

Pollution atmosphérique et biodiversité floristique

A. GRUB, P. BUNGENER, F. CONTAT, S. NUSSBAUM, V. ENDTNER, J. FUHRER*

NDLR : Article paru dans le n° 4, vol. 29, de juillet-août 1997 de la « Revue suisse d'agriculture » et reproduit avec son aimable autorisation.

Résumé

De plus en plus, des travaux signalent les effets négatifs des polluants d'origine atmosphérique sur la biodiversité. À titre d'exemple, quelques résultats en rapport avec le fluor, l'azote et l'ozone sont présentés. L'azote déposé par l'air et l'ozone troposphérique semblent être les principaux polluants affectant la diversité de la flore. De récentes études effectuées à Liebefeld avec l'ozone indiquent que la diminution de la biodiversité floristique des prairies peut être due à la très grande sensibilité relative des espèces. De plus amples recherches sont encore nécessaires afin de déterminer la charge critique permettant de préserver la biodiversité floristique des prairies permanentes.

La diversité génétique en péril

Dans une population d'une seule et même espèce végétale, il existe une variabilité naturelle de tous les traits caractéristiques de l'espèce. Cette « disparité » biologique des individus est la condition sine qua non pour que la population puisse s'adapter à la variabilité des conditions environnementales. La « biodiversité » – un terme qui a acquis sa notoriété publique à la conférence de Rio de Janeiro en 1992 – s'étend des différences génétiques entre les individus d'une espèce jusqu'à celles des espèces des communautés végétales et d'écosystèmes entre elles. De nos jours, cette diversité est principalement menacée au niveau mondial par les changements d'affectation du sol, car l'amplitude des modifications dépasse le potentiel d'adaptation des espèces.

* Station fédérale de recherches en agroécologie et agriculture (FAL) – Institut de recherches en protection de l'environnement et en agriculture (IUL), CH-3003 Liebefeld-Berne.

La pollution atmosphérique est un autre facteur de stress qui peut exercer une pression sélective sur les populations végétales. Les différences génétiques des individus mènent à des réactions différenciées aux facteurs de stress et peuvent conduire à des changements de rapport de force entre les espèces. La sélection selon la résistance aux polluants est également présente au niveau de l'espèce. En effet, dès le début des années 70, on a observé que la résistance de populations végétales exposées aux métaux lourds ou aux polluants atmosphériques, tel le dioxyde de soufre (SO₂), était plus élevée que celle des populations préservées. Depuis, des observations semblables ont été faites à propos d'autres polluants.

Influence du fluor sur la biodiversité

En Suisse, la présence de fluorure atmosphérique s'explique principalement par les activités humaines. Ainsi, la majeure partie des composés fluorés que l'on trouve dans certaines régions du pays proviennent notamment de la préparation électrolytique de l'aluminium et dans une moindre mesure des usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM), des fabriques d'engrais phosphatés, des cimenteries et de l'industrie du verre.

Le fluor se trouve dans le sol, à l'état naturel, sous forme de fluorures combinés avec des métaux alcalins et alcalino-terreux. Dans les régions contaminées, la couche supérieure du sol présente généralement des teneurs en fluor supérieures à celles du sous-sol. L'influence sur la teneur en fluor des graminées fourragères est insignifiante [Contat et al, 1994]. En revanche, des plants de hêtres et d'épicéas croissant sur des sols contaminés ont présenté des teneurs légèrement plus élevées que des plants ayant poussé sur des sols non contaminés [Keller et al, 1995]. Si certaines plantes ne sont pas ou peu contaminées par le fluor du sol, la faune édaphique (insectes et micro-organismes) peut en revanche accumuler le fluor de façon importante et, pour les Carabidés par exemple, influencer la

structure des communautés en avantageant des espèces aux dépens d'autres. La sensibilité des plantes au fluor atmosphérique est très variable et dépend de nombreux facteurs dont les principaux sont la dose reçue, l'espèce, la variété, la morphologie de la plante (stomates, pilosité, âge etc.), les facteurs climatiques et la présence ou non d'autres polluants (SO_2 , NO_x , O_3). Les plantes sensibles peuvent être gravement atteintes (chlorosées) déjà à partir de $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'air. Dans un environnement industriel, les concentrations moyennes se situent entre $0,5$ et $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et atteignent parfois $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au voisinage de la source polluante. Des effets cytogénétiques (mutations, aberrations chromosomiques) ont été notés et corrélés avec la teneur en fluor des tissus. Dans certaines espèces végétales, le développement végétatif a augmenté au détriment de la reproduction générative. Les plantes sensibles et fortement chlorosées disparaissent, modifiant ainsi la composition botanique du couvert végétal.

Walton [1987] a collecté différents petits mammifères autour d'une usine d'aluminium : campagnols agrestes (*Microtus agrestis*), mulots (*Apodemus sylvaticus*), taupes (*Talpa europea*) et musaraignes (*Sorex araneus*). Des teneurs supérieures à 15 000 ppm de fluor ont été trouvées dans le squelette, alors que les ossements témoins montraient une moyenne de 168 ppm F. Des lésions sévères ont été observées sur la dentition des animaux capturés près de l'usine. Les rongeurs, très dépendants de leur dentition, voient de ce fait leur vie fortement raccourcie.

Influence de l'azote sur la biodiversité

Les émissions d'azote (NO_x et NH_3) ont considérablement augmenté au cours de ces dernières décennies. Selon Stadelmann [1992], les émissions totales de NH_3 sont passées en Suisse de 40 000 t N par année en 1950 à 52 600 t N/année en 1990, celles de NO_x de 16 400 t N/année à 60 000 t N/année durant la même période. Les principales sources d'azote sont l'agriculture pour le NH_3 , le trafic et l'industrie pour les NO_x . La déposition moyenne d'azote atteint 23 kg N par ha et par année en Suisse, avec des maximums avoisinant 60-70 kg N [Neftel et al, 1994] ; 60 % environ des dépôts d'azote sont dus aux émissions d'ammoniac et 40 % aux émissions de composés oxydés d'azote provenant du trafic routier, de l'industrie et des ménages. Ces dépôts azotés représentent pour les agroécosystèmes un apport supplémentaire du principal élément nutritif touchant la croissance des plantes. En revanche, les écosystèmes sensibles, comme les forêts, les marais, les prairies maigres, etc. peuvent souffrir de la déposition azotée lorsque celle-ci est supé-

rieure à la charge critique (5 à 35 kg N par ha et par année) de l'écosystème considéré (Bobbink et al, 1996). L'excès d'azote conduit à un déséquilibre nutritionnel (eutrophisation) et à l'acidification du sol dans les écosystèmes sensibles. De plus, des phénomènes de toxicité ou d'augmentation de la sensibilité des végétaux aux maladies, aux ravageurs, des troubles physiologiques, etc. peuvent apparaître.

Diverses études menées aux Pays-Bas ont montré qu'un amendement d'azote de 100 kg par ha et par année sur des prairies maigres et sur un sol calcaire a rapidement conduit à une diminution du nombre total d'espèces floristiques [Bobbink, 1991 ; Willems et al, 1993]. Les plantes rares et menacées ont succombé à la croissance excessive des graminées qui ont modifié la structure verticale du couvert végétal. Des résultats semblables ont été obtenus dans une prairie alpine du Simmental [Baumberger et al, 1996]. Bien que nous disposions de peu de données relatives à la biodiversité de la faune en rapport avec les immissions azotées, il semble établi que la richesse de la faune diminue avec la perte d'espèces végétales. Selon Bobbink et al [1992], l'appauvrissement de la biodiversité floristique apparaît essentiellement lié à l'eutrophisation. En effet, l'apport d'azote dans les écosystèmes limités par celui-ci a graduellement modifié la composition de la végétation pour faire place uniquement à des plantes nitrophiles.

Influence de l'ozone sur la biodiversité

L'ozone présente un risque particulier pour la végétation en raison de sa phytotoxicité, de sa répartition spatiale et de sa charge présente pendant la période de végétation. Divers projets ont étudié la sensibilité relative de nombreuses espèces végétales en phytotron ou en champ. L'apparition de dégâts visibles ou de modifications de la croissance a souvent été retenue comme critère d'appréciation. En outre, des effets sur la formation des inflorescences et la production de graines ont été constatés. Ces phénomènes sont très importants pour les espèces annuelles à faible capacité de reproduction végétative. La validité de l'extrapolation des résultats obtenus en chambre de fumigation à ciel ouvert (*Open Top Chamber*, OTC) aux conditions réelles d'une prairie est souvent mise en question. Il en va de même pour le choix des paramètres biologiques retenus pour la détermination des effets de l'ozone, de la relation temporelle existant entre les épisodes d'ozone et les stades phénologiques des plantes ainsi que de la durée de la période d'observation. Selon le choix du protocole expérimental, une espèce peut être classée dans différentes catégories de sensibilité. Malgré ces difficultés, certaines observations laissent supposer que les espèces sensibles à l'ozo-

ne d'une communauté végétale pourraient être supprimées par les espèces tolérantes. Ce postulat a été confirmé dans quelques expériences [Fuhrer, 1997]. Dans un essai avec une prairie temporaire, le rapport entre la part de trèfles et de graminées s'est modifié de plus en plus en faveur des graminées sous l'influence de charges d'ozone chroniques et croissantes. Le trèfle a été pratiquement éliminé dans le procédé qui comportait la plus grande charge en ozone [Fuhrer et al, 1994]. Étant donné que les graminées avaient profité de la diminution du trèfle, le rendement total ne s'est que légèrement modifié. Par ailleurs, l'essai a montré qu'après une diminution de la charge en ozone, les individus survivants étaient en mesure de se reproduire.

L'évaluation de l'effet de l'ozone sur les communautés végétales se heurte à la difficulté suivante : les différences de réponse à la pollution entre les plantes d'une même espèce peuvent être aussi grandes que celles qui existent entre les espèces. Cette variabilité intraspécifique pourrait être utilisée comme base de sélection à l'ozone : dans une population végétale constamment exposée à l'ozone, l'élimination des génotypes sensibles se produirait continuellement et conduirait à un accroissement de la résistance à l'ozone. Des études menées en Angleterre avec

du grand plantain (*Plantago major*) ont démontré que cette possibilité existe vraiment [Reiling, Davidson, 1992]. Des premiers indices correspondants existent également en Suisse. En effet, selon Endtner [1997] des plantes de trèfle couché (*Trifolium campestre*) provenant du Tessin (considéré comme fortement pollué à l'ozone) ont été moins endommagées à la suite de fumigations ultérieures que des plantes de la même espèce issues d'une population du Plateau [Payerne, VD], moins chargé en ozone que le Tessin (Figure 1). Les conclusions concernant les effets à long terme de l'ozone sur les communautés végétales, en particulier sur leur composition botanique, sont actuellement difficiles à tirer et ce d'autant plus que des processus évolutifs pourraient remettre en question les résultats d'essais de courte durée.

→ Pour toutes ces raisons, un essai de longue durée a été mis en place à Liebefeld afin de déterminer la sensibilité à l'ozone de différentes espèces végétales communes aux prairies suisses. Par ailleurs, un projet de fumigation, sans chambre à ciel ouvert (nouvelle technologie), d'une prairie naturelle est actuellement en cours.

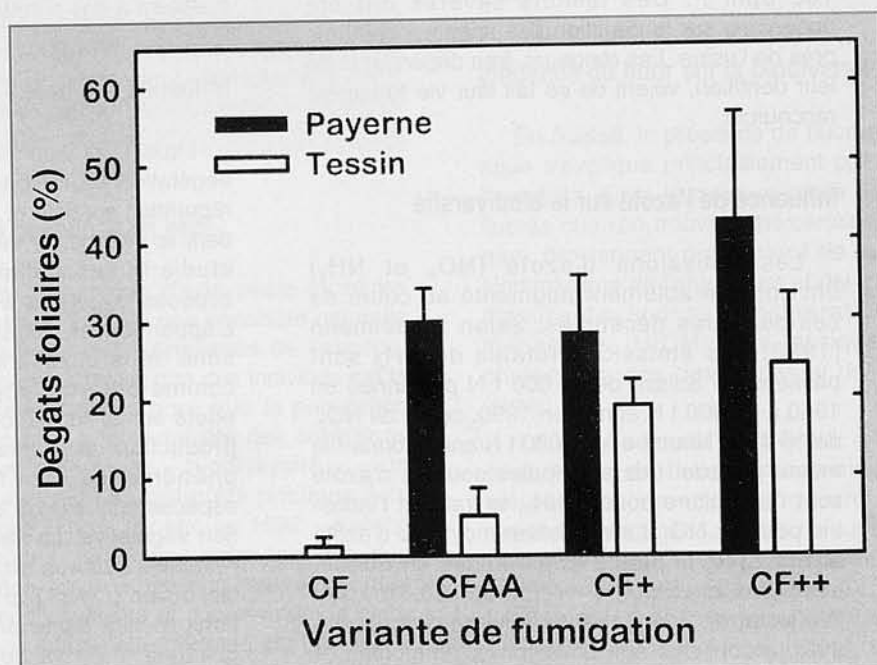


Figure 1.

Relation entre la charge en ozone et les dégâts foliaires (pourcentage de la surface des taches nécrotiques des feuilles par rapport à la surface foliaire totale) de deux populations de trèfle couché (*Trifolium campestre*).

Les variantes de fumigation sont les suivantes : CF : traitement de contrôle (charcoal filtered < 40 ppb O₃) ; CFAA : concentration ambiante ;

CF+ : 1,5 fois la concentration ambiante ; CF++ : 2 fois la concentration ambiante durant les phases épisodiques et concentration ambiante pendant le reste de l'exposition. Les moyennes et les écarts-types de neuf répétitions exposées pendant cinq semaines sont présentés.

Descriptif de l'essai

Le dispositif expérimental utilisé est un « split plot » à trois blocs. L'ozone représente le principal facteur testé (quatre variantes) et le régime hydrique (deux variantes) le facteur secondaire (Tableau 1). Ce dispositif consiste en un ensemble de 24 *Open Top Chambers* (OTC), recevant chacune 24 individus d'espèces différentes représentatives de la flore des prairies permanentes suisses. Toutes les plantes reçoivent ordinairement un régime hydrique normal (humide), sauf durant les *phases épisodiques*, où, pendant quelques jours, seule la moitié des OTC est soumise à une irrigation normale alors que l'autre moitié subit un régime de sécheresse.

L'expérience a débuté au printemps 1995 et a pris fin à l'automne 1996.

Trois récoltes de toutes les plantes ont été effectuées chaque année, en enregistrant à chaque récolte le poids sec des différentes parties végétales (tige avec gaine, limbe et inflorescence) ainsi que le nombre de feuilles et de fleurs.

Dégâts foliaires

Quatre types principaux de dégâts foliaires attribuables à l'ozone ont été observés et décrits dans les espèces suivantes :

- « **Taches nécrotiques brunes** » : *Carum carvi* (cumin des prés), *Trifolium repens* (trèfle blanc), *T. pratense* (trèfle violet), *Onobrychis sativa* (esparcette), *Knautia arvensis* (knautie des prés), *Arrhenatherum elatius* (fromental).
- « **Taches chlorotiques jaune gris** » : *Trifolium repens*, *Tragopogon orientalis* (salsifis des prés), *Centaurea jacea* (centaurée des prés), *Chrysanthemum leucanthemum* (marguerite vulgaire), *Taraxacum officinalis* (pissenlit), *Plantago lanceolata* (plantain lancéolé), *Lotus corniculatus* (lotier corniculé).

- « **Jaunissement accéléré** » : *Crepis biennis* (crépide bisannuelle), *Plantago lanceolata*.
- « **Coloration rouge** » (formation de pigments anthocyaniques) : *Rumex obtusifolius* (rumex à feuilles obtuses), *Centaurea jacea*, *Knautia arvensis*.

Comme on le voit, plusieurs types de dégâts peuvent apparaître dans la même espèce.

Sensibilité des espèces

Un très net gradient dans la sensibilité des espèces étudiées se dessine dans la réponse de la biomasse foliaire au régime hydrique et face à des concentrations élevées d'ozone (traitement CF+). Ainsi, dans le traitement hydrique normal (« humide »), 66,6 % des espèces ont vu leur biomasse foliaire décroître par rapport au traitement de contrôle CF (Figure 2), contre 75 % des espèces dans le traitement hydrique « sec ». Dans le traitement CF++ où l'influence des *phases épisodiques* a été la plus forte, on assiste au contraire à une diminution de la biomasse pour un plus grand nombre d'espèces dans le traitement « humide » (65,2 % des espèces) que dans le traitement « sec » (52,2 %).

En présence de concentrations élevées d'ozone, on constate également une grande diversité de réponses en terme de biomasse dans les espèces étudiées. Si certaines de ces dernières (comme *Trifolium repens*, *T. pratense*, *Festuca rubra*, *Achillea millefolium*) voient leur biomasse considérablement diminuée, d'autres au contraire (*Silene dioica*, *Bromus erectus*) présentent une biomasse fortement augmentée par rapport au traitement de contrôle. La notion de *réponse* à l'ozone (*critical level*) ne peut donc pas être automatiquement assimilée à une baisse de rendement.

Rendement de la biomasse foliaire

Pour les récoltes 1 et 2 de 1995, quatre groupes d'espèces présentant des réactions différentes de leur biomasse foliaire ont été mis en

Tableau 1.
Principales caractéristiques des traitements par l'ozone, index cumulatif pour les trois pousses de 1995 et régimes hydriques.

Traitement	Descriptif	AOT 40 (ppb.h)
CF	contrôle, concentration < 40 ppb	468,5
CFAA	concentration ambiante	13 906
CF+	1,5 x concentration ambiante	37 579
CF++	2 x concentration ambiante durant les phases épisodiques, sinon CFAA	24 250
Régime hydrique		
Humide	arrosage de nuit, la capacité au champ est atteinte chaque matin	
Sec	arrosage restreint durant les phases épisodiques, 1/3-1/2 de la capacité au champ est atteinte chaque matin	

AOT 40 : index cumulatif d'exposition à l'ozone au-dessus du seuil de 40 ppb par heure.

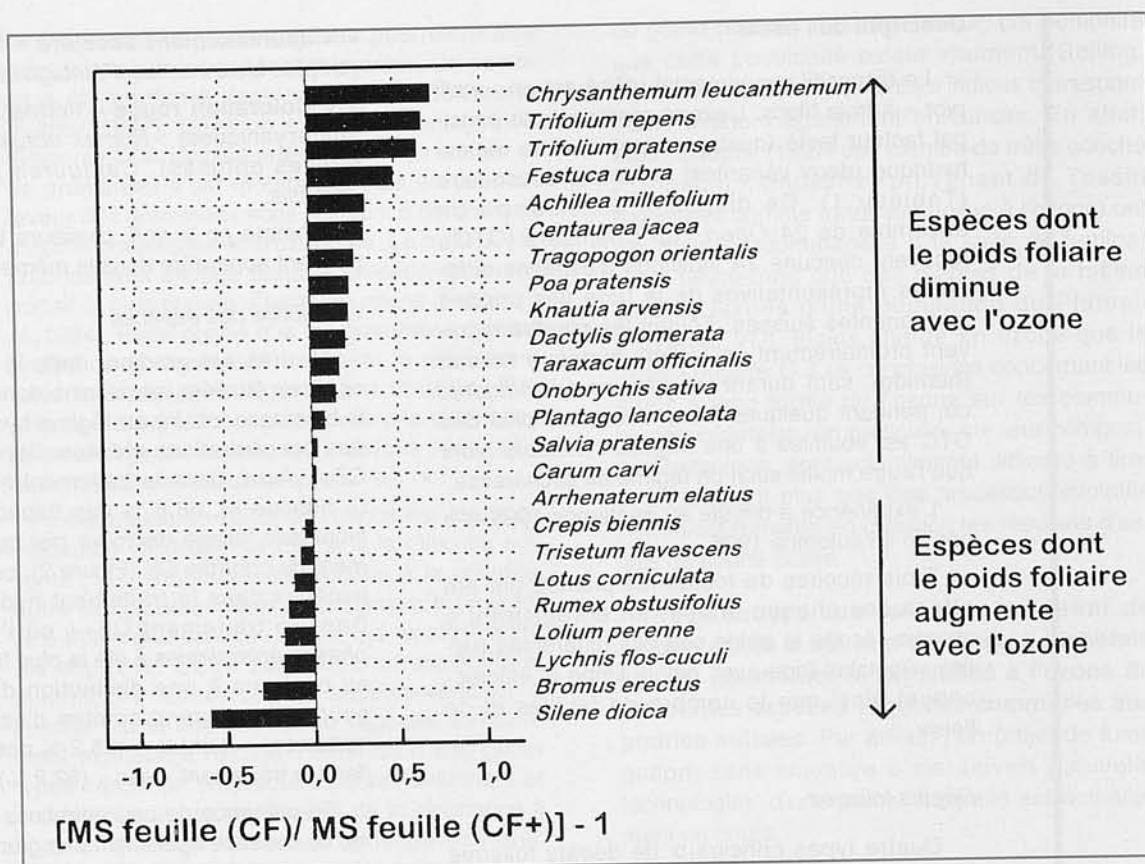


Figure 2.
Sensibilité des 24 espèces végétales étudiées dans la réponse de la biomasse foliaire à une charge en ozone correspondant à 1,5 fois la concentration ambiante. La sensibilité est exprimée en pourcentage de la biomasse du contrôle.

évidence en fonction des régimes d'ozone (traitement humide seulement) par rapport au traitement de contrôle (Figure 3, p. 47 ; une espèce représentative par groupe est présentée).

– Un groupe d'espèces (*Trifolium repens*, *T. pratense*, *Tragopogon orientalis*, *Festuca rubra*, *Poa pratensis*) dont la biomasse foliaire diminue de manière constante avec l'élévation de l'index cumulatif « AOT 40 » (AOT 40 = *Accumulated Exposure Above Threshold of 40 ppb*).

– Un groupe d'espèces (*Centaurea jacea*, *Taraxacum officinalis*, *Crepis biennis*, *Plantago lanceolata*, *Achillea millefolium*, *Chrysanthemum leucanthemum*) dont la biomasse foliaire s'accroît avec de faibles teneurs en ozone (traitement CFAA), pour diminuer ensuite avec des teneurs du photo-oxydant plus élevées.

– Un groupe d'espèces (*Bromus erectus*, *Silene dioica*, *Lychnis flos-cuculi*) dont la biomasse foliaire augmente régulièrement avec des taux d'ozone croissants.

– Un groupe d'espèces (*Arrhenaterum elatius*, *Lotus corniculatus*) dont la biomasse foliaire diminue jusqu'à un seuil critique réactif, au-delà duquel la biomasse augmente à nouveau.

Ces résultats montrent d'importantes différences de réactions (type et ampleur) chez les plantes étudiées face à des charges en ozone élevées (Figure 3, p. 47). En outre, le régime hydrique semble jouer ici un rôle non négligeable dans la sensibilité des espèces végétales. L'impact potentiel de la pollution par l'ozone sur la biodiversité des prairies se concrétise, mais doit encore être étudié in situ sur le couvert végétal.

Conclusions et perspectives

- La pollution atmosphérique affecte sous diverses formes la biodiversité au niveau de l'espèce, des communautés végétales et des écosystèmes. Les dépôts azotés et l'ozone troposphérique semblent être les principaux polluants atmosphériques responsables de la perte de la diversité biologique.
- D'autres études sont encore nécessaires afin de déterminer l'ampleur probable de la diminution de la diversité des espèces, le degré d'adaptation (sélection) des organismes vivants et la charge tolérable en polluants atmosphériques permettant de préserver la biodiversité.

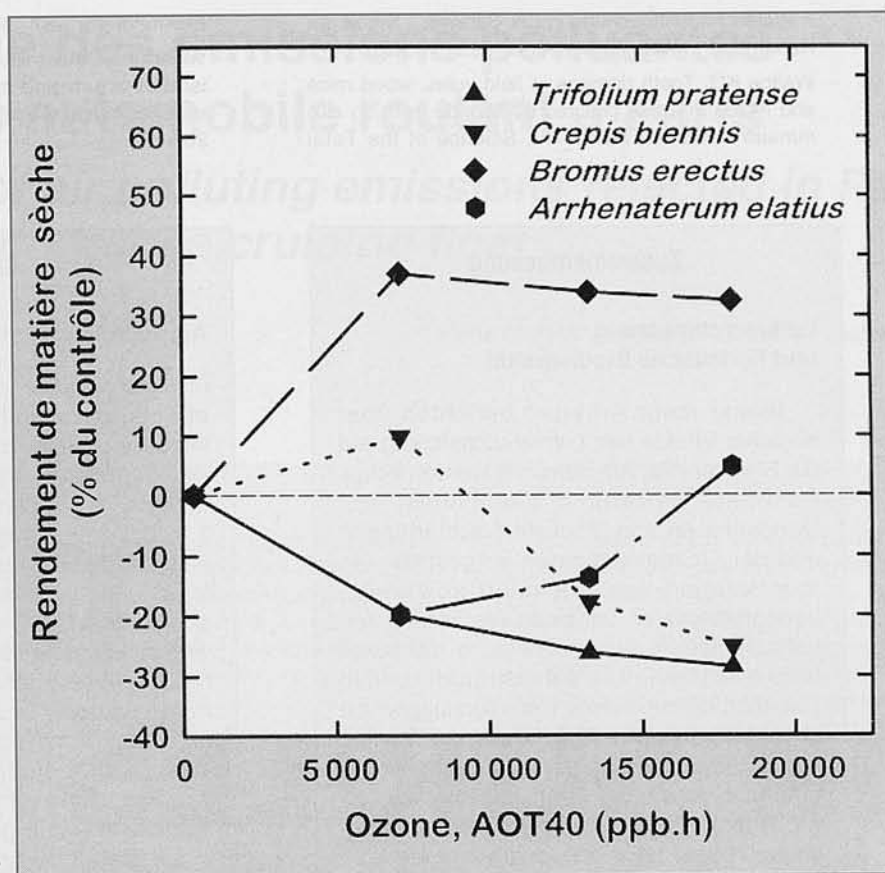


Figure 3.
Effet de la charge en ozone (exprimé selon l'index d'accumulation : AOT40) sur le rendement de la biomasse foliaire (exprimé en pourcentage par rapport au contrôle) pour la première récolte de 1995. Chaque espèce est représentative d'une catégorie de plantes montrant une réaction type à l'ozone.

Références

- Baumberger C, Koch B, Thomet P, Christ H, Gex P. Evolution de la biodiversité dans le long terme. In : Eggenalp. Agrarforschung 1996 ; 3 (6) : 275-78.
- Bobbink R. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. J Appl Ecol 1991 ; 28 : 28-41.
- Bobbink R, Boxman D, Fremstad E, Heil G, Houdijk A, Roelofs J. Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In : Grennfelt P and Thörnelöf E (Eds). Critical load for nitrogen. Nord (Miljörapport) 1992 ; 41 : 111-59. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Bobbink R, Hornung M, Roelofs JGM. Empirical Nitrogen Critical Loads for Natural and Semi-Natural Ecosystems. In : Manual on Methodologies for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded, in UN/ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Annex III) 1996 : 1-54.
- Contat F, Stadelmann FX, Stauffer W, Genoud L, Zadelek J. Le fluor édaphique n'a pas d'influence notable sur la teneur en fluor d'une graminée fourragère (*Lolium perenne*). Résultat d'un essai effectué en Valais. Bull Murithienne 1994 ; 112 : 117-33.
- Endtner V. Ozonempfindlichkeit von *Trifolium campestre*. Diplomarbeit der Universität Bern 1997, (non publié).
- Fuhrer J. Ozone sensitivity of managed pastures. In : Paul N. Cheremisinoff (Ed). Ecological Advances and Environmental Impact Assessment. 1997 : 681-706.
- Fuhrer J, Shariat-Madari H, Perler R, Tschannen W, Grub A. Effects of ozone on managed pasture. II. Yield, species composition, canopy structure, and forage quality. Environmental Pollution 1994 : 307-14.
- Keller T, Lüscher F, Contat F. Bedeutet bodenbürtiges Fluor eine « Altlast » nach Stilllegung einer Aluminiumhütte ? Schweiz Z Forstwes 1995 ; 146 (1) : 25-38.
- Neftel A, Wanner H, Blatter A, Eugster W, Fahrni M, Hesterberg R, Rosset M. Stickstoffeintrag aus der Luft in ein Naturschutzgebiet. Umweltmaterialien Luft. Buwal (Ed) 1994 (28).
- Reiling K, Davidson AW. Spatial variation in ozone resistance of British populations of *Plantago major* L. New Phytol 1992 ; 122 : 699-708.
- Stadelmann FX. Waldschäden und Luftschadstoffe. Mögliche Wirkungen von Stickstoff aus landwirtschaftlicher Sicht. In : Forum für Wissen 1992

- « Waldschädenforschung in der Schweiz : Stand der Kenntnisse ». WSL Birmensdorf 1992 : 113-26.
- Walton KC. Tooth damage in field voles, wood mice and moles in areas polluted by fluoride from an aluminium reduction plant. The Science of the Total

Environment 1987 ; 65 : 257-60.

- Willems JH, Peet RK, Bil L. Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. J Veg Science 1993 ; 4 : 203-12.

Zusammenfassung

Luftverschmutzung und floristische Biodiversität

Immer mehr Arbeiten berichten über negative Effekte der Luftverschmutzung auf die Biodiversität. Als Beispiele werden einige Resultate betreffend des Fluors, der Depositionen von Stickstoffverbindungen und der Ozonbelastungen vorgestellt. Die Immissionen von Stickstoff sowie das bodennahe Ozon scheinen die wichtigsten Luftschadstoffe zu sein, welche die floristische Artenvielfalt beeinträchtigen. In Liebefeld durchgeführte Untersuchungen mit Ozon weisen darauf hin, dass der Verlust der botanischen Vielfalt von Naturwiesen aufgrund der hohen Empfindlichkeit einzelner Arten möglich ist. Zusätzliche Untersuchungen sind noch notwendig, um die kritischen Ozonbelastungen zur Erhaltung der floristischen Biodiversität von Naturwiesen möglichst genau bestimmen zu können.

Summary

Air pollution and floristic biodiversity

The number of reports on negative effects of air pollution on biodiversity is increasing. Here, examples from the literature are presented which concern effects of fluoride, deposition of nitrogen, and ozone. Today, nitrogen loads and levels of tropospheric ozone seem to be most relevant forms of air pollution affecting species diversity of the flora. Results from recent investigations of ozone effects at Liebefeld indicate that the loss of floristic diversity in permanent meadows is possible because of the high relative sensitivity of some typical species. Further studies will be necessary to validate the results obtained from experiment with single plants at the level of the intact plant community in the field, and to identify the critical level of ozone to protect the floristic biodiversity of meadows.