

De invloed van het wild op de Vegetatie ¹⁾

[156 : 182]

THE IMPACT OF A GAME STOCK ON VEGETATION

V. WESTHOFF

SUMMARY

*In the first place several European, American and New Zealand examples of some noxious influence of a game stock on vegetation are dealt with, especially regarding afforestation and woodland regeneration, a.o. the expulsion of *Abies alba* by *Picea abies* in Europe. The question is discussed whether in Europe virgin forests are still existing. In the second place some positive impact of red deer and roe deer on forest regeneration is mentioned, as well as the indirect influence of boar.*

*With a broader view than just the silvicultural, a stock of game aids at the maintenance of variety of ecosystems. So far it is a positive factor as to nature conservation. Examples are discussed with respect to the elk (comparing Dutch and Polish swamp areas) and to the roe deer (maintenance of the moorland communities of the *Nardo-Galium saxatilis* and of the mantle and edge communities of thermophilous deciduous woodland, the so-called „Steppenheide“).*

As to their impact on vegetation rodents are ambivalent, but if the stock is not too big their influence is considered to be positive. Ziesel and coyote are dealt with in short, rabbit at length.

Finally the complex of factors is analysed determining whether a game stock has a deteriorating influence on vegetation or not. Quantitative data are discussed too.

De invloed van het wild op de vegetatie kan zeer verschillend worden beoordeeld. Van het standpunt van de vegetatie-onderzoeker gezien kan deze invloed zowel positief als negatief zijn, d.w.z. hij kan zowel verrijkend als verarmend op de differentiatie en de soortenrijkdom van de begroeiing inwerken. Wij zullen naderhand ingaan op de vraag, van welk factorencomplex dit afhangt. Eerst wil ik van deze invloed enkele voorbeelden geven.

Het meest voor de hand liggende voorbeeld van de invloed van wild op de vegetatie is natuurlijk de vreet- en schiltschade en in mindere mate de slag-schade, schuurschade en schade door vertrappen, die het edelhert toebrengt aan een aantal bossen op de Veluwe, een probleem, waaraan Pels Rijcken in het Ned. Bosbouw Tijdschrift in 1965 een gedegen beschouwing heeft gewijd. Ik mag dit probleem bij de lezer voldoende bekend veronderstellen en wil dus liever eerst een aantal andere voorbeelden memoreren.

¹⁾ Weergave van een niet gepubliceerde voordracht, gehouden voor de cursus „Bosbouw en Wildbeheer“ (zie G. Hellinga, dit tijdschrift 39 (2) 1967 (87-88)). De inhoud van deze bijdrage is mede gebaseerd op onderzoek, destijds verricht op het Laboratorium voor Plantensystematiek en -geografie van de Landbouwhogeschool.

Tevens R.I.V.O.N.-mededeling nr 234 (Rijks Instituut voor Veldbiologisch Onderzoek ten behoeve van het Natuurbehoud).

Afgezien van de schadelijke invloed op bosaanplant en bosverjonging is er van een nadelige invloed van ree en edelhert op de vegetatie in ons land weinig sprake. Wij doelen hier natuurlijk niet op eventuele schade, toegebracht aan niet-afgerasterde akker-, tuin- en weidebouwpercelen. Op het konijn komen wij straks terug. Een van de weinige voorbeelden vindt men bij Stoutjesdijk (1953), die vermeldt, dat bij te hoge wildstand de vraat aan heide wegens de voorkeur van het wild voor jonge heide de regeneratie na brand en de ontwikkeling van de zaailingen sterk kan schaden. Als voorbeelden noemt hij de heide bij Oud-Reemst in het Nationale Park de Hoge Veluwe, de Asselse heide en de heide bij de Torenborg. Het lijkt mij echter niet de bedoeling van dit referaat, het alleen bij Nederlandse voorbeelden te laten.

Een bekend verschijnsel, o.a. behandeld door Walter (1961) en Ellenberg (1963), is de achteruitgang van *Abies alba* in bijna het gehele natuurlijke areaal in Europa, waarbij deze soort grotendeels door *Picea abies* wordt vervangen. Ten dele is dit uiteraard het rechtstreeks gevolg van bosbouwkundige maatregelen. Hierbij is niet alleen te denken aan opzettelijke vervanging van *Abies* door *Picea*, maar ook aan de gevolgen van de vervanging van een plenterbosstelsel door het kaalkappen van relatief grote oppervlakten. Dit begunstigt namelijk *Picea* ten koste van *Abies*. Doch ook waar van een en ander geen sprake is, gaat *Abies* sterk achteruit ten gunste van *Picea*. Hetzelfde geldt met de nodige wijzigingen voor de beuk. De auteurs zijn het er wel over eens, dat men dan in de eerste plaats moet denken aan een overmatig dichte wildstand, daar de fijnspar veel minder van vreeschade te lijden heeft dan *Abies* en *Fagus*.

Een merkwaardig voorbeeld van de indirecte inwerking van het ree op de vegetatie vermeldt Wagner (1961). Het ree graast onder andere *Caryophyllaceae* af, waarvan bij ons voornamelijk in aanmerking komen *Moehringia trinervia*, *Cerastium holosteoides* en *Stellaria*-soorten. Hierdoor zou het reewild regulerend werken op het optreden van de schadelijke parasitaire fungus *Melampsorella cerasii*, die dergelijke *Caryophyllaceae* als gastheer heeft. Of dit verschijnsel in ons land enige praktische betekenis heeft, is mij niet bekend.

De invloed van het wild is een belangrijk aspect bij de beantwoording van de vraag, in hoeverre men in Europa nog van oerwouden kan spreken, een vraag, die ontkennend moet worden beantwoord. Er bestaan nog wel bossen, die men in zeker opzicht als natuurlijk kan beschouwen, namelijk enkele zeer afgelegen en tot dusverre weinig of niet beweide noch bosbouwkundig geëxploiteerde bossen in de montane tot subalpiene zone; voorbeelden zijn het Rotwald bij Lunz in de oostelijke Alpen, het zogenaamde oerwoud bij de Kubany in Tsjechoslowakije en enkele nationale parken in Joegoslavië. Men kan hier echter niet van oerwouden spreken, omdat de uitroeiing of althans decimering van de grote roofdieren heeft geleid tot een zodanige uitbreiding van edelhert, ree en gems, dat de stand van deze dieren veel dichter is dan onder natuurlijke omstandigheden kan worden verwacht. Wanneer de jacht deze dieren niet kort houdt, kunnen ze de jonge opslag van boom-

soorten zelfs evenzeer verwoesten als weidend vee. Een interessant voorbeeld is het Zwitserse Nationale Park, gesticht in 1913. De open plekken, die zich hier vóór 1913 in de bosgordel bevonden als gevolg van vroegere nederzettingen, zijn nog steeds open gebleven, daar het wild hier iedere successie tot bos heeft verhinderd. Ook het bekende zogenaamde oerwoud van Bialowieza in Oost-Polen is geen oerwoud, zoals ik in 1963 uit eigen aanschouwing heb kunnen vaststellen en waarover Klötzli (1965) enige gegevens publiceerde. Het jachtbeleid was in de tsaristische tijd van dien aard, dat alle roofdieren werden verdelgd en de edelhertenstand veel te dicht was. Het gevolg was niet alleen een verschuiving in de samenstelling van de boomlaag van voornamelijk loofhout naar een groter kwantum naaldhout, maar zelfs het uitvallen van een gehele étage, doordat in de laatste kwart eeuw vóór de revolutie iedere bosverjonging onmogelijk werd. Tegenwoordig wordt het woud van Bialowieza deskundig beheerd, maar het hiaat in de laagsgewijze opbouw van het bos is nog altijd duidelijk zichtbaar.

Ik behoef wel nauwelijks te herinneren aan hetgeen Tschermak in zijn in 1950 verschenen handboek „Waldbau auf pflanzengeographisch-ökologischer Grundlage” over de invloed van het wild op bossen heeft te berde gebracht. Hij wijst er op, dat dichte oerwouden van nature wildarm zijn en dat alleen meer savanne-achtige, door veel open plekken onderbroken bossen een betrekkelijk hoge wildstand verdragen. De toestand van de bossen in grote delen van Midden-Europa, in het bijzonder in Oostenrijk, is bijzonder ongunstig beïnvloed doordat hier over het algemeen het jachtbelang prevaleerde boven het belang van de bosbouw. Reeds eeuwen lang werden de Oostenrijkse Alpen als een soort wingewest beschouwd door Westeuropese jagers, die in eigen land wel hoog ontwikkelde bosbouw bedreven, maar door het pachten van jacht en het dan verwaarlozen van het bosbedrijf het Oostenrijkse bos uitmergelden, onder het voorwendsel dat het uitoefenen van een normaal bosbedrijf de rust van het wild te veel zou verstoren. Zoals u ziet is het altijd leerzaam om eens over de grenzen te kijken. Tschermak vermeldt, dat, terwijl een bos twee edelherten op 100 ha zonder wezenlijke schade verdragen kan — daarop kom ik nog terug — er in Oostenrijk jachtgebieden zijn met 70 herten op 100 ha!

Interessante gegevens uit de Verenigde Staten vinden we vooral in een publicatie van Habeck (1960), „Winter Deer Activity in the White-Cedar Swamps of Northern Wisconsin”. Habeck beschrijft hierin de veranderingen die het Virginia-hert, *Odocoileus virginianus*, teweegbrengt in de moerassen van *Thuja occidentalis*. De soorten, die in dit milieu groeien, verdeelt hij in „decreasers”, d.w.z. planten die door de winterse activiteit van dit hert worden benadeeld, en „increasers”, soorten die er juist door worden begunstigd. Deze beide klassen worden verdeeld in een schaal met verschillende waarden. Uit de verhouding tussen increasers en decreasers, met inachtneming van de waardeschaal, berekent Habeck een „deer activity index”. Het blijkt, dat deze *Thuja*-moerassen zich als gevolg van de activiteit der herten in een meer mesofiele, dus relatief drogere, richting ontwikkelen, hetgeen grotendeels het gevolg is van de verandering der bodemeigenschappen als gevolg van tred.

Moore (1961) vermeldt, dat vegetaties van bramen (*Rubus*) zo dicht kunnen zijn, dat ze niet door herten worden aangetast. In deze refugia is dan regeneratie van boomkiemplanten mogelijk, zodat het bos zich hier kan verjongen. Als de hertenstand echter te dicht is, kan er geen *Rubus*-vegetatie meer ontstaan en wordt de bosverjonging geheel verhinderd.

Er zijn uit Amerika echter ook voorbeelden bekend van veel sterkere beschadiging van de vegetatie door het wild. Ik noem slechts de catastrofale vernietiging van de begroeiing door te dichte wildstand, in het bijzonder van het hert *Odocoileus hemionus*, op het Kaibab-plateau in Colorado, resulterend in een ernstig voedseltekort (Humphrey 1962). In Nieuw-Zeeland heeft het in de 19de eeuw ingevoerde roodwild zich in de *Nothofagus*-bossen zo sterk vermenigvuldigd, dat jonge opslag totaal werd vernietigd, de kruidlaag van karakter veranderde en de bodem compacter werd. Er ontstaan daardoor steeds grotere hiaten in het bos, hetgeen in deze steile en neerslagrijke streken tot aanzienlijke erosie leidt (Walter 1961).

Er mag echter niet uit het oog worden verloren, dat hert en ree ook positieve invloeden op de vegetatie kunnen uitoefenen. Boback (1950) wijst er op, dat de bosverjonging op verschillende standplaatsen veel moeilijker tot stand zou komen, als het wild niet de bodem verwondde en de dichte opslag van loofhout zou dunnen. Zo wordt ook wel verondersteld, dat het wilde zwijn een positieve invloed op de loofbosverjonging zou hebben, omdat door het omwoelen van de bodem de kieming van eikels zou worden bevorderd. Ik heb hiervan evenwel nooit een werkelijk bewijs gezien. Het is in dit verband bijvoorbeeld interessant, dat Iablokoff (1953) over het bos van Fontainebleau beweert, dat de verdringing van eik door beuk hier het gevolg zou zijn van de uitroeiing van de wilde zwijnen, aangezien de eiken er sindsdien niet meer zouden kiemen. Uit een onderzoek, dat ik zelf in dit gebied heb ingesteld, is echter gebleken dat dit bepaald onjuist is. Kiemplanten van de eik zijn hier namelijk in alle bostypen talrijk, doch ze worden nooit hoger dan ± 20 cm. Dit heeft verschillende oorzaken, waaronder het wegvreten door herten en reeën moet worden genoemd; de invloed van de fauna op de bosverjonging is hier dus veeleer negatief dan positief. Dit neemt intussen niet weg, dat de activiteit van het wilde zwijn wel in meer indirecte zin een positieve invloed kan uitoefenen. Zo maakte dr G. Sissingh mij er opmerkzaam op, dat de in het bos levende muizen door het gewroet van de zwijnen opgejaagd en voor een deel door de zwijnen geconsumeerd worden. Nu is sinds de klassieke onderzoeken van Watt (1923) bekend, dat de muizenpopulatie in beuken- en eikenbossen de belangrijkste oorzaak is die de regeneratie van bos bemoeilijkt; slechts in uitzonderlijk gunstige jaardagen is het aantal kiemplanten voldoende om de muizenvraat te overleven. Helaas is mij geen kwantitatief gegeven bekend over de gunstige invloed, die het wilde zwijn in dit opzicht zou kunnen hebben.

Wij moeten er evenwel aan denken, dat het eenzijdig zou zijn om de invloed van het wild op de vegetatie uitsluitend te waarderen naar zijn bosbouwkundige aspecten. Dat het wild bos vernietigt, kan bijvoorbeeld uit natuurbeschermingsoogpunt een voordeel zijn. Om zich dit duidelijk voor

ogen te stellen, moet men bedenken, dat in bepaalde landschapstypen, destijds als landschappen met aflopende vegetatie-ontwikkeling aangeduid (Westhoff, 1945, 1952, 1953, 1956), de successie van zeer uiteenlopende plantengesellschaften tenslotte uitloopt op één eenvormig bostype, hetgeen tot eentonigheid en tot sterke verarming van flora en fauna leidt. Het meest voor de hand liggende voorbeeld hiervan is een uitgestrekt laagveengebied als dat van NW-Overijssel, waar een veelzijdig patroon van open water, rietzomen, drijftillen, lisdoddevelden, zeggemoerassen, trilvenen, schraallanden en veenmosrietlanden bij uitschakeling van het aloude menselijke bedrijf tenslotte door natuurlijke successie overgaat in slechts één levensgemeenschap, het elzenbroek. In zulke gebieden ontmoet men dus het probleem, dat het behoud van de veelzijdigheid der mozaïek- en zonatiestructuren van de levensgemeenschappen slechts mogelijk is, wanneer de een of andere vernieuwende factor ingrijpt, die de successie ombuigt of ongedaan maakt. In dit opzicht is het leerzaam, onze grote laagveenmoerasgebieden te vergelijken met die in Polen. Hoewel de tendentie tot ontwikkeling tot bos daar zeker niet kleiner is dan bij ons, blijft de ten dele open mozaïekstructuur van deze moerassen in Polen veel beter behouden dan in ons land, hoewel men daarvoor in Polen geen beheersmaatregelen treft. Dit verschil berust hierop, dat in Polen nog een evenwicht bestaat tussen de vegetatie en de herbivore fauna, in het bijzonder de elandenstand. De eland is een karakteristiek moerasdier, dat zich in de ten dele beboste laagveengebieden optimaal ontwikkelt en daar de vegetatie essentieel beïnvloedt. De natuurbescherming kan slechts betreuren, dat wij deze factor in het dicht bevolkte westen van Europa moeten missen. De eland is niet door andere dieren te vervangen, en wederinvoer van elanden kan bij ons niet worden overwogen, alleen reeds, omdat het in Nederland een manie is geworden alle natuurgebieden totaal te ontsluiten voor hetgeen te pas en te onpas recreatie wordt genoemd. Invoer van elanden zou een stormloop van nieuwsgierige toeristen veroorzaken, speciaal uit oostelijke richting, en de bouw van hotels met namen als „Zum dicken Elch“ aan de rand van een dergelijk natuurgebied zou het verdere verval inluiden. De enige vergelijkbare invloed in Nederland en in Midden-Europa is die van de snel toenemende populatie van verwilderde knobbelzwanen (Mörzer Bruijns, 1961), die grote hoeveelheden waterplanten verslinden, maar die alleen in de eerste stadia van de verlanding werkzaam zijn en niet kunnen bijdragen tot het afremmen van bijvoorbeeld het dichtgroeien van trilveen tot moerasbos.

Er zijn nog tal van andere voorbeelden te geven van de positieve invloed van het wild op het behoud van de verscheidenheid in de vegetatie. Zo vermeldt Ellenberg (1963), dat een matige reeënstand het dichtgroeien van vochtige heide (*Ericetum*) met jonge berken verhindert, waarbij vooral de 30-70 cm hoge boompjes het moeten ontgelden. In het algemeen moet men ook wel aannemen, dat het grazen door het wild van oudsher het ontstaan en de instandhouding van natuurlijke graslanden heeft bevorderd, die als kleine enclaven in het bosgebied moeten hebben gelegen. Van deze oorspronkelijke graslanden moeten wij de latere halfnatuurlijke en de huidige cultuurgraslanden afgeleid denken; de karakteristieke flora en fauna van deze gras-

landen moet tenslotte ergens vandaan gekomen zijn (zie ook Sissingh, 1953). Interessante voorbeelden zijn de vegetaties van de „heischrale graslanden”, het Nardo-Galion saxatilis, die vroeger in ons land een grote verbreiding hadden, speciaal daar waar min of meer vochtige arme zandgrond door vee — voornamelijk schapen — werd beweid. Het nagenoeg verdwijnen van deze vorm van extensieve beweiding uit ons land heeft ertoe geleid, dat het voortbestaan van het Nardo-Galion hier steeds meer gebonden raakt aan gebieden met een relatief dichte stand van rood- en reewild, bijvoorbeeld het Kroondomein. De invloed van het ree op de instandhouding van de zogenaamde steppenheide is ook van belang. Met deze merkwaardige naam voor iets dat noch met steppe, noch met heide te maken heeft, bedoelt men een ingewikkeld mozaïekcomplex van struweel en open vegetaties van hoog opschietende kruiden, zogenaamde „Hochstaudenhalden”. Deze „steppenheide” treedt in geheel Midden-Europa in kalkgebieden op als een stabiele gradiënt van bos via een mantel van struikgewas en een zoom van „Hochstauden” naar open kalkhellinggrasland. Deze vegetaties, door Th. Müller (1962) beschreven als Trifolio-Geranietaea sanguinei, behoren in botanisch opzicht tot de rijkste van Europa; tal van geliefde fraai bloeiende planten als *Dictamnus albus*, *Geranium sanguineum*, *Campanula persicifolia*, *Polygonatum odoratum*, *Origanum vulgare* vinden hier hun speciale milieu. De stabiliteit van dit milieu wordt bevorderd door het weiden van het ree.

Uit een onderzoek van Klötzli (1965) is gebleken, dat reeën in de mantel en de zoom van het bos veel meer voedsel tot zich nemen dan in het bos zelf, ook wanneer de kwantiteit voedsel in het bos ruim voldoende is. Weer een ander voorbeeld bieden de zogenaamde „Lägerfluren” in de subalpine zone der gebergten. Hieronder verstaat men plekken in de alpenweiden, waar het vee zich pleegt te verzamelen, en die zich onderscheiden door een bijzondere en soortenrijke vegetatie. In het Zwitserse Nationale Park zijn deze speciale biotopen sinds de oprichting in 1913 tot op heden behouden gebleven, hoewel het vee destijds uit het park is verdreven; de rol van het vee is echter overgenomen door edelhert, gems en marmot (Ellenberg, 1963).

De marmot brengt ons op de knaagdieren en herinnert ons eraan, dat wij niet alleen aan de herkauwers moeten denken. Knaagdieren hebben een zeer sterke invloed, vooral op graslandschappen. Zo speelt de Ziesel een belangrijke rol in de Oosteuropese steppen van het gebied der zwarte aarde, enerzijds negatief doordat ze een belangrijke oogstderving teweeg brengen, anderzijds positief, omdat ze de structuur van de grond zeer gunstig beïnvloeden. Men schat het aantal Ziesels in de Oekraïne op 30 miljoen, en moet daarbij bedenken, dat iedere Ziesel behalve gras ook nog 4-8 kg graan per jaar vreet (Walter, 1951). Een hiermee te vergelijken rol speelden in Noord-Amerika de thans uitstervende prairiehonden (*Cynomys ludovicianus*), die uitgestrekte burchten bouwen, waaromheen tot op een afstand van 150 m het plantendek sterk is veranderd. Uit een onderzoek in Californië is gebleken, dat de opbrengstvermindering van graslanden door de vraat van prairiehonden en andere knaagdieren 16-35 % bedroeg (Fitch en Bentley, 1949). Taylor c.s. (1935) vermelden, dat in Zuid-Arizona 22-55 % van de potentiële oogst wordt

geconsumeerd door de „jack rabbit”. In Mongolië bestaat de gehele steppe uit heuvels; dat zijn burchten van de marmot *Marmota bobac sibirica*, die elk een oppervlakte van 19 bij 15 m innemen en 1 m hoog worden. Men doodt jaarlijks 2 miljoen van deze dieren, doch dit is slechts een fractie van de totale populatie en deze neemt hierdoor dan ook niet af (Walter, 1951).

Verreweg het meest bekende voorbeeld van de invloed van knaagdieren op de vegetatie is natuurlijk het konijn. Dit is tevens een goed voorbeeld van het reeds gestelde, dat zo'n invloed zowel positief als negatief kan zijn, al wordt er gewoonlijk slechts van een konijnenplaag gesproken. Nauwkeurig onderzoek over de invloed van konijnen op de begroeiing is vooral in Engeland verricht; samenvattingen vindt men o.a. bij Tansley (1949) en Walter (1951).

Het is niet zeker, of het konijn oorspronkelijk in Noordwestelijk Europa inheems was. In ieder geval is het dat wel op het Iberisch schiereiland. Men neemt wel aan, dat de Romeinen het naar onze streken hebben overgebracht, de Noormannen naar Engeland. De eerste vermelding, zowel voor Vlaanderen als voor Engeland, stamt uit de 13de eeuw; aan het einde van de 14de eeuw moeten de konijnen zowel in Engeland als in Vlaanderen en Nederland reeds talrijk zijn geweest. Ze werden echter tot de 18de eeuw beschermd in het belang van de jacht. Uitvoerige gegevens hieromtrent voor ons land vindt men o.a. in een publicatie van Boerboom (1957). Wanneer men ziet, hoe de konijnen vroeger in de watten werden gelegd, kan men zich op het eerste gezicht er slechts over verbazen, dat er nog zoveel van onze duinen is overgebleven. Bij nader inzien bedenkt men dan echter enerzijds, dat het duingebied ook inderdaad in vroeger tijden heel wat meer gedevasteerd was dan nu, terwijl anderzijds de — straks nader toe te lichten — conclusie moet zijn, dat het met de verwoestende werking van het konijn dus toch wel meevalt.

Enkele aan Boerboom (1957) ontleende voorbeelden van de vroeger werkelijk roerende zorg voor het konijn wil ik u niet onthouden. De sloten, die het duingebied aan de binnenduinstrand van het cultuurgebied scheidde, moesten aan de duinzijde van een flauw hellend talud voorzien zijn, opdat de konijnen er niet in zouden verdrinken. De duinen moesten regelmatig met helm worden beplant, niet alleen voor het vastleggen van het zand, doch blijkens de voorschriften uitdrukkelijk ook om de konijnen van voedsel te voorzien. Als er sneeuw lag, moest de pachter ter bijvoeding van de konijnen hooi in de duinen brengen. Honden moesten in het duin „geblokt” of „gepoot” zijn, d.w.z. met een blok aan de hals lopen, dan wel met een afgesneden poot; ook zag men er heil in, voor te schrijven dat de oren van katten moesten worden afgesneden. In konijnenarme jaren werden nieuwe konijnen ingebracht en werd de jacht tijdelijk verboden.

In Engeland, veel meer dan in ons land, zijn de konijnen tot een plaag geworden; de gegevens hieromtrent vindt men samengevat o.a. bij Tansley (1949) en Walter (1951). Dat hun invoer in Australië daar tot een nationale ramp heeft geleid, mag wel als bekend worden verondersteld (zie o.a. Walter, 1951).

De invloed van de konijnen op de duinvegetatie is niet homogeen. Ze

gaan niet ver van hun holen vandaan, zodat om een konijnenhol heen een zekere zonatie merkbaar is. Direkt om het hol heen is alles kaal. Iets verder blijft een zeer laag, ± 1 cm hoog grasdek over, al naar de omstandigheden voornamelijk bestaande uit *Agrostis tenuis*, *Poa pratensis*, *Festuca rubra*, *Koeleria albescens* of *Festuca ovina*. Eerst op 60 m afstand van het hol is er geen duidelijke invloed meer. Daar konijnen sociale dieren zijn, bevinden de holen zich vaak dichterbij dan 60 m. In dat geval is de invloed dus wel overal aanwezig, maar daarom nog niet gelijkmatig. Een optimale konijnenstand bevordert de ruimtelijke verscheidenheid. Dit is eerst duidelijk gebleken, toen de konijnenstand door de myxomatose sterk terugliep. De oudere kalkrijke duinen vertoonden voordien een stabiel, gevarieerd mozaïeklandschap, waarin berkenbosjes, hoog en dicht struweel van liguster, meidoorn, rozen, vlier, kardinaalsmuts en wegedoorn, ijler struweel van duindoorn, vlier en liguster, dwergstruweel van kruipwilg enz. afwisselden met droge graslanden van uiteenlopende samenstelling (open Tortuto-Phleetum, gesloten Taraxaco-Galietum en, op noordhellingen, hoger en dichter, zeer soortenrijk Anthyllidi-Silenetum). Na de intrede van de myxomatose veranderde dit karakter: het landschap verarmde en raakte genivelleerd. Het struweel breidde zich sterk uit, en een dichte, soortenarme grasmat van duinriet (*Calamagrostis epigeios*) dreigde de soortenrijke droge graslanden geheel te overwoekeren. Naarmate de konijnenstand zich geleidelijk herstelde, keerde de vroegere, nog niet geheel verdwenen verscheidenheid geleidelijk terug.

Experimenteel successie-onderzoek (met en zonder uitsluiting van konijnen) in duin- en kweldervegetaties op „de Beer” en op Schiermonnikoog heeft het volgende geleerd (Van Leeuwen & Westhoff, 1960). Bij uitsluiting van konijnen deden zich de volgende verschijnselen voor:

1. Toeneming in hoogte en dichtheid van de begroeiing.
2. Toeneming in aantal van de soorten, die wel worden gegeten en hiervan hebben te lijden.
3. Vestiging of toeneming in betekenis van hoog opschietende grassen en kruiden.
4. Vestiging van houtige gewassen door kieming van zaden en opslag van worteluitlopers.
5. Vermindering in betekenis van uitstoelende grassen.
6. Vermindering van aantal van soorten, die niet worden gegeten en die bovendien nog op andere wijze worden bevoordeeld door de aanwezigheid van konijnen.

Genoemd onderzoek heeft verder tot de volgende conclusie geleid over het verband tussen de konijnenpopulatie en het patroon van de begroeiing.

De konijnen beïnvloeden de vegetatie zowel indirect, via de bodem (door graven en bemesting), als direkt door begrazing. Deze begrazing geschiedt selectief, waarbij enerzijds een voorkeur aan de dag wordt gelegd voor bepaalde soorten en bepaalde plaatsen en anderzijds een afkeer van andere soorten en andere plekken. De plaatsen waar zij zich plegen te voeden zijn open en grazig, met een kort gewas. De plekken die zij als voedselterrein vermijden zijn met hoge grassen of struwelen bezet. Deze ruige begroeiing

hebben de konijnen evenwel nodig als toevluchtsoord, wanneer zij bij de maaltijd worden gestoord.

De horizontale structuur van dit mozaïek van open en gesloten vegetatietypen wordt in eerste instantie bepaald door de geomorfologie en waterhuishouding van het duinlandschap. De konijnen dragen evenwel in belangrijke mate bij tot versterking van deze structuurvorming, door aansluiting bij de gegeven differentiatie. Zij houden hun weidjes zorgvuldig vrij van opslag van hoge grassen en struiken. Zonder aanwezigheid van konijnen geraken vele van deze open plekken al spoedig met dergelijke opslag begroeid. Na terugkeer van de konijnen blijken de dichtbegroeide plaatsen hun aantrekkelijkheid als voedselterrein voor hen te hebben verloren.

Gegevens over de preferentie van voedselplanten door konijnen vindt men o.a. bij St. Clair-Thompson (1928), Van der Kloot (1937), Boodt (1934), Tansley (1949), Walter (1951), en vele daarin geciteerde publicaties. Gemeden worden harige en giftige planten als *Verbascum*, *Cynoglossum*, *Solanum nigrum*, *Centaureum*, maar ook *Senecio jacobaea* (die daardoor vaak optreedt als kenmerkende soort voor door konijnen overbeweid terrein), *Urtica dioica*, *Glechoma* en de sappige *Sedum acre*. Van wilde en aangeplante houtgewassen genieten de voorkeur: groveden, Oostenrijkse den, larix, Abies, eik, es, esdoorn, tamme kastanje, populieren en wilgen. Sommige andere soorten worden voornamelijk als jonge opslag aangetast: beuk, douglas, sitka. Het minst te lijden hebben berk, vlier en Corsicaanse den. Waar het duinberkenbos de neiging vertoont, zich tot eikenbos te ontwikkelen, is duidelijk te zien (bijvoorbeeld in Voorne's Duin), dat alleen die eiken, die in konijnenarme jaren gekiemd zijn, de konijnenvraat hebben overleefd.

Natuurlijk leidt overmatige konijnenstand wel tot devastatie, maar dit is vooral het geval in de kalkarme duinen (ten N. van Bergen) met hun zoveel kwetsbaarder begroeiing. De devastatie is hier voornamelijk secundair: de aantasting van het duin leidt namelijk tot het ontstaan van stuifkuilen, met als gevolg een steeds verder om zich heen grijpende aeolische verstoring van het duingebied. Er zijn evenwel ook gevallen, waarin ernstige devastatie het rechtstreekse gevolg is van de konijnenjacht, namelijk daar, waar de jachtcombinatie de duinen stukgraaft om de konijnen uit hun holen te verdrijven. Op deze wijze worden bijvoorbeeld sommige geïsoleerde duinen in het staatsnatuurreservaat de Boschplaat op Terschelling ernstig beschadigd of zelfs geheel vernield.

Nu wij de voedselpreferentie van het konijn kort hebben besproken, willen wij nog ingaan op die van het reewild. Hierover verscheen in 1965 een uitmuntende dissertatie van Klötzli, die weliswaar betrekking heeft op het „Schweizer Mittelland”, maar waaraan met de nodige wijzigingen toch ook voor ons land tal van nuttige gegevens zijn te ontleen.

Op grond van directe waarneming van het reewild en door vaststelling van vraatsporen heeft Klötzli in een aantal bos-, grasland- en moerasplantengeselschappen de voedselplanten van het reewild bepaald en in vijf appreciatiegroepen verdeeld, waarop wij nog terugkomen. Ongeveer 70 % van de meer dan 500 in het gebied voorkomende en tevens onderzochte planten-

soorten worden gevreten, maar slechts 12 % daarvan behoren tot de meest geprefereerde klasse. Wegens de periodiek sterk wisselende vraatintensiteit aan verschillende plantengroepen werd het jaar in vijf voedselperioden verdeeld. De jaarperiodiciteit van de primaire produktie aan plantenmassa in bos- en graslandgezelschappen werd bepaald. Het bleek, dat de invloed van beweiding door het reewild op de samenstelling van kruid- en struiklaag in bijna alle bosgezelschappen constateerbaar was. Met een speciale methode werden het voedselaanbod en de activiteit van het reewild in verschillende plantengezelschappen berekend. De grote, werkelijk open, lichte plekken in de bossen waren over het algemeen slechts weinig geschikt voor beweiding door reeën, daar grassen hier domineren. Halflichte, half-open plekken met veel bramen en struikopslag bleken daarentegen zeer geliefd te zijn. De mate, waarin boomsoorten blootstaan aan vraat door reewild, bleek sterk van de standplaats af te hangen. Zo worden *Abies* en vele andere bomen in het Pruneto-Fraxinetum (vochtige, voedselrijke standplaats) sterk aangetast, daarentegen nauwelijks in het Querceto-Abietetum luzuletosum (drogere, schrale, voedselarme standplaats). Allerwege sterk aangetast werden *Taxus*, *Robinia*, *Pinus silvestris*, *P. strobus* en *Ulmus*. Een soortgelijke afhankelijkheid bestond ten aanzien van de veegschade. Van drie voor het „Schweizer Mittelland” typische landschappen, namelijk een molasse-heuvelland (water- en voedselrijk), een Rissmoraine-plateau (relatief voedselarm) en een moerasgebied, werden op speciale wijze vegetatiekaarten vervaardigd, waaruit belangrijke gegevens over de in deze landschappen verschillende gedragingen van het reewild konden worden verkregen, o.a. met betrekking tot de gemiddeld verorberde voedselhoeveelheid (16 kg/ha/vegetatieperiode in het molassegebied, 4 kg/ha/vegetatieperiode in het morenegebied) en tot de verschillen in dagperiodiciteit (gedrag van het ree in de loop van de dag) tussen de drie landschappen.

Het is wel interessant, nog even in te gaan op de voedselvoorkeur. Van de door Klötzli onderzochte soorten noem ik slechts diegene, die in ons land regelmatig in door reeën bezocht terrein voorkomen.

Groep 4, regelmatig sterk gevreten (totaal 41 soorten):

<i>Abies alba</i>	<i>Viburnum opulus</i>
<i>Carpinus betulus</i>	<i>Rubus caesius</i>
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Rubus fruticosus</i>
<i>Quercus robur</i>	<i>Rubus idaeus</i>
<i>Quercus petraea</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
<i>Taxus baccata</i>	<i>Epilobium angustifolium</i>
(„besonders beliebt”!)	<i>Lapsana communis</i>
<i>Sambucus nigra</i>	<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>Sambucus racemosa</i>	<i>Lythrum salicaria</i>
<i>Sarothamnus scoparius</i>	

Groep 3, periodiek sterk gevreten of regelmatig matig gevreten (totaal 44 soorten):

<i>Acer campestre</i>	<i>Crataegus</i> spp.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Evonymus europaea</i>
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Prunus spinosa</i>
<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Salix caprea</i>	<i>Aegopodium podagraria</i>
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Angelica sylvestris</i>
<i>Tilia cordata</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>
<i>Tilia platyphyllos</i>	<i>Geum urbanum</i>
<i>Ulmus</i> div. spp.	<i>Rumex acetosella</i>
<i>Corylus avellana</i>	<i>Senecio sylvaticus</i>

Groep 2, vaak en dan matig gevreten (totaal 64 soorten):

<i>Acer platanoides</i>	<i>Dryopteris austriaca</i>
<i>Picea abies</i>	<i>Dryopteris filix-mas</i>
<i>Prunus avium</i>	<i>Deschampsia caespitosa</i>
<i>Prunus padus</i>	<i>Dactylis glomerata</i>
<i>Populus tremula</i>	<i>Poa trivialis</i>
<i>Fragula alnus</i>	<i>Fragaria vesca</i>
<i>Ribes vulgare</i>	<i>Hypericum perforatum</i>
<i>Hedera helix</i>	<i>Melampyrum pratense</i>

Groep 1, soms en dan zwak gevreten (totaal 89 soorten):

<i>Betula</i> spp.	<i>Glechoma hederacea</i>
<i>Larix decidua</i>	<i>Impatiens parviflora</i>
<i>Quercus borealis</i>	<i>Lycopus europaeus</i>
<i>Ilex aquifolium</i>	<i>Oxalis acetosella</i>
<i>Lonicera periclymenum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Holcus mollis</i> (sic!)	<i>Prunella vulgaris</i>
<i>Juncus effusus</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
<i>Poa nemoralis</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Ajuga reptans</i>	<i>Teucrium scorodonia</i>
<i>Anemone nemorosa</i>	<i>Veronica officinalis</i>
<i>Cardamine pratensis</i>	<i>Viola</i> spp.
<i>Galium aparine</i>	

De vijf perioden van seizoensvoorkeur van het ree zijn volgens Klötzli (1965) de volgende:

1. van half maart tot eind april: voornamelijk grasachtigen en knoppen van houtgewassen.
2. van begin mei tot half juni: voornamelijk de overige monocotylen en het jonge loof van houtgewassen.
3. van half juni tot half oktober: voornamelijk dicotyle kruiden en loof van houtgewassen.

4. van half oktober tot eind december: voornamelijk varens, knoppen, bramen.
5. van begin januari tot half maart: voornamelijk grasachtigen, knoppen en bramen.

Tenslotte zou ik nog in willen gaan op de vraag, in hoeverre de mate, waarin het wild schadelijk is voor de vegetatie, afhangt van een complex van factoren. Tal van auteurs hebben zich hier in de laatste vijftien jaar over geuit; ik noem Duschek (1951), Leibundgut (1952), Rudi (1956), Kessl (1956), Ueckermann (1957, 1960), Hennig (1957), het rapport Hertenreservaten (1959), Bubenik (1959), het rapport Hertenbeheer (1961), Keller (1963), Pels Rijcken (1965), Klötzli (1965). Als samenvatting van deze studies zouden de volgende acht factoren zijn te noemen:

1. seizoen en tijd van de dag,
2. weersgesteldheid, inclusief schommelingen daarin en intensiteit van de zonnestraling,
3. de biogeocoenose (Russische term) of het oecosysteem (Anglo-Amerikaanse term), m.a.w. het totaal van milieu en plantengezelschap,
4. de omgeving van de biogeocoenose, met inbegrip van de intensiteit van de agrarische exploitatie, mate van afrastering, verkeersdichtheid enz.,
5. de exploitatievorm van de biogeocoenose; bewuste en onbewuste invloed van de mens, bijvoorbeeld bosbouwkundige maatregelen, aard en mate van de verontrusting door bezoekers, jachtwild,
6. dichtheid en sociale structuur van het wild,
7. de gezondheidstoestand van het wild,
8. de mate, waarin het wild de aanwezige boomsoorten preferiert.

Het samenwerken van al deze factoren beïnvloedt direkt of indirekt de sterkte van de vraat, vooral aan jonge bomen.

Er zijn hiervoor nog enige nadere opmerkingen te maken, in de eerste plaats inzake de factoren die het dier zelf betreffen. Wanneer te grote aantallen dieren op een te kleine ruimte samenleven, treedt een dierpsychologische „gedrags-factor” of „volte-factor” op, die zich uit als een „stress”-werking. De prikkeling van het centraal zenuwstelsel prikkelt de drang tot voedselopname, met het gevolg dat het dier meer eet dan normaal. „Stress” wordt ook bevorderd door onrust. Dit is een van de redenen, waarom het in het belang van de bosbouw is, rustgebieden te creëren en in stand te houden.

Hennig (1957) formuleert het aldus: hoe groter de dichtheid van een soort is, hoe meer deze is blootgesteld aan aanvallen van de zijde van andere leden van de biocoenose, met inbegrip van ziekten.

Het is wel duidelijk, en de auteurs zijn het daar over eens, dat factor 6 van het grootste belang is. Een te hoog opgevoerde wildstand is de hoofdoorzaak van het optreden van wildschade. Een eerste eis voor vermindering daarvan is een nauwkeurige aanpassing van de dichtheid van de wildstand aan de aard van het landschap.

Wanneer de biocoenose maar optimaal en veelzijdig is samengesteld en niet te ver van de natuurlijke situatie afstaat, kan de wildstand relatief on-

schadelijk zijn. Een voorbeeld geeft Fratz (1963) uit Zuid-Tirol: hier vinden we in een sterk gedifferentieerd gebied met een gunstig voedselaanbod zeer sterk wild en zeer geringe schade. Maar in het algemeen treedt reeds in zomer en herfst een tekort aan geprefereerde voedselplanten op (Klötzli, 1965). De moderne chemische onkruidbestrijding maakt dit beeld nog ongunstiger. Veelal is er tekort aan kwaliteit (voedingsstoffen en mineralen) en te weinig lignine. Ook de cultuurtechnische verbetering van de landbouwgronden is ongunstig, speciaal voor het reewild. Veelvuldige afrasering heeft het wild verdreven van de agrarische milieu's, waardoor teveel wordt geëist van het bos. De aanleg van monoculturen draagt, zoals na het bovenstaande te begrijpen is, aanzienlijk bij tot een versterking van de wildschade.

Juon (1963) noemt, in een goede samenvatting, als oorzaak van wildschade: „überhegte Bestände in äsungsarmen Wäldern". Klötzli (1965) wijst er echter op, dat het minder juist is, generaliserend te spreken over bossen die een tekort aan voedsel bieden. Er treedt ook grote wildschade op in bossen met een rijkelijk en veelzijdig aanbod van voedsel, ook in streken waar speciaal het in de herfst voorkomende voedsel niet bijzonder schaars is te noemen.

Wanneer het dan tenslotte toch onvermijdelijk is om enige normatieve getallen te noemen, zij herinnerd aan de normen van Ueckermann (1957, 1960). Voor het reewild noemt hij 7-15 exemplaren per 100 ha als biologisch aanvaardbare dichtheid, 3 tot 11 exemplaren als economisch aanvaardbare dichtheid. Daburon (1963) is van oordeel, dat dit getal 11 slechts betrekking kan hebben op zeer uitzonderlijke gevallen. Volgens hem is de norm in de goede rijke bossen van Frankrijk 8 exemplaren per 100 ha, in de naaldwouden van de Vogezes ongeveer 3 exemplaren. Voor het roodwild geeft Ueckermann de bekende getallen van 1,5-2-2,5 ex. per 100 ha, al naar gelang van de kwaliteit van de standplaats. Hoewel deze getallen vrij algemeen aanvaard worden, o.a. ook door Daburon (1963) voor Frankrijk, moeten ze toch met grote voorzichtigheid gehanteerd worden, speciaal in gebieden die kleiner zijn dan 100 ha, en voorts waar men met kudde-effecten, stress door verontrusting, enz. heeft te maken. Hiervoor zij verder verwezen naar de kritische beschouwing van Pels Rijcken (1965).

Als conclusie van mijn betoog zou ik het volgende willen stellen: Het wild is een onderdeel van de biocoenosen en kan daarop zowel een positieve als negatieve invloed uitoefenen.

Wanneer de wildstand niet te hoog is, overweegt de positieve invloed, omdat het wild de verscheidenheid van de vegetatie bevordert, dus monotonie en verarming tegengaat. Wanneer de wildstand te hoog is, treedt verarming op en dus schade, niet alleen in direct economische zin, zoals door opbrengstdaling en erosie, maar op de duur in bossen vooral door het uitblijven van een verjonging, dus het verdwijnen van het bos, elders door het verdwijnen van een geleidelijk groter wordend aantal soorten.

Literatuur:

Alexander, H.; Black cherry, *Prunus serotina* Ehrh. — Deer browse plants of southern forests, ed. by L. K. Halls and Th. H. Ripley. Publ. Southern and Southeastern Forest Experiment Stations, Forest Service, U.S. Dep. of Agriculture 1961 (1-48).

- Boback, A. W.*; Ist das Wild im Wald nur schädlich? — *Alg. Forstz.* 5, 1950 (185-187).
- Boerboom, J. H. A.*; Begroeiing en landschap van de duinen onder Scheveningen en Wassenaar van \pm 1300 — heden. Een historisch-vegetatiekundige studie. Gestencilde uitgave Lab. Plantensyst. en — geogr. Landbouwhogeschool, 1957 (1-77).
- Boodt, P.*; De duinbebossing op de Noordzee-eilanden. — *Ned. Bosbouw Tijdschrift* 7 (6 t/m 12) 1934 (177-195, 217-226, 286-306, 329-337, 369-377, 409-419 en 457-469).
- Bubenik, A.*; Grundlagen der Wildernährung — Berlin 1959 (1-299).
- Daburon, H.*; Les dégâts de cerf et de chevreuil en forêt. — *Rev. forest. françe.* 15 (11) 1963 (860-874).
- Duschek, S.*; Die Wildfrage in der modernen Forstwirtschaft. — *Österr. Vierteljahrschr. Forstw.*, 92, 1951 (147-154).
- Ellenberg, H.*; Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. — Einführung in die Phytologie, IV (2) 1963 (1-943).
- Fitch, H. S. and Bentley, J. R.*; Use of California annual-plant forage by range rodents. *Ecology*, 30, 1949 (306-321).
- Fratz, E. P.*; Rehwild in Südtirol. — *Der Anblick* 18, 1963 (1-71).
- Habeck, J. R.*; Winter deer activity in the white-cedar swamps of northern Wisconsin. — *Ecology* 41, 1960 (327-333).
- Hennig, R.*; Jagdwissenschaftliche Beiträge zur Biozönose-Forschung-Waldhygiene 2, 1957 (80-90).
- Hertenreservaten*; Rapport van de adviescommissie Hertenreservaten. Dir. v. d. Landbouw, Hoofdafd. Doc. en Publ., 1959 (5-36).
- Hertenbeheer*, Vervolgrappot van de Adviescommissie Hertenreservaten. Dir. v. d. Landbouw, Hoofdafd. Doc. en Publ., 1961 (5-44).
- Humphrey, R. R.*; Range Ecology — New York, 1962 (1-234).
- Iablokoff, A. Kh.*; Un carrefour biogéographique: le massif de Fontainebleau. *Ecologie des réserves* — Paris, 1953.
- Juon, P.*; Über neuere Erkenntnisse zur Frage der Rehwildernährung — *Schweiz Ztschr. Forstwes.* 114, 1963 (98-117).
- Kessl, J., Fanta, Hanüs, Melichar, Ribal*; Ochrana lesa proti škodám zoeri (Forstschutz gegen Wildschäden; Russisch met Duitse samenvatting), Praag 1956 (1-204).
- Kloot, W. G. van der*; De invloed van de konijnen in het natuurmonument de Beer. *De Lev. Natuur*, 42, 1937 (33-41).
- Klötzli, F.*; Qualität und Quantität der Rehäsung. — *Verhöff. Geobotan. Inst. E.T.H. Zürich*, 38, 1965 (1-186).
- Leeuwen, C. G. van, en V. Westhoff*; Myxomatose en successie op Schiermonnikoog. — Gestencild rapport RIVON, Bilthoven (thans Zeist), 1960 (1-6).
- Leibundgut, H.*; Waldbau und Wildstand. *Schweiz. Z. Forstw.* 103, 1952 (534-544).
- Moore, D. M.*; Blackberry, raspberry and dewberry (*Rubus* spp). Deer browse plants of southern forests, e.d. by L. K. Halls and Th. H. Ripley. Publ. Southern and Southeastern Forest Experiment Stations, Forest Service, U.S. Dep of Agriculture, 1961 (56-57).
- Mörzer Bruyns, M. F.*; De toeneming van de knobbelzwanen (*Cygnus olor*) in West-Europa. *Het Vogeljaar*, (3) 1961 (1-4).
- Müller, Th.*; Die Saumgesellschaften der Klasse Trifolio-Geranietea sanguinei. *Mitt. flor.-soziol. Arb. gem. N.F.* 9, 1962 (95-140).
- Pels Rijcken, P. H.*; Schiltschade van edelherten aan de groveden. *Ned. Bosbouw Tijdschr.* 37 (2) 1965 (30-65).
- Rüdi, K.*; Wildschädenbekämpfung im Wald durch Verbesserung der Äsungsverhältnisse. *Schweiz. Jagdtz.* 1956 (14-18).
- Sissingh, G.*; Keuze en beheer van natuurmonumenten uit botanisch oogpunt. In: Keuze en beheer van natuurmonumenten, K.N.N.V., Amsterdam 1953 (33-50).
- St. Clair-Thompson, G. W.*; The protection of woodlands by natural as opposed to artificial methods. London, 1928 (1-223).
- Stoutjesdijk, P.*; Vegetatiekundig onderzoek van Veluwe heidevelden. In: Heeft onze heide nog toekomst? Studiekring voor de Veluwe, Arnhem 1953 (15-46).
- Tansley, A. G.*; The British islands and their vegetation. Cambridge, 1, 1949 (1-484).
- Taylor, W. P., c.s.*; The relation of jack rabbits to grazing in southern Arizona. *Journ. For.* 33, 1935 (490-498).
- Tschermak, L.*; Waldbau auf pflanzengeographisch-ökologischer Grundlage. Wenen, 1950 (1-722).

- Ueckermann, E.*; Wildstandsbewirtschaftung und Wildschadenverhütung beim Rehwild. Neuwied, Rh. 1957 (1-110).
- Ueckermann, E.*; Wildstandsbewirtschaftung und Wildschadenverhütung beim Rotwild, Hamburg 1960 (1-164).
- Wagner, H. A.*; Waldbau und Wild. Der Anblick, 16 (8) 1961 (237-339).
- Walter, H.*; Standortslehre (analytisch-ökologische Geobotanik). Einführung in die Phytologie III: Grundlagen der Pflanzenverbreitung, Ludwigsburg, 1, 1951 (1-525).
- Watt, A. S.*; On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration. Journ. of Ecol. 11, 1923.
- Westhoff, V.*; Biologische problemen der natuurbescherming. Drachten 1945 (18-30).
- Westhoff, V.*; The management of nature reserves in densely populated countries considered from a botanical viewpoint. Proc. and Papers Techn. Meeting, I.U.P.N., Brussel, 1952 (77-81).
- Westhoff, V.*; Het botanisch beheer van natuurreservaten. Jaarb. Ver. tot Behoud van Nat. Mon. Amsterdam, 1950-1953 (104-110).
- Westhoff, V.*; Het beheer van natuurreservaten. In: Vijftig jaar natuurbescherming in Nederland, Amsterdam, 1956 (217-222).
-