SLA) est elle aussi très liée à la réponse à l'herbivorie : ce sont les plantes avec les SLA les plus élevées qui sont généralement les plus sensibles à l'herbivorie (Diaz *et al.* 2006).

À l'échelle du sol, les grands herbivores peuvent provoquer une compaction du sol, impactant l'hydrologie de ce dernier (Mulholland & Fullen 1991), mais surtout une augmentation de la disponibilité en nutriments due aux déjections animales qui peut altérer la compétition entre espèces végétales (Hartley & Amos 1999). De plus, Socher *et al.* (2012) ont montré qu'il existe un effet négatif de la fertilisation sur la richesse spécifique et que cet effet avait une intensité variable en fonction du milieu étudié. La réintroduction du pâturage par les grands herbivores en zone humide est susceptible d'engendrer une augmentation de l'activité microbienne anaérobie des sols (dénitrification) et une diminution de l'activité nitrifiante des sols (typique des conditions aérobies) (Lecomte *et al.* 1981). D'autre part, l'amendement animal peut provoquer une augmentation significative du pH du sol (Whalen *et al.* 2000).

L'action intégrée des herbivores sur ces différents échelles d'organisation de l'écosystème est rarement abordée (mais voir Lecomte *et al.* 1981), alors que les composantes « communautés végétales », « populations végétales dominantes » et « sol » sont interdépendantes et en interaction avec les grands herbivores (Golodets *et al.* 2009 ; Castillo-Garcia *et al.* 2022). Nous avons souhaité développer ici une approche intégrative des effets des herbivores sur les écosystèmes, en proposant une approche que nous avons baptisée « CPS » (Communauté végétale, Population végétale dominante, Sol), permettant de prendre en compte simultanément les compartiments de la communauté végétale, de la population végétale dominante ainsi que du sol, et permettant de pouvoir aborder d'éventuels effets cascade ou interactifs entre ces compartiments.

L'objectif de ce travail est :

- de présenter un dispositif standardisé et intégré de type CPS, pour le suivi des effets des grands herbivores dans le cadre de la conservation ou la restauration des espaces naturels ;
- de tester l'homogénéité inter-placettes du dispositif pour chaque compartiment écologique « communauté végétale », « population végétale dominante » et « sol » avant la mise en œuvre de l'exclusion de pâturage.

MÉTHODES

LES SITES DU SUIVI

Le Réseau expérimental RExMarine a été mis en place dans les Landes de Gascogne (départements des Landes et de la Gironde, Sud-Ouest de la France) et comporte un réseau de sept sites dans lesquels ont été réintroduites des Vaches Marines landaises (Fig. 1). Le choix de ces sites repose notamment sur la dominance d'habitats de type « Lande humide à *Molinia caerulea* » (code CORINE biotopes 31.13) ou « Prairie humide à *Molinia caerulea* et communauté associées » (code CORINE biotopes 37.31) préalablement identifiés lors d'une étude de faisabilité du suivi (Robert 2017). Ces habitats ont la particularité d'être pâturés sur un grand nombre de sites

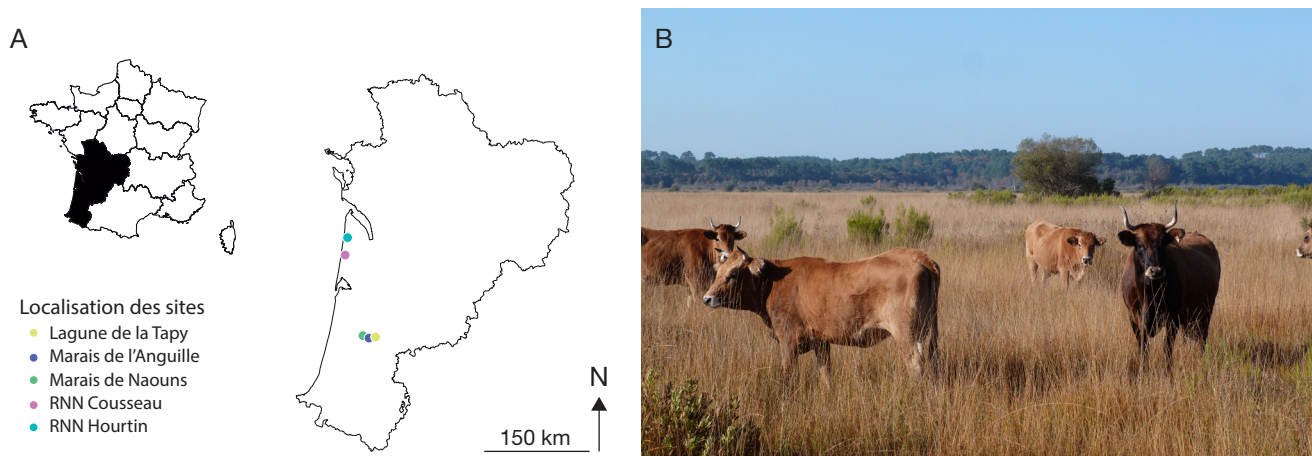


FIG. 1. — A, Sites actuellement en gestion écopastorale avec des Vaches Marines landaises *Bos taurus* Linnaeus, 1758 faisant partie du réseau expérimental du suivi RExMarine; B, le site de la Réserve naturelle de Cousseau avec des Vaches Marines landaises. Abréviation: RNN, Réserve naturelle nationale. Crédit photo: Emmanuel Corcket.

et correspondent à des faciès de végétation très étendus dans les Landes de Gascogne. Les communautés végétales sont dominées par *Molinia caerulea* (L.) Moench et caractérisées par la présence de quatre des espèces suivantes: *Erica ciliaris* Loeff. ex L., *E. tetralix* L., *E. scoparia* L., *Genista anglica* L., *Ulex minor* Roth, *Gentiana pneumonanthe* L., *Potentilla erecta* (L.) Raeusch. La standardisation de l'habitat ciblé par le dispositif de suivi est fondamentale pour limiter l'hétérogénéité écologique du milieu cible et avoir le maximum de finesse quant à la quantification des effets du facteur écologique testé: le pâturage par les grands herbivores. Les landes et prairies à Molinie sont regroupées sous l'appellation « landes humides ». Alors que certaines ne présentent qu'une strate herbacée, d'autres sont pourvues d'une strate arbustive basse (Fig. 1). Le recouvrement modéré en certains chamaephytes et nanophanéophytes (*Ulex europaeus* L., *U. minor*, *Erica tetralix* et *Erica ciliaris*) et la présence d'espèces herbacées caractéristiques (*Molinia caerulea*, *Agrostis canina* L.) au sein d'un vaste habitat homogène (supérieur à 2000 m²) ont été des critères déterminant l'intégration d'un site au réseau de suivi.

DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

Sur chacun des sites sélectionnés pour le suivi, un dispositif d'étude du milieu a été mis en place. Ce dispositif (Fig. 2A) est commun à chacun des sites et se caractérise par un ensemble de trois couples de placettes carrées de 100 m² réparties de manière aléatoire sur une surface de 2000 m². Chaque couple de placettes représente deux modalités: « pâturage » dans laquelle le pâturage est maintenu, et « exclos » dans laquelle le pâturage est exclu par l'établissement d'une clôture. Les exclos sont conçus pour empêcher le pâturage bovin mais peuvent permettre le passage d'une certaine faune sauvage (Lapin *Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758 et Chevreuil *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758). En été 2019, lors du point zéro, les contours des futurs exclos ont été matérialisés en plantant certains piquets de clôture sans tirer le grillage afin que les Vaches Marines puissent accéder normalement aux placettes.

Le grillage a été mis en place en automne 2019, marquant le début de l'expérimentation. Les placettes du couple pâturé – exclos sont espacées de deux mètres l'une de l'autre pour éliminer autant que faire se peut une potentielle hétérogénéité écologique provenant par exemple de gradients d'humidité locaux par rapport à des zones d'eau libre (lagunes, étangs).

RELEVÉS DE VÉGÉTATION

Des relevés floristiques ont été effectués durant la deuxième quinzaine du mois de juin sous la forme de transects linéaires de 10 m de long (Fig. 2) avec relevés de type points-contacts baïonnette tous les 20 cm (Daget & Poissonet 1974). À chacune des mailles du transect, le nombre total de contacts de chaque espèce vasculaire sur une tige verticale portée au sol est relevé. La somme du nombre de contacts par espèce sur les 50 mailles représente le nombre de contacts spécifiques pour l'espèce *i* (Ni). La fréquence spécifique de l'espèce *i* (FSi; d'après Daget & Poissonet [1974]) correspond à Ni rapporté à la somme des Ni de toutes les espèces, ce qui traduit théoriquement le recouvrement des espèces (Daget & Poissonet 1974). Le fait de compter tous les contacts des espèces par maille et non pas la seule présence de ces espèces par maille comme le stipulent Daget & Poissonet (1974), nous conduit à considérer que le FSi correspond davantage à une évaluation de la densité des espèces dans le tapis végétal (Gallet *et al.* 2010), c'est-à-dire à un biovolume (Daget & Poissonet 1974). La technique de relevé point-contact présente l'avantage de diminuer fortement l'effet subjectif de l'observateur (par rapport aux approches abondance-dominance phytosociologiques), d'explorer un milieu représentatif du fait de la longueur du transect (par rapport aux relevés en points-contacts sur quadrats) et de constituer une technique fine de suivi de l'évolution de la végétation (du fait de la précision du relevé par comptage de tous les contacts). En revanche, cette technique pose intrinsèquement un problème d'exhaustivité (Gallet *et al.* 2010). Pour pallier ce manque d'exhaustivité du relevé point-contact, les espèces présentes dans une zone de

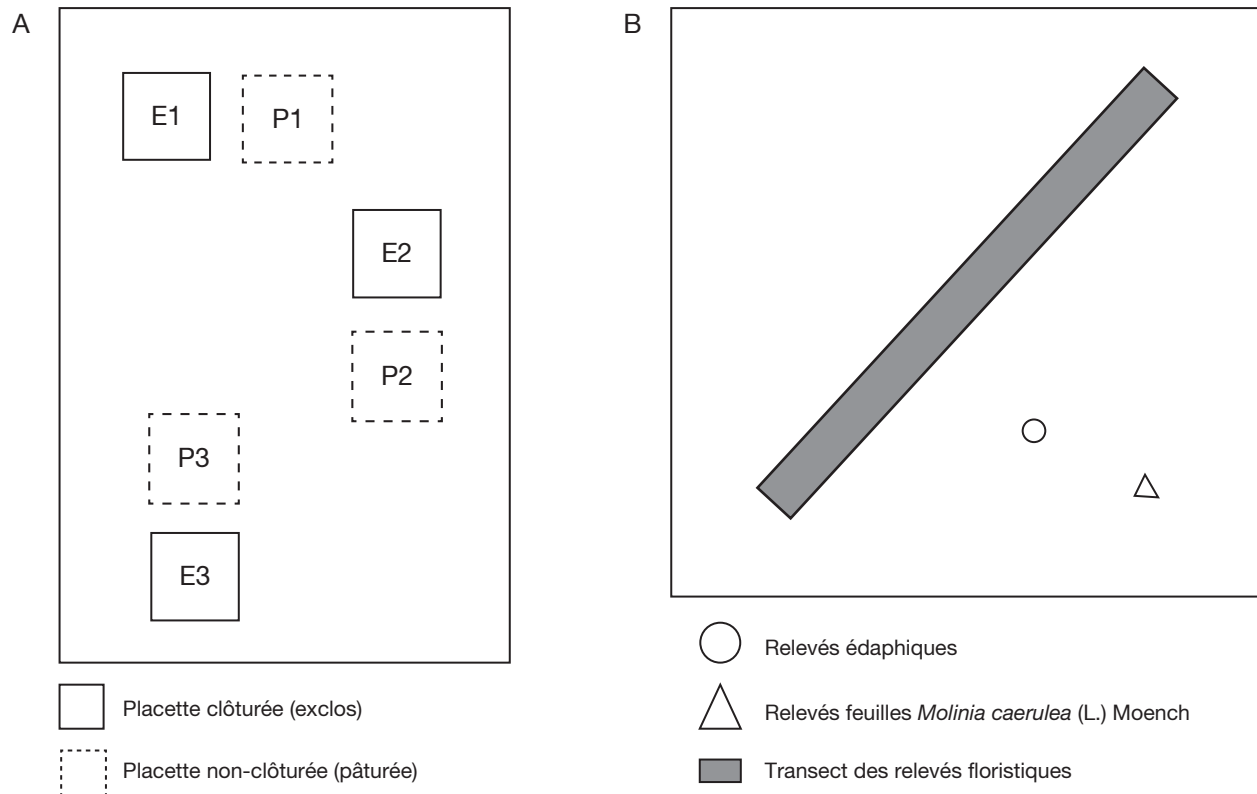


FIG. 2. — **A**, Distribution des placettes pâturées et exclos dans chacun des sites du Réseau Marine; **B**, détail de la distribution des relevés réalisés dans chacune des placettes. Tous les relevés de sols et de feuilles de Molinie ont été réalisés en dehors de la zone du transect floristique et répartis aléatoirement sur toute la zone de la placette.

50 cm de part et d'autre de la ligne du transect (surface de 10 m²) sont notées et affectées par convention à Ni de 0,5, inférieur au Ni minimum d'une espèce contactée avec la tige sur le transect (Ni minimum = 1).

Les individus non-identifiables sur le terrain ou *a posteriori* en laboratoire n'ont pas été pris en compte dans les analyses. Par ailleurs certaines espèces présentant des difficultés d'identification ont été regroupées au sein de leur genre, clairement identifié, comme c'est le cas pour les *Mentha* sp. et *Rubus* sp., nous parlerons donc de taxa et non d'espèces dans les résultats.

La quantité de nécromasse de *Molinia caerulea* a été relevée en notant chaque contact avec une partie desséchée de feuille sur pied.

La densité de Bryophytes et Lichens peut également être relevée lorsque la tige de relevé touche le sol. Par convention, la modalité « sol nu » correspond à la situation dans laquelle la tige de relevé touche un sol dénué de litière, de Bryophytes, de Lichens en n'ayant touché aucune partie végétale sur pied.

CALCUL DES INDICES DE BIODIVERSITÉ ISSUS DES RELEVÉS LINÉAIRES

La richesse spécifique S de la communauté est la somme du nombre d'espèces présentes dans le relevé.

La diversité de la communauté végétale a été déterminée grâce à l'indice de diversité de Shannon (H'). Cet indice est la somme des FSi multiplié par le log 2 des FSi. L'indice H' augmente lorsque le nombre d'espèces augmente ou lorsque les individus sont répartis de manière homogène.

L'indice d'équitabilité (J') de Pielou est la division entre la valeur H' obtenue et la valeur H' maximale obtenue pour une communauté donnée. Cet indice est compris entre 0 et 1 et représente la proportion relative des populations de plantes. Plus les espèces ont des FSi similaires, plus l'indice prendra des valeurs proches de 1.

MESURES DES TRAITS BIOLOGIQUES DE *MOLINIA CAERULEA*

Dans chaque placette expérimentale (n = 42), 12 individus de Molinie sont échantillonnés de manière stochastique. La feuille mesurée et prélevée correspond à la dernière feuille développée de *M. caerulea* qui ne présente ni trace apparente d'herbivorie, ni trace de maladie. Les feuilles sont prélevées au moins deux heures après le lever du jour et au moins trois heures avant la tombée de la nuit. Les échantillons sont conservés dans du papier absorbant humide dans des sachets hermétiques individuels. Ils sont réhydratés 24 h dans une éprouvette à l'obscurité dans un réfrigérateur, après une coupe de la base du limbe à l'abri de l'air dans une bassine d'eau pour éviter tout embolie.

La masse fraîche (g) des feuilles (= à turgescence) et la surface foliaire (mm²) (Winfolia 2007) ont été mesurées. Après 72 heures à une température de 60 °C dans l'étuve, la masse sèche (mg) a été déterminée, puis la surface foliaire spécifique (SLA) a été calculée en faisant le rapport entre la surface foliaire (mm²) et la masse sèche de la feuille. La teneur en matière sèche des feuilles (LDMC) été calculée en faisant le rapport entre la masse sèche et la masse

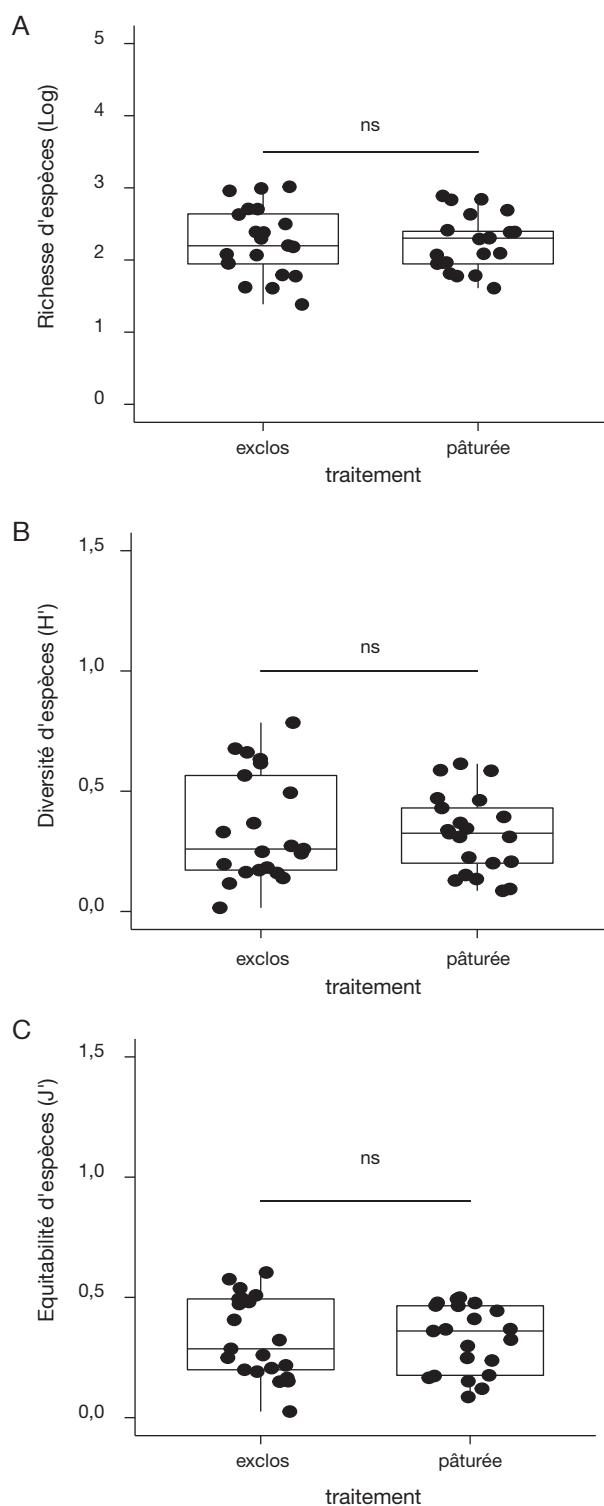


FIG. 3. — Moyennes des indices décrivant la composition de communauté végétale et de la nécrosasse de l'espèce dominante (*Molinia caerulea* (L.) Moench) dans les placettes exclos (non-pâturées) et pâturées sur l'ensemble du réseau. Les résultats des tests de comparaisons de deux moyennes sont présentés sur chacun des graphiques. **A**, Richesse spécifique (S) de la communauté végétale; **B**, diversité de la communauté végétale (Indice de diversité de Shannon [H']); **C**, équitabilité de la communauté végétale (Indice d'équitabilité [J'] de Pielou). Abréviations: ns, différences non-significatives (p valeur $> 0,05$) selon le test t de Student (la distribution des données suit une loi normale) ou le test de Wilcoxon (la distribution des données ne suit pas une loi normale).

fraîche de la feuille. Nous avons enfin estimé la résistance (en Newton) à l'étirement des feuilles de *M. caerulea* sur des feuilles mesurant au moins 5 cm de long. Pour faire cela, nous avons fixé chaque feuille de part et d'autre avec deux pinces dans le sens de la longueur, l'une attachée à une presse et l'autre à un dynamomètre (Sauter GmbH; modèle THP).

MESURES ÉDAPHIQUES

Trois échantillons de sols superficiels hors litière (3-15 cm de profondeur) ont été prélevés à la tarière, à proximité du relevé floristique, puis rassemblés en un échantillon composite pour chacune des 42 placettes expérimentales. Les échantillons sont conditionnés en sachets plastiques hermétiques au frais et à l'obscurité jusqu'au tamisage. Le tamisage est réalisé en laboratoire à l'aide d'un tamis d'une maille de 2 mm. L'échantillon est ensuite reconditionné dans un nouveau sachet puis replacé à l'obscurité. Ensuite pour quantifier le pH, chaque échantillon est tamisé à 2 mm, 2 g sont prélevés puis dissous dans 10 cl d'eau distillée, puis mis sous agitation pendant 2 heures à température ambiante. Sous agitation, la mesure du pH se fait à l'aide d'une sonde pH et d'un pH mètre. Les quantités de carbone, azote total (méthode de Dumas) et phosphore disponible (méthode Olsen) contenus dans le sol sont quantifiées.

ANALYSES STATISTIQUES

La différence entre les modalités pâturées et exclos des placettes au sein du réseau pour les indices de biodiversité, les traits fonctionnels et les variables édaphiques a été testée en utilisant des tests t de Student lorsque les données étaient normales, et des test de Wilcoxon lorsque les données n'étaient pas normales. La normalité des données a été vérifiée par un test de Shapiro avant de procéder aux tests de comparaison de moyennes. Les analyses ont été réalisées sur le logiciel R (version 4.1.2; R Core Team 2021).

RÉSULTATS

Les résultats confirment qu'il n'existe pas de différence de structure de communauté végétale entre les placettes pâturées et exclos dans l'ensemble du réseau au début de l'expérimentation. La richesse moyenne S, la diversité moyenne H', et l'équitabilité moyenne (E) des espèces vasculaires ne diffèrent pas dans l'ensemble du réseau entre placettes pâturées et exclos (respectivement $t(38,28) = 0,05$, $p = 0,96$, Fig. 3A; $W = 228$, $p = 0,86$, Fig. 3B; $t(38,49) = 0,19$, $p = 0,85$, Fig. 3C).

De même, à l'échelle des populations végétales, aucun des traits foliaires de *M. caerulea* n'était significativement différent entre les placettes pâturées et les exclos dans l'ensemble du réseau (SLA: $t(28,98) = 0,88$, $p = 0,39$, Fig. 4A; LDMC: $W = 204$, $p = 0,69$, Fig. 4B; résistance à l'étirement: $W = 206$, $p = 0,73$, Fig. 4C; quantité de nécromasse: $t(39,63) = 0,76$, $p = 0,46$, Fig. 4D).

Pareillement, à l'échelle abiotique, aucun des paramètres édaphiques évalués n'était différent entre les placettes pâturées

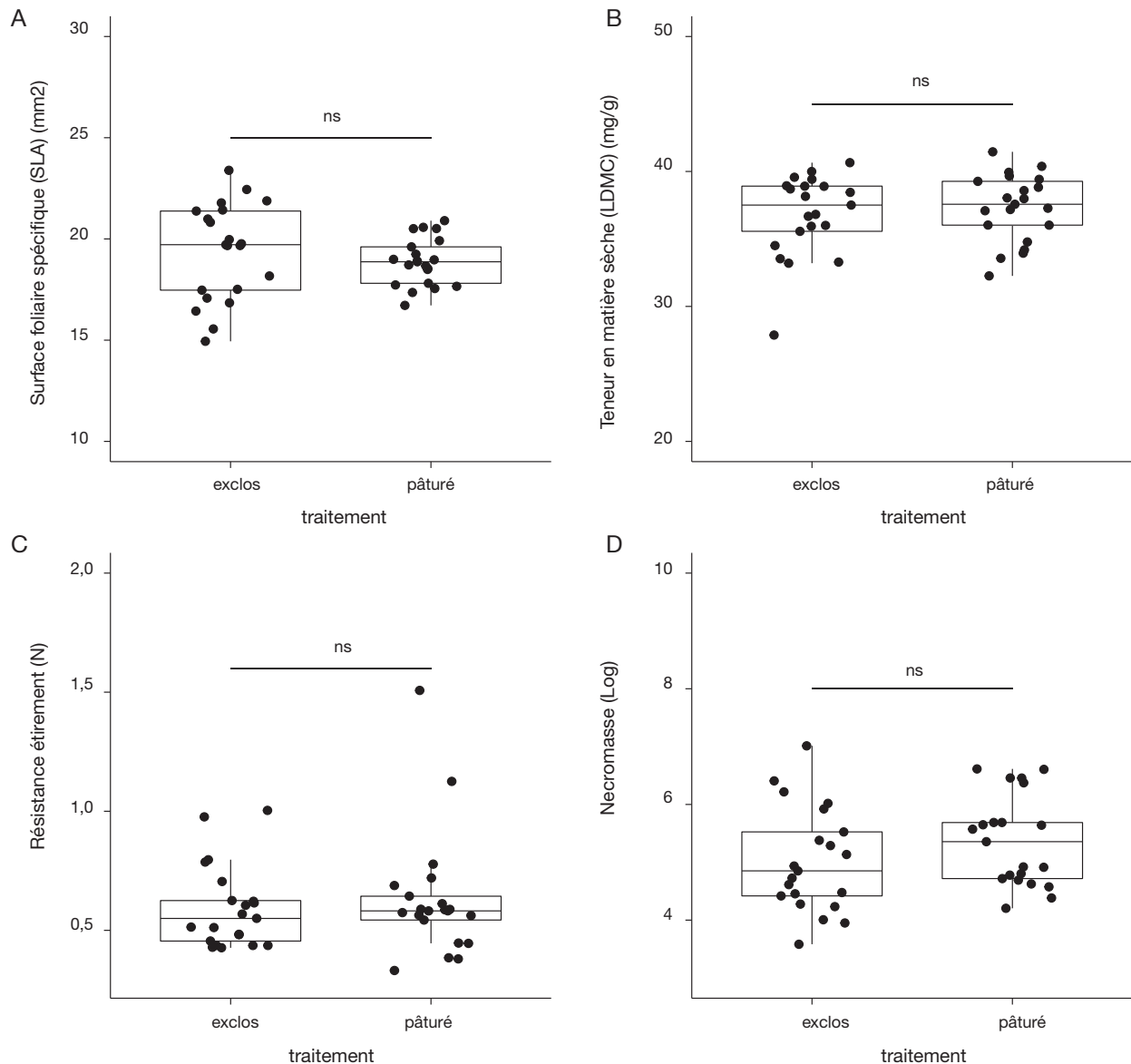


FIG. 4. — Moyennes des traits foliaires de l'espèce dominante (*Molinia caerulea* (L.) Moench) dans les placettes exclos (non-pâturées) et pâturées sur l'ensemble du réseau. Les résultats des tests de comparaisons de deux moyennes sont présentés sur chacun des graphiques. **A**, Surface foliaire spécifique (SLA) exprimée en mm²; **B**, teneur en matière sèche (LDMC) exprimée en mg/g; **C**, résistance à l'étirement exprimée en Newton (N); **D**, nécromasse de *Molinia caerulea*. Abréviation: ns, différences non-significatives (p valeur $> 0,05$) selon le test t de Student (la distribution des données suit une loi normale) ou le test de Wilcoxon (la distribution des données ne suit pas une loi normale).

et les exclos dans le réseau (pH: $W = 227$, $p = 0,88$, Fig. 5A; carbone total du sol: $t(39,75) = 0,29$, $p = 0,77$, Fig. 5B, azote total du sol: $t(39,64) = 0,23$, $p = 0,82$, Fig. 5C, phosphore disponible du sol: $W = 263,5$, $p = 0,28$, Fig. 5D; rapport C/N du sol: $t(39,58) = 0,24$, $p = 0,81$, Fig. 5E).

DISCUSSION

L'ensemble des résultats obtenus montre qu'il n'existe pas de différence significative entre les modalités « exclos » et « témoin pâturé » dans les sites du suivi en été 2019, avant la fermeture des exclos. Nous avons vérifié cette homogé-

néité sur des indicateurs représentatifs des trois échelles écologiques abordées : communautés végétales, population dominante de Molinie, et paramètres édaphiques. Ceci permet de s'assurer de l'homogénéité initiale des couples de placettes destinées à être pâturées ou excloses, ce qui est indispensable à la robustesse du suivi expérimental. Un changement observé par la suite entre les placettes pâturées et exclos pourra ainsi être attribué à la gestion écopastorale, puisque l'on pourra en effet considérer que l'évolution des autres facteurs (climatiques, hydrologiques, etc.) sera identique du fait de la proximité des couples de placettes. Cette homogénéité locale à l'échelle des couples de placettes suggère en outre que la localisation exacte de

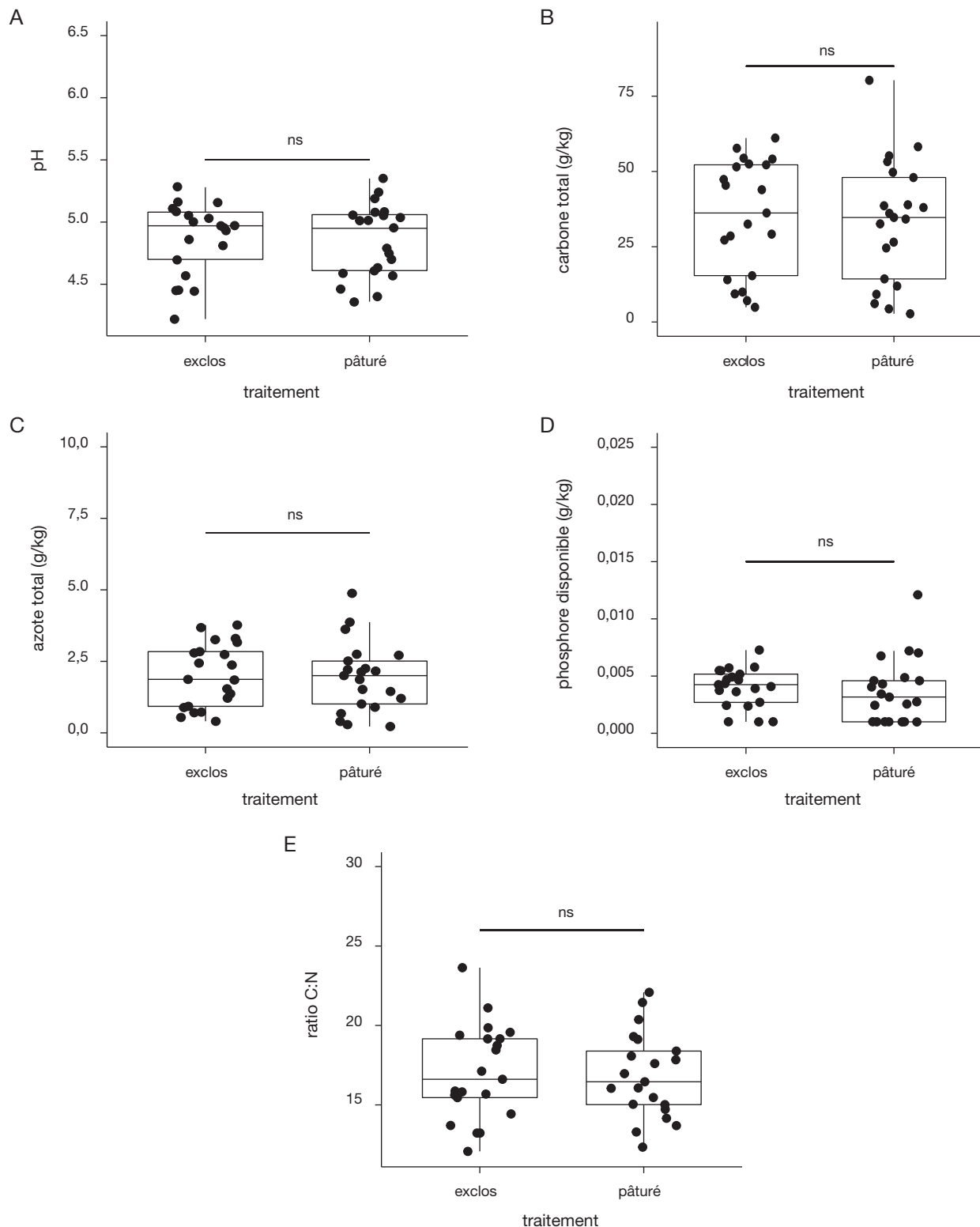


FIG. 5. — Moyennes des paramètres édaphiques dans les placettes exclos (non-pâturées) et pâturées sur l'ensemble du réseau. Les résultats des tests de comparaisons de deux moyennes sont présentés sur chacun des graphiques. **A**, pH ; **B**, Carbone total exprimé en g/kg ; **C**, Azote total exprimé en g/kg ; **D**, Phosphore disponible exprimé en g/kg ; **E**, rapport Carbone total / Azote total. Abréviation: ns, différences non-significatives (p valeur > 0,05) selon le test t de Student (la distribution des données suit une loi normale) ou le test de Wilcoxon (la distribution des données ne suit pas une loi normale).

la placette témoin n'est pas déterminante, du moment qu'elle se trouve à proximité immédiate de la placette qui sera exclose.

L'intégration de mesures antérieures à l'effet que l'on souhaite tester (ici l'arrêt du pâturage) constitue un enjeu important de robustesse du suivi car il permet d'augmenter sensiblement

la justesse des résultats issus du suivi (Christie *et al.* 2019). Nous n'avons ici qu'un seul point de suivi pré-effet (mesures en été pour une mise en place des exclos à l'automne), mais les dispositifs les plus robustes de type « Before-After Control-Impact » (BACI) s'appuient sur de nombreux points de suivis pré-effet, ce qui permet de pouvoir mieux séparer les tendances temporelles et spatiales de variation d'état de l'écosystème des tendances liées à l'effet que l'on veut tester (Christie *et al.* 2019). Notre dispositif permettra également de détecter la progressivité des effets avec le temps : l'arrêt de pâturage pourra avoir des effets de type seuil, linéaire, asymptotique, sigmoïde, ou retardé (Thiault *et al.* 2017). Cette approche nommée « Before-After Control-Impact Paired Series » (BACIPS) repose sur la conception d'un dispositif avec des placettes appariées, comparant un effet à un témoin, avant et après l'occurrence de cet effet environnemental (Thiault *et al.* 2017).

Le type de dispositif CPS permet un suivi écologique plus fin, précis et intégrateur que les suivis ordinairement effectués dans les écosystèmes gérés, du fait de la prise en considération de trois compartiments clés de l'écosystème. Si le suivi des actions de gestion constitue une préoccupation constante des gestionnaires de zones humides (Darinet & Morand 2001 ; Avenir 2010 ; Conservatoire Rhône-Alpes des Espaces naturels 2011), il reste ordinairement ciblé soit sur certaines populations cibles, soit sur la composante végétale dans sa globalité (Dupuy *et al.* 2009 ; Conservatoire Rhône-Alpes des Espaces naturels 2011).

En ce qui concerne la composante végétale, deux méthodes générales sont utilisées lors des suivis :

- les relevés de type point-contact ou les relevés de type phytosociologique (Clément *et al.* 2011) permettant de caractériser la composition des assemblages végétaux ;

- plus récemment des approches par cartographie ou analyses d'images caractérisant plus globalement des unités végétales (ex. : programme RhoMeO, Conservatoire Rhône-Alpes des Espaces naturels 2011).

Dans une optique de suivi de la composition végétale, les relevés linéaires par point-contact sont recommandés ou mis en œuvre (Avenir 2010 ; Clément *et al.* 2011 ; Darinet & Manneville 2014). Leur longueur permet d'intégrer une échelle spatiale relativement large (de l'ordre du décamètre), et la technique du point contact permet des suivis floristiques fins et objectifs. L'ajout de la quantification du nombre de contacts par espèce pour chaque point de relevé permet une estimation d'une densité végétale par espèce qui est particulièrement importante pour l'évaluation des effets des herbivores. En effet, une défoliation par herbivorie peut se traduire par une même fréquence de présence d'une espèce (nombre de points de contact sur lesquels l'espèce est présente), mais avec une densité moindre (nombre total de contacts de l'espèce sur l'ensemble des points). Ce type de relevés permet d'obtenir des relevés aussi bien à l'échelle de la communauté végétale, que de la population végétale.

Si le suivi de populations végétales concerne habituellement les espèces à enjeu patrimonial dans les espaces protégés (Avenir 2010 ; Conservatoire Rhône-Alpes des Espaces naturels 2011), nous avons ici mis l'accent sur le suivi des espèces dominantes, à la fois abondantes localement et à travers le paysage (Avolio

et al. 2019). Elles montrent un poids fonctionnel dans les communautés végétales, permettent également d'intégrer et de hiérarchiser à elles seules toute une série d'informations biologiques et constituent ainsi un maillon fondamental pour suivre la réponse des écosystèmes aux changements globaux (Avolio *et al.* 2019) tels que les variations de pression des grands herbivores.

Si la mise en œuvre d'un tel dispositif de suivi peut sembler complexe et lourde pour un organisme de gestion et nécessiter l'appui d'un institut ou service scientifique, elle reste garante de la qualité et de la robustesse des suivis et donc de la qualité du pilotage des actions de conservation des espèces et des milieux (Christie *et al.* 2019). Un ouvrage de vulgarisation à destination des gestionnaires est en cours de préparation par les auteurs.

CONCLUSION

La mise en place du réseau de suivi RExMarine répond à la fois à la nécessité d'une évaluation rigoureuse des actions de gestion par la mise en place de protocoles standardisés, et à la mise en place d'un réseau d'acteurs regroupant des gestionnaires des espaces aussi divers que les Réserves naturelles nationales, les Fédérations de Chasseurs, l'Office national des Forêts, les ONG de protection de la nature (SEPANSO), mais aussi un Conservatoire des Races domestiques (CRA) et des partenaires scientifiques. La construction d'un tel réseau nécessite une connaissance et une confiance des acteurs, et la dynamique d'un objectif commun : la conservation d'une espèce emblématique (ici une race domestique locale menacée de *Bos taurus*) et des espaces naturels.

Dans le cadre de l'étude des effets des grands herbivores sur les écosystèmes, il paraît essentiel de développer une approche intégrée avec la quantification de variables aux trois échelles communauté végétale, population végétale dominante, et sol. Ce type de protocole CPS a pour vocation d'être utilisé plus largement et adapté en fonction des objectifs et contraintes des dispositifs de suivis. Notamment, des variables simplifiées, ou « proxy », pourront être déterminées à défaut de pouvoir effectuer des mesures fines de caractérisations floristiques, fonctionnelles ou de flux biogéochimiques dans l'écosystème. Des variables complémentaires concernant notamment la biodiversité associée (entomofaune, faune du sol, microorganismes par exemple) peuvent également être rajoutées en fonction des problématiques.

Remerciements

Nous remercions Yann Guinet qui a coordonné activement la mise en place de ce dispositif, et tous les membres du réseau RExMarine, notamment François Bottin (Réserve naturelle nationale d'Hourtin, Office national des Forêts), Denis Lanusse (Fédération des Chasseurs du département des Landes), François Sargos (Réserve naturelle nationale de l'Étang de Cousseau, SEPANSO), ainsi que Yolaine Robert qui a contribué à la sélection et à l'échantillonnage des sites.

Nous remercions également Jennifer Dudit (université de Bordeaux, UMR BIOGECO) pour son implication pour la campagne de terrain et de laboratoire.

Ce manuscrit a été amélioré grâce au travail de nos deux rapporteurs, MM. Paul Rouveyrol et Thierry Lecomte, que nous remercions pour leurs remarques judicieuses.

Ce programme de suivi a été financé par le Conservatoire des Races d'Aquitaine, par le fond européen Feder – Fse – 2019 – 6047310 Réseau des sites de préservation de la nature et des vaches Marines, et par la Région Nouvelle-Aquitaine.

RÉFÉRENCES

- ABDEL-MAGID A. H., TRLICA M. J. & HART R. H. 1987. — Soil and vegetation responses to simulated trampling. *Journal of Range Management* 40 (4): 303-306. <https://doi.org/10.2307/3898724>
- AVENIR 2010. — *Le pâturage en zone humide: 15 ans de gestion conservatoire*. Conservatoire des Espaces naturels de l'Isère, Saint-Égrève, 44 p.
- AVOLIO M. L., FORRESTEL E. J., CHANG C. C., LA PIERRE K. J., BURGHARDT K. T. & SMITH M. D. 2019. — Demystifying dominant species. *New Phytologist* 223 (3): 1106-1126. <https://doi.org/10.1111/nph.15789>
- BALENT G., ALARD D., BLANFORT V. & GIBON A. 1998. — Activités de pâturage, paysages et biodiversité. *Annales de Zootechnie* 47: 419-429.
- BARBARO L., CORCKET E., DUTOIT T. & PELTIER J.-P. 2000. — Réponses fonctionnelles des communautés de pelouses calcicoles aux facteurs agro-écologiques dans les Préalpes françaises. *Canadian Journal of Botany* 78 (8): 1010-1020. <https://doi.org/10.1139/b00-071>
- BARBARO L., DUTOIT T., ANTHELME F. & CORCKET E. 2004. — Respective influence of habitat conditions and management regimes on prealpine calcareous grasslands. *Journal of Environmental Management* 72 (4): 261-275. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.05.006>
- BULLOCK A. & ACREMAN M. 2003. — The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences* 7 (3): 358-389. <https://doi.org/10.5194/hess-7-358-2003>
- CASTILLO-GARCIA M., ALADOS C. L., RAMOS J., MORET D., BARRANTES O. & PUEYO Y. 2022. — Understanding herbivore-plant-soil feedbacks to improve grazing management on Mediterranean mountain grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 327: 107833. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107833>
- CHRISTIE A. P., AMANO T., MARTIN P. A., SHACKELFORD G. E., SIMMONS B. I. & SUTHERLAND W. J. 2019. — Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *Journal of Applied Ecology* 56 (12): 2742-2754. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13499>
- CLÉMENT B., AIDOU D., LEBAS J.-F. & NOGUES E. 2011. — Restauration de la Tourbière de Landemarais, vingt années de suivi. *Sciences Eaux & Territoires* 5 (2): 48. <https://doi.org/10.3917/set.005.0048>
- CONSERVATOIRE DES RACES D'AQUITAINE 2017. — *Ecopastoralisme et races locales menacées*. Atlas des sites d'Aquitaine, Le Conservatoire de Races d'Aquitaine, Ulzama, 135 p.
- CONSERVATOIRE RHÔNE-ALPES DES ESPACES NATURELS 2011. — *Rapport d'activité 2011*. Le Conservatoire de Races d'Aquitaine, Ulzama, 32 p.
- CORCKET E. & MOULINIER J. 2012. — Croissance compensatoire et stimulation de croissance chez *Elytrigia juncea* soumis à différents régimes de défoliation. *Acta Botanica Gallica* 159 (3): 363-372. <https://doi.org/10.1080/12538078.2012.724888>
- COUVREUR M., CHRISTIAEN B., VERHEYEN K. & HERMY M. 2004. — Large herbivores as mobile links between isolated nature reserves through adhesive seed dispersal. *Applied Vegetation Science* 7 (2): 229-236. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00614.x>
- DAGET P. & POISSONET J. 1974. — Quelques résultats sur les méthodes d'études phytocologiques, la structure, la dynamique et la typologie des prairies permanentes. *Fourrages* 59: 71-81.
- DARINOT F. & MANNEVILLE O. 2014. — Réponse d'une caricaie eutrophe au pastoralisme et résilience post-pâturage dans la Réserve naturelle nationale du Marais de Lavours (Ain, France). *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon* 3: 85-98.
- DARINOT F. & MORAND A. 2001. — La gestion conservatoire des prairies hygrophiles du marais de Lavours par le pastoralisme. *Naconex* 1: 86-93
- DENNY P. 1994. — Biodiversity and wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 3 (1): 55-611. <https://doi.org/10.1007/BF00177296>
- DIAZ S., LAVOREL S., MCINTYRE, FALCZUK V., CASANOVES F., MICHULNAS D. G., SKARPE C., RUSCH G., STERNBERG M., NOY-MEIR I., LANDSBERG J., ZHANG W., CLARK H. & CAMPBELL B. D. 2006. — Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology* 13 (2): 313-341. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x>
- DUPUY G., GIRAUDOUX P. & DELATTRE P. 2009. — Numerical and dietary responses of a predator community in a temperate zone of Europe. *Ecography* 32 (2): 277-290. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.04930.x>
- FISCHER M. & WIPF S. 2002. — Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation* 104 (1): 1-11. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00149-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00149-5)
- GALLET S., BIORET F., FICHAUT B. & SAWTSCHUK J. 2010. — La phytosociologie, outil pertinent pour le suivi de la restauration écologique? *Revue forestière française* 62 (3-4): 409-416. <https://doi.org/10.4267/2042/38954>
- GIBBS J. P. 2000. — Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14 (1): 314-317. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98608.x>
- GOLODETS C., STERNBERG M. & KIGEL J. 2009. — A community-level test of the leaf-height-seed ecology strategy scheme in relation to grazing conditions. *Journal of Vegetation Science* 20 (3): 392-402. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01071.x>
- GORDON I. J., DUCAN P., GRILLAS P. & LECOMTE T. 1990. — The use of domestic herbivores in the conservation of the biological richness of European wetlands. *Bulletin d'Écologie* 21 (3): 49-60.
- HANSSON L. A., BRÖNMARK C., NILSSON P. A. & ÅBJÖRNSSON K. 2005. — Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* 50 (4): 705-714. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01352.x>
- HARTLEY S. E. & AMOS L. 1999. — Competitive interactions between *Nardus stricta* L. and *Calluna vulgaris* (L.) Hull: the effect of fertilizer and defoliation on above- and below- ground performance. *Journal of Ecology* 87 (2): 330-340. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00353.x>
- HOULAHAN J. E. & FINDLAY C. S. 2004. — Effect of invasive plant species on temperate wetland plant diversity. *Conservation Biology* 18 (4): 1132-1138. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00391.x>
- HUISMAN J. & OLFF M. 1998. — Competition and facilitation in multispecies plant-herbivore systems of productive environments. *Ecology Letters* 1 (1): 25-29. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.1998.00015.x>
- KOHLER F., GILLET F., GOBAT J. M. & BUTTLER A. 2006. — Effect of cattle activities on gap colonization in mountain pastures. *Folia Geobotanica* 41 (3): 289-304. <https://doi.org/10.1007/BF02904943>
- LECOMTE T., LE NEVEU C. & JAUNEAU A. 1981. — Restauration de biocénoses palustres par l'utilisation d'une race bovine ancienne (Highland Cattle): cas de la réserve naturelle des Manneville (marais Vernier – Eure). *Bulletin d'Écologie* 12 (2/3): 225-247

- LECOMTE T., NICAISE L., LE NEVEU C. & VALOT E. 1995 — *La gestion écologique par le pâturage : l'expérience des Réserves naturelles*. Réserves Naturelles de France, Atelier Technique du Ministère de l'Environnement, Paris, 79 p.
- LOWMAN M. D. & BOX J. D. 1983. — Variation in leaf toughness and phenolic content among five species of Australian rain forest trees. *Australian Journal of Ecology* 8 (1): 17-25. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1983.tb01515.x>
- MARION B. 2010. — *Impact du pâturage sur la structure de la végétation : interactions biotiques, traits et conséquences fonctionnelles*. Thèse de doctorat, Université Rennes 1, 227 p.
- MCNAUGHTON S. J. 1985. — Ecology of a grazing ecosystem: the Serengeti. *Ecological Monograph* 55 (3): 259-294. <https://doi.org/10.2307/1942578>
- MILCHUNAS D. G., SALA O. E., LAUENROTH W. K. 1988. — A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132 (1): 87-106. <https://doi.org/10.1086/284839>
- MOINARDEAU C., DUTOIT T., MESLEARD F., ROMANINI B., CROQUET V. & BRUSSON R. 2020. — L'écopastoralisme comme outil de gestion des digues artificielles: le cas de la réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon. *Sciences Eaux & Territoires* 63: 1-7.
- MULHOLLAND B. & FULLEN M. A. 1991. — Cattle trampling and soil compaction on loamy sands. *Soil Use and Management* 7 (4): 189-193. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1991.tb00873.x>
- OLFF H. & RITCHIE M. E. 1998. — Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology & Evolution* 13 (7): 261-265. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01364-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01364-0)
- PAIGE K. N. & WHITHAM T. G. 1987. — Overcompensation in response to mammalian herbivory: the advantage of being eaten. *American Naturalist* 129 (3): 407-416. <https://doi.org/10.1086/284645>
- PRIGENT C., PAPA F., AIRES F., JIMENEZ C., ROSSOW W. B. & MATTHEWS E. 2012. — Changes in land surface water dynamics since the 1990s and relation to population pressure. *Geophysical Research Letters* 39 (8): 2-6. <https://doi.org/10.1029/2012GL051276>
- R CORE TEAM 2021. — *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>, dernière consultation le 15 septembre 2022.
- RIBÉRAU-GAYON R. 2019. — *Races en héritage, la Vache Marine landaise*. Le Conservatoire de Races d'Aquitaine, Ulzama, p 43-46.
- RICHARDSON C. J. 1994. — Ecological functions and human values in wetlands: a framework for assessing forestry --impacts. *Wetlands* 14 (1): 1-9. <https://doi.org/10.1007/BF03160616>
- ROBERT Y. 2017. — *Étude de la mise en place d'un suivi d'impact de l'éco-pastoralisme sur la végétation*. Stage de fin d'études d'ingénieur, Institut national supérieur des sciences agronomiques de l'alimentation et de l'environnement, AgroSup, Dijon, 49 p.
- SOCHER S. A., PRATI D., BOCH S., MÜLLER J., KLAUS V. H., HÖLZEL N. & FISCHER M. 2012. — Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology* 100 (6): 1391-1399. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02020.x>
- THIAULT L., KERNALÉGUEN L., OSENBERG C. W. & CLAUDET J. 2017. — Progressive-Change BACIPS: a flexible approach for environmental impact assessment. *Methods in Ecology and Evolution* 8 (3): 288-296. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12655>
- TUFFNEL F. & BIGNON J. 2019. — *Terres d'eau, terre d'avenir: "Faire de nos zones humides des territoires pionniers de la transition écologique"*. Rapport ministériel, Ministère de la Transition écologique et solidaire, Paris, 108 p.
- WHALEN J. K., CHANG C., CLAYTON G. W. & CAREFOOT J. P. 2000. — Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. *Soil Science Society of America Journal* 64 (3): 962-966. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.643962x>
- WHITTAKER R. H. 1965. — Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147 (3655): 250-260. <https://doi.org/10.1126/science.147.3655.250>
- WINFOLIA 2007. — *WinFOLIA Leaf Area and Morphology*. Regent Instruments Inc., Canada.

Soumis le 11 avril 2022;
 accepté le 15 septembre 2022;
 publié le 8 mars 2023.