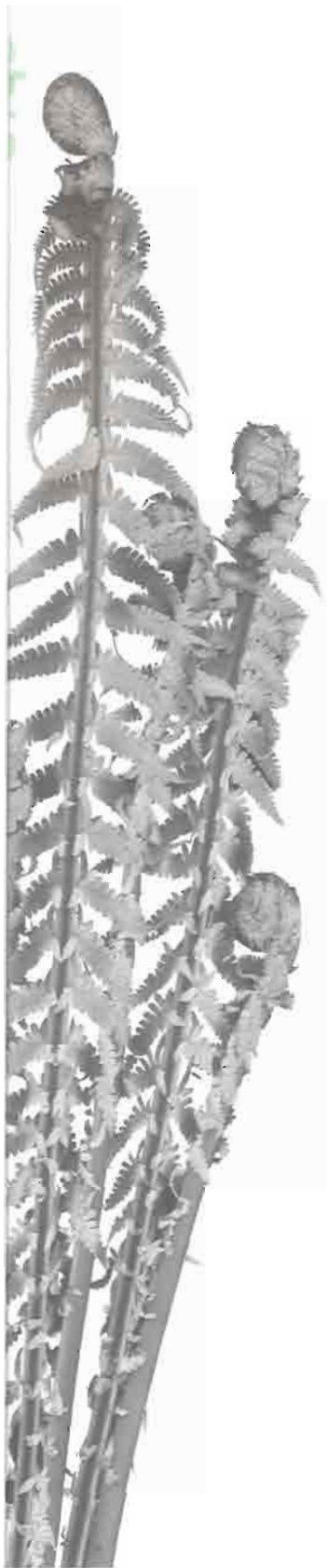


bos+natuur



overlevingsplan

Preadvies Kalkgraslanden

bos+natuur

OBN Preadvies Kalkgraslanden

**Roland Bobbink
Jo H. Willems**

Expertisecentrum LNV, Wageningen, 2001

© 2001 Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij

Rapport OBN-16
Ede/Wageningen, 2001

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of telefonisch worden besteld bij het Expertisecentrum LNV onder vermelding van code OBN-16 en het aantal exemplaren.

Oplage 250 exemplaren

Samenstelling Roland Bobbink en Jo H. Willems

Tekstbijdragen Frits Bink, Hans Esselink & Theo Peeters (onderdeel Fauna)

Foto omslag Roland Bobbink. Fraai kalkgrasland

Druk Ministerie van LNV, directie IFA/Bedrijfsuitgeverij

Productie Expertisecentrum LNV
Bedrijfsvoering / Vormgeving en Presentatie
Bezoekadres: Marijkeweg 24, Wageningen
Postadres: Postbus 30, 6700 AA Wageningen
Telefoon: 0317 474801
Fax: 0317 427561

Inhoudsopgave

1	Inleiding	5
1.1	Achtergrond van het preadvies kalkgraslanden	5
1.2	Opzet preadvies en leeswijzer	6
2	Biotiek en abiotiek van kalkgraslanden	7
2.1	Areaal	8
2.2	Abiotiek	9
2.3	Soortensamenstelling en natuurwaarden	11
2.3.1	Vegetatie	12
2.3.2	Fauna	14
2.3.3	Conclusie	17
2.4	Relaties met aangrenzende graslandvegetaties	17
3	Aantasting en bedreigingen van natuurwaarden in kalkgraslanden	21
3.1	Verzuring	21
3.2	Vermesting (eutrofiëring)	23
3.2.1	Gevolgen van atmosferische N-depositie	23
3.2.2	Gevolgen van nutriëntentoevoer uit hoger gelegen landbouwgrond	25
3.3	Verdroging	25
4	Herstelbeheer van kalkgraslanden	27
4.1	Huidig beheer kalkgraslanden	27
4.2	Herstelbeheer in het kader van EGM/OBN	27
4.2.1	Herstelbeheer na nutriëntenverrijking met N+P+K	27
4.2.2	Herstelbeheer na verrijking met N	29
4.2.3	Herstelbeheer van langdurig verwaarloosd kalkgrasland	31
4.3	Recente probleemvelden bij het beheer	35
5	OBN-onderzoek in Zuid-Limburgse hellingschraallanden	37
5.1	A. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en herstel van Limburgse hellingcomplexen met schraallandvegetaties	37
5.2	B: Onderzoek naar de oorzaken van achteruitgang en de mogelijkheden tot herstel van faunistische waarden in kalkgraslanden	38
6	SAMENVATTING	41
	Geraadpleegde literatuur	43

1 Inleiding

1.1 Achtergrond van het preadvies kalkgraslanden

In de laatste decennia is het duidelijk geworden dat antropogene emissies tot nivellering van Nederlandse natuurgebieden kan leiden. Mede daarom is door de overheid beleid gestart om deze emissies bij de bron aan te pakken, het zogenaamde brongerichte beleid (Nationaal Milieubeleidsplan 1990). Aangezien de reductie van deze emissies tot aanvaardbare niveaus zeker 15-20 jaar zal duren, is tegelijkertijd in het Natuurbeleidsplan eind 1989 de aanzet gegeven tot het effectgerichte beleid. De regeling EffectGerichte Maatregelen (EGM) heeft als doelstelling het ontwikkelen en in praktijk brengen van effectieve herstelmaatregelen in door verzuring en eutrofiëring aangetaste ecosystemen. De maatregelen zijn bedoeld als overbrugging van de periode met overschrijdingen van de kritische depositiewaarden (zgn. "critical loads") voor met name stikstof- en zwavelverbindingen (NO_x , NH_y & SO_x). Onder de nieuwe regeling "Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN)" wordt dit in 1995 nogmaals benadrukt, waarbij ook methoden voor herstel tegen de gevolgen van verdroging (o.a. daling grondwaterstand en verminderde kweltoevoer) in beschouwing worden genomen. Met het nemen van herstelmaatregelen wordt gepoogd de oorspronkelijke soortsdiversiteit en soortensamenstelling terug te krijgen of de laatste resten in stand te houden. Oorspronkelijk kan hier het beste worden geïnterpreteerd als de situatie zoals die was juist voor de antropogene versnelde verzuring, vermisting (eutrofiëring) of verdroging in de tweede helft van de twintigste eeuw.

Het merendeel van de door EGM gefinancierde projecten betreft autonome (reguliere) projecten, d.w.z. projecten met herstelmaatregelen waaraan verder geen onderzoek is verbonden doordat er voldoende kennis aanwezig is over de effectiviteit van de maatregel. Een deel van de subsidies wordt gebruikt voor onderzoek naar sturende factoren en processen in voor verzuring, vermisting of verdroging gevoelige ecosystemen, het ontwikkelen van nieuwe herstelmaatregelen en het vervolgens op praktijkschaal testen op effectiviteit. Hiervoor zijn zogenaamde referentieprojecten aangewezen, waarin op praktijkschaal door natuurbeheerinstanties experimentele herstelwerkzaamheden worden uitgevoerd en de reacties van biotiek en abiotiek worden gevolgd. Dit EGM-onderzoek ("monitoring") wordt uitgevoerd door of onder begeleiding van zogenaamde deskundigenteams. Tot ca. 1999 zijn zes van deze teams actief in de volgende groepen van ecosystemen: oppervlaktewateren, natte schraallanden, hoogvenen, bossen, droge duinen en matig mineraalrijke heiden en schraallanden. Het onderzoek van het laatstgenoemde deskundigenteam "Matig mineraalrijke heide en schraallanden" is sinds eind 1989 gericht geweest op effectgerichte maatregelen in zowel natte als droge heischraallanden en voorheen soortenrijke heiden. De natuurwaarden van deze mineraalarme tot matig mineraalrijke heischrale graslanden en heiden (*NARDO-GALION SAXATILIS*, *ERICION TETRALICIS* en *CALLUNO-GENISTION PILOSAE*) zijn van grote betekenis, maar ernstig bedreigd door bodemverzuring, ammoniumaccumulatie, eutrofiëringsprocessen en soms verdroging. In het Pleistocene deel van Nederland waren deze vegetaties tot enige decennia geleden vrij algemeen. De veranderingen in bodemchemie en vegetatie, met speciale aandacht voor bedreigde plantensoorten, zijn gekwantificeerd in ca. 15 referentieterreinen. Over de resultaten van fase 1 en 2 is uitgebreid gepubliceerd in de verschillende rapporten en overzichtverhalen (o.a. De Graaf *et al.* 1994; Roelofs *et al.* 1996; Bobbink *et al.* 1998). Het onderzoek naar herstelmaatregelen tegen verzuring, vermisting en (deels) verdroging in deze ecosystemen is daarmee voor een aanzienlijk deel afgerond. Tevens is een aantal experimentele effectgerichte maatregelen geschikt bevonden voor de praktijk. Begin 1997 is formeel besloten om dit deskundigenteam in het kader van OBN uit te breiden met een aantal andere ecosystemen, zodat dit team nu als volgt heet: "Droge en vochtige Schraallanden, Heiden en Kalkgraslanden". In het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur is daarop door het EC-LNV opdracht gegeven tot het opstellen van een (verkort) preadvies voor het natuurdoeltype kalkgrasland.

1.2 Opzet preadvies en leeswijzer

Kalkgrasecosystemen behoren tot de natuurdoeltypen binnen spoor B (halfnatuurlijke systemen) van het natuurbeleid in Nederland. In de nota "Ecosystemen in Nederland" (LNV 1995) hebben de ecosystemen in spoor A en B de hoogste prioriteit gekregen. Ook in de onlangs verschenen ecosysteemvisie Graslanden (Van Opstal *et al.* 1997) is dat het geval. Kalkgraslanden behoren tot de ernstig (soms zeer ernstig) bedreigde ecosystemen van Nederland, waarvoor het van groot belang is om in de toekomst ook aandacht te besteden in het kader van OBN. In dit preadvies wordt in hoofdstuk 2 een overzicht gegeven van de biotiek en abiotiek in dit type grasland. Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 aandacht besteed aan de kennis op nationaal en internationaal gebied over (mogelijke) gevolgen van verzuring, vermesting en verdroging. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op het huidige beheer van kalkgraslanden en ook op relevante herstelmaatregelen (EGM) en recente probleemvelden bij het beheer. Dit heeft geleid tot de formulering van de belangrijkste hiaten in kennis en onderzoeksvragen betreffende de negatieve invloed van juist genoemde milieuverstoringen en mogelijke herstelmaatregelen om deze veranderingen te niet te doen (hoofdstuk 5).

2 Biotiek en abiotiek van kalkgraslanden

Kalkgraslanden zijn halfnatuurlijke vegetaties bestaande uit kruiden, grassen, mossen en soms korstmossen, die voornamelijk voorkomen op matig droge en kalkhoudende bodems. Het ontstaan ervan vond plaats nadat de mens het oorspronkelijk aanwezige loofhoutbos had gekapt en op de open plaatsen gedurende enkele jaren akkerbouw uitoefende ("zwerfandbouw"). Het rooien van het natuurlijke bos is in West-Europa reeds in de prehistorie begonnen. Op de opengekapte plaatsen werd enkele jaren van de initiële of oerbosvruchtbaarheid geprofiteerd, doordat een groot deel van de in de strooisel- en humuslaag opgeslagen nutriënten beschikbaar kwam voor het cultuurgewas. Nadat de bodem zelfs voor de toenmalige primitieve vorm van akkerbouw te arm aan noodzakelijke nutriënten was geworden, werden de open plaatsen als weideplaatsen voor het vee benut, waardoor herstel van het oorspronkelijke bos werd verhinderd en de natuurlijke vruchtbaarheid van dergelijke plaatsen gedurende zeer lange tijd werd gebruikt (Willems 1980; Ellenberg 1996).

De permanent open plaatsen boden aan tal van plantensoorten van open, onbeschaduwde groeiplaatsen de mogelijkheid zich hierin te vestigen of uit te breiden. Dit betrof vooral soorten van natuurlijke open habitats, zoals van steile rotsrichels, van steppevegetaties uit oostelijker gebieden, uit het mediterrane gebied of van boomloze plaatsen nabij rivieren en de zee kust. Afhankelijk van verschillen in (micro-)klimaat, bodem, hellinghoek, expositie en het gebruik, ontstonden in de loop van eeuwen zeer soortenrijke vegetaties, die Europees gezien een grote verscheidenheid aan vegetatietypen vertoonden. Eén belangrijke factor hadden al deze kalkgraslanden gemeen, namelijk dat er voortdurend nutriënten uit het systeem werden afgevoerd door de landbouwhuisdieren en dat er geen opzettelijke bemesting door de mens plaatsvond. Sedert de Middeleeuwen bedekten kalkgraslanden grote oppervlakten in Noord-west Europa.

Half-natuurlijke vegetaties speelden in Europa een belangrijke rol in het agrarische bestel vóór de grootschalige toepassing van kunstmest. De kalkgraslanden leverden via het grazende vee de voor de akkerbouw noodzakelijke mineralen zonder dat deze vegetaties opzettelijk werden bemest en zonder dat dit voor het voortbestaan ervan nadelige gevolgen had. Deze vegetaties kunnen derhalve beschouwd worden als excellente voorbeelden van duurzaam gebruik van natuurlijke hulpbronnen ("sustainable natural resources") (Willems 1987; Ellenberg 1996). In Nederland worden kalkgraslanden aangetroffen in het uiterste zuiden van de provincie Limburg. Aldaar zijn deze graslanden tot kort na de Tweede Wereldoorlog beweid door schaapskudden die onder leiding van een herder rondtrokken (Hillegers & Reuten 1978; Hillegers 1993) (Fig. 1). De schapen graasden op deze kalkgraslandhellingen die minder geschikt waren voor akkerbouw of fruitteelt en deponeerden hun mest 's avonds in de stal. Deze mest werd gebruikt om de akkers te bemesten en het kalkgrasland heeft hiermee een soortgelijke functie gehad als de West-europese heidevelden (o.a. Aerts & Heil 1993). Naast de begrazing door schapen werden lokaal kalkgraslanden, die op minder steilere hellingen waren gelegen, gebruikt als hooiland.

Met de productie en toepassing op grote schaal van kunstmest in de eerste helft van de 20e eeuw, verdween het belang van de kalkgraslanden als natuurlijke leverancier van tot die tijd noodzakelijke organische mest. Bovendien konden met behulp van kunstmest en nieuwe landbouwtechnieken grote oppervlakten van het kalkgraslandareaal in hoger productieve landbouwgrond (akker of grasland) worden omgezet. Ook zijn veel kalkgraslanden met bomen beplant voor de houtproductie, kleinere percelen en ver van de dorpen gelegen terreinen zijn verlaten en spontaan bebost, waardoor ook de karakteristieke flora en fauna verdween. Op deze wijze is dit begrazingssysteem in Zuid-Limburg net na de Tweede Wereldoorlog geheel verdwenen. Door de hoge soortendichtheid en het grote aandeel van zeldzame soorten trokken deze vegetaties al in het begin van deze eeuw de belangstelling van botanici en zoölogen. Door de snelle verkleining van het areaal ervan werden in enkele landen in West-Europa, waaronder Nederland, al vrij spoedig pogingen ondernomen enkele waardevolle gebieden te beschermen. Zo heeft bijvoorbeeld de Bemelerberg nabij Maastricht reeds in 1938 de status van natuurreservaat gekregen vanwege de uitzonderlijke rijkdom aan voor ons land zeldzame soorten en werd het terrein al in 1942 eigendom van Stichting Het Limburgs Landschap (van Schaik 1960).

Figuur 1. Kleine schaapskudde met herder op noord-westhelling van de Gulpernerberg in het begin van de jaren vijftig van de vorige eeuw. Rechts op de foto Gulpen met R.K. Kerk (Oude Ansichtkaart, collectie J.H. Willems).



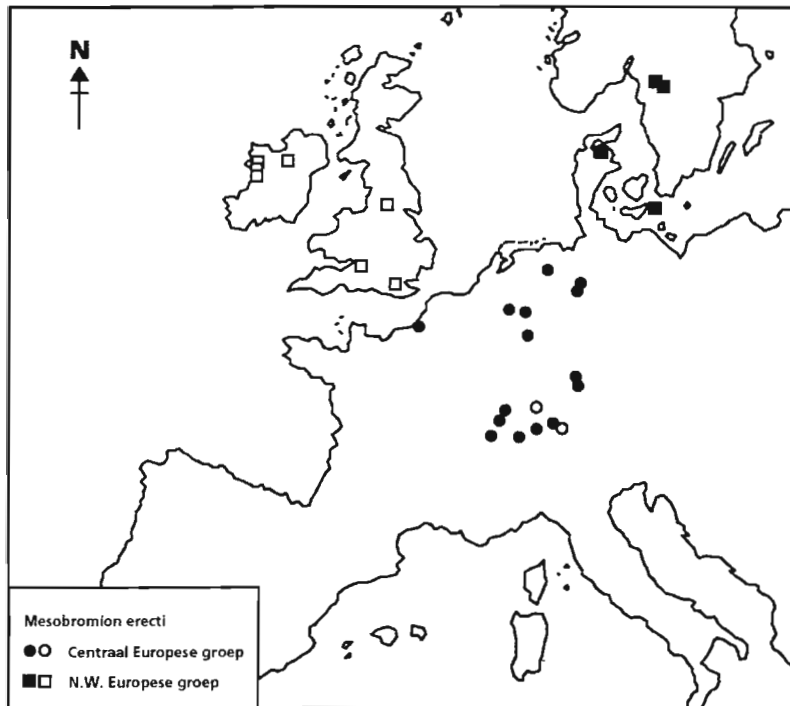
Momenteel zijn in Zuid-Limburg een kleine twintig kalkgraslandterreinen als natuurterrein bewaard gebleven, variërend in grootte van enkele aren tot ca. 5 hectaren. Dit betreft echter slechts ca. 5 % (25 ha) van het oorspronkelijke areaal, dat vermoedelijk meer dan 50 % van het oppervlak van de steile (>10° inclinatie) kalkhellingen heeft ingenomen (Willems 1987; Bobbink 1988; Schaminée *et al.* 1996). Hoewel in Nederland dus maar een zeer gering gedeelte van het oorspronkelijke areaal aan kalkgrasland is bewaard gebleven, is dit percentage nu waarschijnlijk hoger dan op het Europese vasteland als geheel.

2.1 Areaal

In Nederland worden kalkgraslandvegetaties aangetroffen in het heuvelland van Zuid-Limburg. Deze vegetatie wordt syntaxonomisch tot het GENTIANO-KOELERIETUM (kalkgrasland) gerekend, een plantengemeenschap die valt binnen het verbond der matig droge kalkgraslanden (MESOBROMION ERECTI) van de klasse der kalkgraslanden (FESTUCO-BROMETEA). Plaatselijk komen of kwamen in Zuid-Limburg boven aan de hellingen nog karakteristieke heischrale graslanden voor (BETONICO-BRACHYPODIETUM; zie later) (Willems 1982a; Schaminée *et al.* 1996). De Zuid-Limburgse kalkgraslanden zijn gelegen aan de noord-westelijke grens van het verspreidingsgebied van deze matig droge kalkgraslandvegetaties, die vooral worden aangetroffen in het Noordwest Europese heuvelland en middegebergte. Plantengemeenschappen uit het verbond der droge kalkgraslanden (XEROBROMION) en het meer montane/alpiene SESLERIO-MESOBROMION komen in Nederland niet voor. Het areaal van matig droge kalkgraslanden strekt zich naar het westen uit tot in Ierland en in het oosten ongeveer tot de grens Duitsland - Polen. In het noorden zijn deze vegetaties te vinden tot in het zuidelijk deel van Scandinavië, en in het zuiden tot aan de Pyreneeën. Zoals reeds vermeld, is de soortensamenstelling van de kalkgraslanden over het areaal niet gelijk: er treden binnen het areaal aanzienlijke verschillen op waardoor er een aantal

afzonderlijke vegetatietypen is te onderscheiden binnen deze groep van kalkgraslanden (Fig. 2). Behoud van deze verscheidenheid binnen het areaal is dan ook één van de doelen van het Europese natuurbeschermingsbeleid betreffende kalkgraslanden (Wolkinger & Plank 1981), die overigens als prioritaire habitat op de EU-habitatrichtlijn zijn geplaatst.

Figuur 2. Globale verspreiding van kalkgraslandtypen in N.W. Europa, gebaseerd op de ligging van gebieden waarvan uitgebreide plantensociologische studies zijn gemaakt (naar Willems 1982a & 1987).



2.2 Abiotiek

Ofschoon kalkgraslanden in een groot deel van Noord-west Europa kunnen worden aangetroffen, komen deze vegetaties alleen voor op specifieke plaatsen: er moet kalkgesteente in de ondiepe ondergrond aanwezig zijn. De Zuid-Limburgse kalkgraslanden zijn gelegen in het enige deel van Nederland waar kalkgesteente (ook wel krijt of mergel genoemd) uit het Krijt (Boven-Senoon: ouderdom 70 -100 miljoen jaar) aan de oppervlakte komt. Dit is vooral op het middengedeelte van de (steilere) hellingen het geval, waar kalkgesteente op slechts enkele decimeters diepte aanwezig is. Bovenaan de helling wordt de kalk meestal afgedekt door zure terrasafzettingen van de Oer-Maas als zand en grind, terwijl onderaan de helling meestal een dikke laag afgespoeld materiaal (colluvium) op het kalk is terecht gekomen, zodat de invloed van het kalkgesteente daar niet meer bepalend is voor de vegetatie. Onder de Zuid-Limburgse kalkgraslanden worden twee soorten krijtgesteente aangetroffen. Meer westelijk is vooral Maastrichts Krijt in de ondergrond aanwezig. Dit is een fijn- tot zeer grofkorrelig kalkgesteente met een zeer hoog gehalte aan kalk (ca. 99 % CaCO_3) en daarmee zachter van aard dan het Kunrader Krijt met zijn harde lagen (90-95 % CaCO_3) dat onder de oostelijk gelegen terreinen wordt aangetroffen (Romijn 1966; Felder *et al.* 1981). Overigens moet vermeld worden dat kalkgraslandvegetaties in de rest van Europa zeker niet gebonden zijn aan afzettingen uit het Krijt, maar ook veelvuldig voorkomen op kalkgesteenten uit andere geologische tijdperken (o.a. het Devoon of de Jura).

De bodems die ontstaan uit de verwerking van het kalkgesteente, zijn meestal dun en eenvoudig van opbouw. De bodemopbouw van deze rendzina-bodems, ook wel krijteerdgrond genoemd, is

als volgt: een donkere humusrijke bovenlaag van enkele centimeters tot enkele tientallen centimeters dikte met verspreid voorkomende kalkbrokjes op een ondergrond van onverweerde kalksteen (Fig. 3; A/C-profiel) (De Bakker & Edelman-Vlam 1976). De chemische eigenschappen van deze bodems worden gekenmerkt door een hoge pH (7-8), hoog kalkgehalte in de A-horizont (10-35 % CaCO_3) en een grote adsorptiecapaciteit voor nutriënten. De humus is van het mull-type en heeft een relatief laag C/N-getal. Door het eeuwenlange gebruik zonder extra bemesting zijn de kalkgraslanden toch voedselarm geworden, waarbij vooral fosfaat (P) en/of nitraat (N) in beperkte mate voor plantengroei beschikbaar zijn, zoals verscheidene experimenten in Zuid-Limburg hebben aangetoond (Bobbink 1991; Willems *et al.* 1993). Een goede maat voor de beschikbaarheid van nutriënten, is de hoeveelheid die in de tijd in de bodem gemineraliseerd wordt. In Zuid-Limburg zijn vrijwel geen metingen verricht aan dit mineralisatieproces, alleen door van Dam (1990) zijn hieraan veldmetingen verricht met plaggen kalkgrasland (met of zonder vegetatie) in lysimeters. In deze studie werd een N-mineralisatie gemeten van bijna $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ onder de toenmalige hoge atmosferische N-depositie ($30\text{-}40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$). In gebieden met veel minder N-depositie zijn de N-mineralisatie waarden, bepaald met veldincubatie-technieken, aanzienlijk lager. Zo werd in kalkgraslanden in de Eifel $6\text{-}17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ gevonden (Neitzke 1993), terwijl in Engeland zelfs $5\text{-}8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (Morecroft *et al.* 1994) is gemeten. Hoewel voor de mineralisatie van P gegevens ontbreken, maken deze N-mineralisatiewaarden wel duidelijk dat de beschikbaarheid van N laag tot zeer laag is.

Figuur 3. Profiel van een kalkgraslandbodem. Duidelijk is de ondergrond van onverweerd kalksteen te zien en een donkere bovenlaag (20-30 cm) met kalkbrokjes (foto R. Bobbink).



De rendzinabodem is sterk waterdoorlatend, alhoewel het watervasthoudend vermogen door de aanwezigheid van zeer fijne bodemdeeltjes beter is dan van veel zandbodems. Door hun ligging midden op de helling liggen deze bodems in Zuid-Limburg minimaal enkele meters tot vele tientallen meters boven het grondwater niveau, wat betekent dat deze vegetaties niet beïnvloed wordt door het grondwater. Mede door de beperkte watercapaciteit is de jaarlijkse bovengrondse biomassa productie niet hoog, vergeleken met bijvoorbeeld moderne productiegraslanden. Jarenlange metingen in een op het noordwesten geëxponeerde helling in Zuid-Limburg hebben laten zien dat de bovengrondse productie gemiddeld ongeveer $250\text{-}300 \text{ g m}^{-2}$ drooggewicht bedraagt. Deze productie kan op éénzelfde terrein door de jaren heen aanzienlijke schommelingen vertonen: van ca. 100 g m^{-2} in extreem droge jaren tot bijna 400 g m^{-2} in

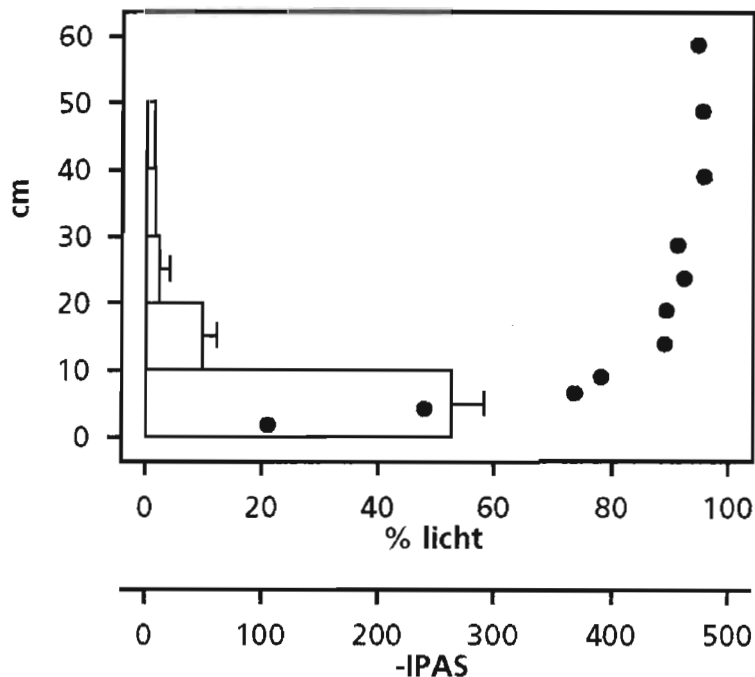
klimateologisch veel gunstiger jaren (Verkaar *et al.* 1983; Willems 1987). Op terreindelen met zeer ondiepe bodem is de productie duidelijk lager dan het bovengenoemde gemiddelde.

Ook het microklimaat is een belangrijke factor in kalkgrasland. De op het zuiden geëxponeerde hellingen zijn door de meer loodrecht invallende straling warmer en droger dan de op het noorden geëxponeerde graslanden (Smith 1980). Deze terreinen zijn koeler en ook vochtiger dan de eerst genoemde hellingen, waardoor ook in een klein gebied als Zuid-Limburg belangrijke verschillen in soortensamenstelling aanwezig zijn, hetgeen tot uiting komt in een aantal soorten die voor een terrein kenmerkend zijn (o.a. Willems 1987). Bovendien is er een steil klimaatsgradiënt in Zuid-Limburg van west naar oost aanwezig wat betreft temperatuur en neerslag. Maastricht is één van de warmste en droogste plaatsen (ca. 625 mm/jaar) in Nederland, terwijl het slechts 20 km oostelijker gelegen Vaals veel koeler is en de hoogste neerslag van het land heeft (ca. 925 mm/jaar). Dit klimaatsverschil komt ook duidelijk tot uiting in een geleidelijk verloop van de soortensamenstelling van west naar oost in de kalkgraslandvegetaties in deze regio (Diemont & Van de Ven 1953; Willems 1987).

2.3 Soortensamenstelling en natuurwaarden

Kalkgraslanden bestaan overwegend uit een vegetatie van grassen, kruiden, mossen en soms korstmossen. De vegetatie heeft als regel een lage structuur met veel open plekje. Dit betekent dat een hoog percentage van het opvallend zonlicht de laag net boven de bodem bereikt en dat de Rood/Verrood-verhouding hoog is (Fig. 4). Dit is van groot belang voor kieming, vestiging en reproductie van laagblijvende plantensoorten. Opvallend is verder dat er van vroeg in het voorjaar tot laat in het najaar bloeiende planten aanwezig zijn, terwijl vooral in de herfst en winter een opvallende moslaag aanwezig is.

Figuur 4 Kenmerkende verticale verdeling van de vegetatiedichtheid en de doordringing van het fotosynthetische actieve licht (PAR, % van opvallend licht) in kalkgraslandvegetatie (naar Bobbink 1988).



2.3.1 Vegetatie

Kalkgraslanden kunnen gerekend worden tot de soortenrijkste half-natuurlijke ecosystemen in Noord-west Europa, zowel wat betreft de botanische alsook de zoölogische component van het systeem. Door de lage productie en het open karakter van kalkgraslanden kunnen vele verschillende plantensoorten op een betrekkelijk klein oppervlak worden aangetroffen. Soortendichtheden van 30-40 verschillende soorten hogere planten op één vierkante meter zijn niet uitzonderlijk en er zijn geen sterk overheersende (dominante) soorten in de vegetatie aanwezig (o.a. Scherrer 1925; Pottier-Alapetite 1943; Diemont & Van de Ven 1953). Er zijn zelfs terreinen waar op een dergelijk oppervlak meer dan 50 verschillende phanerogamen zijn aangetroffen (Willems 1987).

Typische grasachtigen zijn *Bromus erectus* (Bergdravik) en *Brachypodium pinnatum* (Gevinde kortsteel), terwijl in lagere dichtheid *Koeleria macrantha* (Small fakkelgras), *Avenula pratensis* (Beemdhaaver) en *Carex caryophylla* (Voorjaarszegge) kenmerkend zijn. De bedekking van de kruiden is hoog en veel soorten zijn kenmerkend voor deze vegetaties. In een kalkgrasland komen veel meerjarige kruiden of zelfs ministruikjes voor met vaak lage groeivorm *Cirsium acaule* (Aarddistel), *Galium pumillum* (Kalkwalstro), *Leontodon hispidus* (Ruige Leeuwetand), *Pimpinella saxifraga* (Kleine Bevernel), *Plantago media* (Ruige weegbree), *Potentilla verna* (Voorjaarsganzerik), *Primula veris* (Gulden sleutelbloem), *Sanguisorba minor* (Kleine pimpernel) en *Thymus pulegioides* (Grote tijm). Tussen de matrix van grassen en meerjarige kruiden worden opvallend veel kortlevende soorten aangetroffen. In Zuid-Limburg zijn dat éénjarige soorten als *Euphrasia* spp. (Ogentroost-soorten) en *Rhinanthus alectorolophus* (Harige ratelaar) en tweejarige soorten als *Carlina vulgaris* (Driedistel), *Gentianella germanica* (Duitse gentiaan) en *Linum catharticum* (Geelhartje). Een aantal andere soorten zijn eveneens kortlevend, bloeien maar één keer in hun leven maar kunnen soms wel 3 of 4 jaar oud worden: *Anthyllis vulneraria* (Wondklaver) en *Scabiosa columbaria* (Duifkruid) (Schenkeveld & Verkaar 1984). In kalkgraslanden komen eveneens veel soorten voor die vroeger algemeen waren in extensief gebruikte graslanden, maar tegenwoordig vrijwel beperkt tot natuurreservaten. Voorbeelden hiervan zijn *Briza media* (Bevertjes), *Polygala vulgaris* (Gewone vleugeltjesbloem) en *Rhinanthus minor* (Kleine ratelaar). Naast deze plantensoorten (nomenclatuur volgens Van der Meijden 1996) is de pracht aan bloeiende orchideeën kenmerkend en voor Nederlandse begrippen uniek. Van de 38 soorten orchideeën die tot de inheemse flora van ons land kunnen worden gerekend, worden (of werden) niet minder dan 26 soorten (ca. 70%) in kalkgrasland of aangrenzend schraaandland aangetroffen (Fig. 5). Tegenwoordig zijn helaas veel van de kenmerkende kalkgraslandsoorten ernstig bedreigd: het aandeel van de Rode Lijst-soorten in de Nederlandse kalkgraslanden is bijzonder hoog: bijna 40 Rode Lijst-soorten zijn beschreven voor deze vegetaties (Tabel 1).

Naast de hogere planten zijn kalkgraslanden ook rijk aan mossen. In vegetatie-opnamen van één vierkante meter worden veelal 10-15 soorten aangetroffen, waarbij veel die zeldzaam zijn (Barkman 1953; Willems 1987). Veelvuldig gevonden mossen zijn *Campyllum chrysophyllum* (Kalkgoudmos), *Ctenidium molluscum* (Kammos), *Camphothecium lutescens* (Smaragdmos), *Fissidens* spp. (Vedermos) en *Weissia* spp. (Parelmossen). Bij een inventarisatie van de mosflora van de Zuid-Limburgse kalkgraslanden (ca. 25 ha) in het midden van de jaren tachtig zijn ongeveer 120 soorten gevonden; dit is bijna 20 % van de totale mosflora van Nederland (Odé 1987). Wel is toen ook gebleken dat de diversiteit in deze vegetaties in de periode 1950 - 80 onder invloed van externe factoren (beheer, luchtveronreiniging) verminderd is. Vooral de lage (topkapsel)mosses zijn achteruit gegaan en de terrestrische korstmossen zijn vrijwel geheel verdwenen (During & Willems 1986).

Dat graslanden ook een belangrijke habitat voor paddestoelen zijn, is in het algemeen slecht bekend. Geschat wordt dat er ca. 350 macrofungi "paddestoelen" kenmerkend zijn voor graslanden. De meeste typische graslandpaddestoelen zijn saprofyten die voorkomen op plantenresten in het strooisel en de humuslaag. Veel soorten wasplaten, knotszwammen, aardtongen en een deel van de satijnzwammen behoren hiertoe. Kalkgraslanden behoren tot de groep die het rijkst zijn betreffende de diversiteit aan graslandpaddestoelen (o.a. veel wasplaten), samen met andere droge, onbemeste graslanden op licht zure tot basische bodems. Zo kunnen in oude kalkgraslandvegetaties op 500 m² tussen de 30-80 soorten worden aangetroffen, waarvan tegenwoordig helaas een hoog percentage (86 %) op de Rode Lijst voor paddestoelen staat (Arnolds & Van Ommering, 1996).

Figuur 5. *Ophrys apifera* (Bijenorchis), een kenmerkende orchidee uit kalkgraslanden (foto R. Bobbink).



Tabel 1. Nederlandse Rode Lijstsoorten (hogere planten) in de kalkgraslandvegetatie Gentiano-Koelerietum (tussen haakjes Rode Lijst Categorie). Soortenkarakteristiek naar Schaminée et al. 1996; Rode Lijst Categorie Heukels'Flora 22e druk.

A. Karakteristieke soorten:

- Koeleria pyramidata* - Breed fakkelgras (1)
- Helianthemum nummularium* - Geel zonneroosje (1)
- Teucrium chamaedrys* - Echte gamander (1)
- Polygala comosa* - Kuifvleugeltjesbloem (1)
- Gentianella germanica* - Duitse gentiaan (1)
- Galium pumilum* - Kalkwalstro (1)
- Gymnadenia conopsea* - Grote muggenorchis (1)
- Gentianella ciliata* - Franjegentiaan (1)

- Scabiosa columbaria* - Duifkruid (2)
- Onobrychis viciifloia* - Esparcette (2)

- Centaurea scabiosa* - Grote centaurie (3)
- Sanguisorba minor* - Kleine pimpernel (3)
- Linum catharticum* - Geelhartje (3)
- Briza media* - Bevertjes (3)
- Carlina vulgaris* - Driedistel (3)
- Carex caryophylllea* - Voorjaarszagge (3)
- Anthyllis vulneraria* - Wordklaver (3)

B. Frequent aanwezige soorten:

- Teucrium botrys* - Trosgamander (1)
- Aceras anthropophorum* - Poppenorchis (1)
- Anthericum liliago* - Grote graslalie (1)
- Orchis militaris* - Soldaatje (1)
- Rhinanthus alectorolophus* - Harige ratelaar (1)

- Satureja acinos* - Kleine steentijm (2)
- Platanthera chlorantha* - Bergnachtorchis (2)

- Arabis hirsuta* - Ruige scheefkelk (3)
- Origanum vulgare* - Wilde marjolein (3)
- Agrimonia eupatoria* - Gewone agrimonie (3)
- Viola hirta* - Ruig viooltje (3)
- Satureja vulgaris* - Borstelkrans (3)
- Primula veris* - Gulden sleutelbleom (3)
- Centaureum erythrea* - Echt duizendguldenkruid (3)
- Polygala vulgaris* - Gewone vleugeltjesbloem (3)
- Rhinanthus minor* - Kleine ratelaar (3)
- Thymus praecox* - Kruiptijm (4)
- Bromus erectus* - Bergdravik (4)
- Ophrys apifera* - Bijenorchis (4)

Fauna

In samenhang met de grote soortenrijkdom aan hogere planten van de kalkgraslanden wordt in dit ecosysteem ook een grote verscheidenheid aan dieren aangetroffen. Veel diersoorten bereiken in Zuid-Limburgse kalkgraslanden de noord- of noordwestgrens van hun verspreiding. Vooral de diversiteit aan insecten en spinachtigen (hier verder de entomofauna genoemd) is van oorsprong zeer groot in kalkgraslanden (o.a. Handke & Schreiber 1985, Hofmans 1992 en 1995). De rijkdom aan dagvlinders wordt in zowel nationaal als internationaal verband kenmerkend beschouwd (Van der Made 1983; Kratochwill 1984). Ook is van de sprinkhaan- en krekelloorten van België meer dan tweederde van alle soorten in het nog maar geringe oppervlak van kalkgrasland aangetroffen en dat is daarmee het rijkst aan deze soorten van alle biotopen in België (Hofmans 1992).

Onderzoek in een tiental Nederlandse kalkgraslanden met behulp van potvallen in de jaren 1977 – 81 heeft veel gegevens opgeleverd over een groot aantal diergroepen zoals mollusken, landpissebedden, mieren, loopkevers, snuitkevers, cicaden, wantsen en spinnen (Lever & Majoor 1985; Etten & Roos 1984; de Boer 1983; Mabelis 1983; Turin 1983; Heijerman & Booij 1983; Cobben & Rozeboom 1983; Aukema 1983; Koomen 1986). Daarnaast zijn er in ons land met betrekking tot kalkgraslanden ook nog enkele publicaties over andere insectengroepen zoals sprinkhanen en krekels, dagvlinders, wespen en bijen verschenen, die de enorme rijkdom van de fauna van kalkgraslanden en hun directe omgeving benadrukken (Anonymus 1983; Lefeber 1984, 1985). Een voorbeeld van de hoge verscheidenheid aan insectenfauna zijn de gegevens van de ca. 6 ha grote Bemelerberg: van dit terrein zijn 35 soorten dagvlinders bekend, waarvan er in de jaren tachtig nog 19 zijn aangetroffen (Hermans 1985). Verder zijn toen ca. 215 soorten kevers (Poot 1985), 187 soorten wilde bijen en 141 soorten wespen (Lefeber 1985), 20 mierensoorten (Mabelis 1985) en 10 soorten sprinkhanen (Hermans 1985) aangetroffen. Gerealiseerd moet worden dat deze studies aan het eind van de zeventiger jaren plaatsvonden en nadien op een enkele uitzondering na, niet herhaald zijn.

Veel van juistgenoemde publicaties maken onderscheid in specifieke kalkgraslanddieren zoals:

- soorten die gebonden zijn aan kalkrijke bodems
- soorten die afhankelijk zijn van planten die uitsluitend in kalkgraslanden voorkomen
- xerofiele/thermofiele/fotofiele (droogte/warmte/lichtminnende) soorten, waarvoor de temperatuurhuishouding van de bodem, de zuidexpositie van de hellingen en de vegetatiestructuur een essentiële rol spelen.

Een grote mate van terrein- en milieuheterogeniteit voorziet waarschijnlijk in de voorwaarden dat zoveel soorten met verschillende eigenschappen in een terrein kunnen voorkomen. Over de rol van deze heterogeniteit in relatie tot soortenrijkdom is echter nog te weinig bekend. Een deel van de in kalkgraslanden aangetroffen dieren is echter gebonden aan overgangen of kunnen alleen overleven wanneer een mozaïek van landschapselementen binnen hun home-range aanwezig is. Voor de diversiteit van de entomofauna van kalkgraslanden zijn dus de aangrenzende heischrale graslandvegetaties en glanshavergemeenschap, de struwelen en zoomvegetaties van de bosranden van essentieel belang.

Naast de zeer rijke entomofauna, kunnen ook verschillende soorten gewervelde dieren in kalkgraslanden worden aangetroffen. Zo gebruiken de Vroedmeesterpad (*Alytes obstetricans*) en de Geelbuikvuurpad (*Bombina variegata*) kalkgrasland als hun landbiotoop, vooral daar waar veel instraling van de zon is. Ook Hazelworm (*Anqis fragilis*) en Levendbarende hagedis (*Lacerta vivipara*) zijn (of waren) een algemene verschijning op Zuid-Limburgse hellingen. Van de reptielen wordt de Gladde Slang (*Coronella austriaca*) als een karakteristieke toppredator van kalkgraslanden en de daaraan grenzende heischrale graslanden beschouwd.

De soort zou daar voornamelijk jagen op Hazelwormen en Levendbarende Hagedissen (Lenders 1987). Voor vogels is de Grauwe Klauwier (*Lanius collurio*) het voorbeeld van de kalkgraslanden. De klauwier is vooral toppredator van grote ongewervelden en kleine gewervelden en dan met name hagedissen. De soort heeft een breed voedselspectrum en blijkt hiervan ook afhankelijk. Succesvolle broedparen van de klauwier blijken een goede graadmeter te zijn voor hoge insectendiversiteit van een terrein.

Intermezzo: Grauwe Klauwier als graadmeter

Van oorsprong was de Grauwe Klauwier een algemene broedvogel van de biotoopcomplexen die op de Zuid-Limburgse hellingen te vinden waren. Kalkgraslanden behoorden tot die systeemonderdelen waar de hoogste dichtheden werden gevonden. Anno 2000 komt op geen enkel kalkgrasland of overgang tussen kalkgrasland naar een andere biotoop in Zuid-Limburg nog een Grauwe klauwier tot broeden. Net over de grens echter, zowel in Duitsland (Eifel) als België (Wallonië), broedt de Grauwe Klauwier nog op de meeste kalkgraslanden. Recent is op verschillende plekken hier zelfs weer een toename vastgesteld. Ook in Zuid-Limburg komt de Grauwe Klauwier nog wel tot broeden, maar niet op kalkgraslanden. Het beste voorbeeld is een helling bij Cotessen, waar 4 paar al enkele jaren achtereenvolgend succesvol tot broeden komen (Hustings & Esselink 1999). Dit is een zeer heterogeen terreintje waar op verschillende plaatsen grondwater uitreedt en dat extensief wordt beheerdd. Dit levert een mozaïek van natte naar vochtige tot droge vegetatietypen met veel bijzondere plantensoorten op, terwijl extensieve begrazing voor de nodige structuurvariatie zorgt. Ook in meer marginale biotopen doet de Grauwe Klauwier nog wel eens een broedpoging, maar de broedresultaten zijn hier nihil. Deze broedpogingen vinden echter niet plaats op de Zuid-Limburgse kalkgraslanden, soms wel op naastliggende percelen (bv. Wrakelberg).

Uit onderzoek naar de achteruitgang van de Grauwe Klauwier is heel duidelijk naar voren gekomen dat de hoofdoorzaak gezocht moet worden in de achteruitgang van insecten, zowel in aantal soorten als in dichtheid. Het blijkt dat de Grauwe Klauwier afhankelijk is van een breed voedselspectrum bestaande uit grotere insecten en kleine gewervelden. Er hoeven maar één of enkele schakels in het voedselweb uit te vallen en de Grauwe klauwier kan haar jongen niet meer van voldoende prooien voorzien. Voedsel blijkt de sleutelfactor te zijn in het begripen van de populatie-ontwikkeling van de Grauwe Klauwier (o.a. Esselink *et al.* 1994; Lemaire *et al.* 1996; Kuper *et al.* 2000). De zeldzame karakteristieke insectensoorten van de kalkgraslanden vormen natuurlijk niet het stapelvoedsel van de klauwier. Dit zullen de toch altijd de meer algemene voorkomende soorten moeten zijn. Het uitblijven van een broedpoging van de Grauwe Klauwier op de Zuid-Limburgse kalkgraslanden doet vermoeden dat ook de meer algemene insectensoorten in aantal soorten en/of dichtheden zijn achteruitgegaan. Uit het landelijke klauwieronderzoek blijkt verder dat na herstel de Grauwe Klauwier zich ook weer snel kan vestigen en dan succesvol tot broeden kan komen. Gezien de Duitse en Waalse populaties in de nabijheid en de broedpogingen in marginale biotopen zijn potenties voor (her)vestiging voldoende aanwezig. Versnippering van geschikte biotopen in Zuid-Limburg vormen voor de klauwier geen belemmering voor vestiging.

Uit de hierboven genoemde gegevens moge duidelijk zijn dat de (entomo)fauna van kalkgraslanden in ons land van oorsprong zeer soortenrijk is geweest. Echter, systematisch verzamelde onderzoeksgegevens met nauwkeurige vindplaatsaanduidingen uit de negentiende eeuw of de eerste helft van de twintigste eeuw zijn zeer schaars. Een duidelijk historisch referentiekader per diergroep ontbreekt dus, terwijl ook na 1985 nog maar heel beperkt onderzoek is uitgevoerd naar de faunasamenstelling van Zuid-Limburgse kalkgraslanden. Voor de beter onderzochte faunagroepen zoals dagvlinders, sprinkhanen en huisjesslakken vinden we hier en daar wel uitspraken over de status van de huidige kalkgraslanden. Van dagvlinders kwamen vroeger zo'n 33 soorten in de Zuid-Limburgse kalkgraslanden voor, waarvan er nu nog een twintigtal resteren. Populaties van karakteristieke kalkgraslandsoorten zoals Dwergdikkopje (*Thymelicus acteon*), Kalkgraslanddikopje (*Spialia sertorius*) en Dwergblauwtje (*Cupido minimus*) zijn uitgestorven in ons land, maar komen wel nog in het aangrenzende Belgische deel van de Sint Pietersberg voor. Momenteel komen op de kalkgraslanden alleen maar algemenere graslandvlinders voor, wat in feite ook geldt voor de heischrale graslanden die boven aan de helling van kalkgraslanden kunnen worden aangetroffen (Oostermeijer & van Swaay 1998). (Fig. 6).

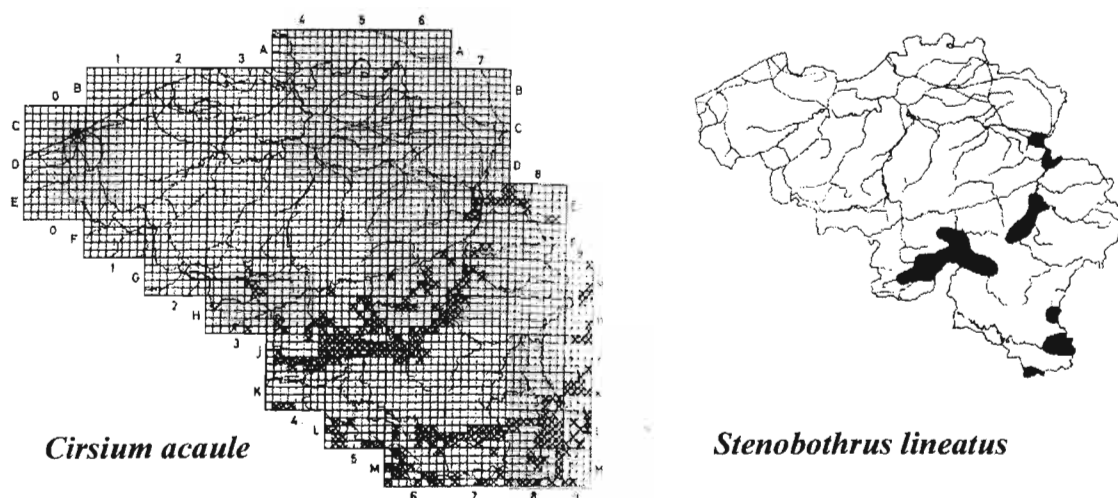
Figuur 6. Het Icarusblauwtje (*Polyommatus icarus*), een algemene dagvlindersoort op de bloeiwijze van Kleine Pimpernel (*Sanguisorba minor*). Dit blauwtje is nog wel veel te zien in kalkgrasland (foto: R. Bobbink).



Wat betreft de sprinkhanenfauna is gevonden dat de Nederlandse kalkgraslanden in vergelijking met kalkgraslanden in Zuid-België en de Eifel inmiddels een relatief minder rijke sprinkhanenfauna bezitten. Er komen enkele soorten voor die in de rest van Zuid-Nederland schaars zijn zoals het Zoemertje (*Stenobothrus lineatus*), Schavertje (*Stenobothrus stigmaticus*) en het Negertje (*Omocestus rufipes*). Deze soorten zijn in de loop van deze eeuw echter sterk achteruit gegaan en zullen mogelijk op korte termijn van de Zuid-Limburgse kalkgraslanden verdwijnen (Kleukers *et al.* 1997). Vergelijkende inventarisaties van de huisjesslakkenfauna van vijf kalkgraslanden van de Sint Pietersberg uit de onderzoeksperiode 1982 – 84 en in 1996 tonen aan dat het totaal aantal soorten recent niet noemenswaardig is afgenomen (resp. 20 en 19). Opvallend was echter wel dat op alle afzonderlijke kalkgraslanden het aantal soorten en de dichtheid was teruggelopen (Lever & Majoor 1999). Deze achteruitgang houdt mogelijk verband met het weer in begrazing nemen met mergellandschappen van deze kalkgraslanden.

Veel plant- en diersoorten bereiken in de Zuid-Limburgse kalkgraslanden de noordgrens van hun verspreidingsgebied. Dit is niet alleen het gevolg van de ter plaatse aanwezige geschikte levensvoorwaarden, maar ook aan de gunstige verspreidingscorridors vanuit het zuiden. De noord-zuid stromende Maas, waarlangs op gezette afstanden kalkformaties aan de oppervlakte komen heeft er duidelijk toe bijgedragen dat er tal van soorten ons land hebben weten te bereiken (Fig. 7). Hieruit blijkt nogmaals het belang van een goede ecologische infrastructuur op grote schaal, die ook de landsgrenzen overstijgt!

Figuur 7. Verspreiding van Aarddistel (*Cirsium acaule*), een kensoort van kalkgraslanden, en *Stenobothrus lineatus* (een krekkel van droge graslanden) (Hofmans 1995) in België. Let op de "corridor" die de Maas vormt.



2.3.2 Conclusie

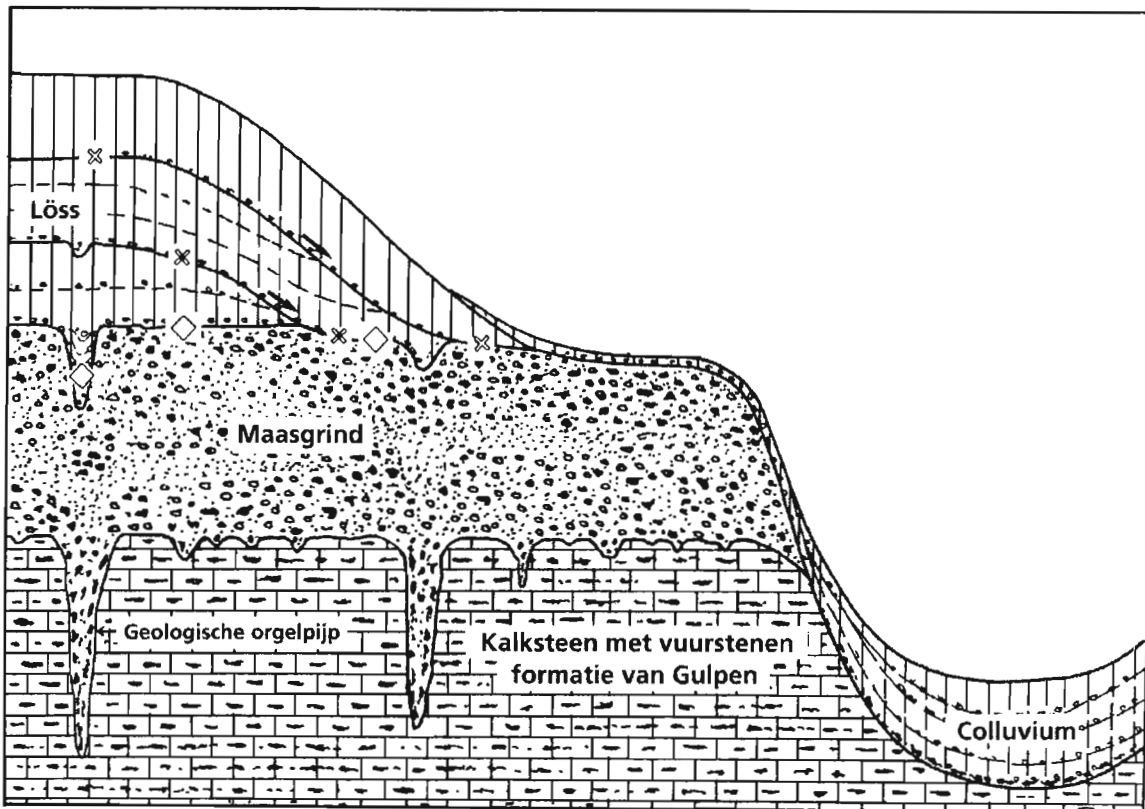
Dit overzicht maakt de grote betekenis van het voortbestaan van deze kalkgraslanden voor de wilde flora en fauna eens te meer duidelijk, zeker wanneer men hierbij het geringe areaal (ca. 25 ha) van dit type in beschouwing neemt. Tevens is een goed referentiebeeld beschikbaar, omdat nog net in de periode van het oorspronkelijke landgebruik (1939 - 1952) een gedetailleerd overzicht van de vegetatiesamenstelling betreffende mossen en hogere plantensoorten is opgesteld (Diemont & Van der Ven 1953; Barkman 1953). Dit gaat helaas maar in beperkte mate op voor de toenmalige faunasamenstelling. Kalkgraslanden zijn uiterst zeldzaam (zzz) in Nederland, in de periode 1930-1980 aanzienlijk achteruit gegaan en van **grote (inter)nationale betekenis** voor het natuurbehoud (o.a. van Opstal *et al.* 1997). Het behoud van deze kalkgraslanden heeft dan ook de hoogste prioriteit.

2.4 Relaties met aangrenzende graslandvegetaties

Wanneer men de geologische opbouw van de hellingen waarop kalkgraslanden worden aangetroffen in beschouwing neemt, blijkt deze vegetatie slechts op een bepaald deel ervan voor te komen, en wel waar het kalkgesteente dicht aan de oppervlakte komt. In Zuid-Limburg is dat meestal halverwege de hellingen (Fig. 8). Bovenaan de hellingen komen pleistocene Maasgrinden aan de oppervlakte. Daar is de pH lager door het ontbreken van de kalk, en er wordt een soortenrijke heischrale graslandvegetatie aangetroffen. Deze vegetatie grenst ruimtelijk direct aan de kalkgraslanden en is pas betrekkelijk kortgeleden als zelfstandige plantengemeenschap onderkend, namelijk als BETONICO-BRACHYPODIETUM (Associatie van Betonie en Gevinde kortsteel) (Willems & Blanckenborg 1975; Schaminée *et al.* 1996). Door eerdere auteurs is dit vegetatietype wel opgemerkt, maar gekarakteriseerd als overgang tussen een heidevegetatie en kalkgrasland (o.a. Diemont & Van der Ven 1953). Deze heischrale graslanden kwamen oorspronkelijk vrij algemeen voor, zij het niet over zeer grote oppervlakten, maar zijn tegenwoordig vooral ten gevolge van habitatvernietiging, nutriëntentoevoer en mogelijk verzuring zeer sterk in oppervlak en kwaliteit afgenomen. Dit is mede een gevolg van de situering bovenaan de hellingen en derhalve grenzend aan de zwaar bemeste landbouwgebieden op het aangrenzende plateau (zie ook later).

Echter, de natuurwaarde ervan is zeer hoog door zowel de hoge soortendichtheid als de aanwezigheid van een groot aantal uiterst zeldzame en bedreigde soorten (totaal 20 Rode Lijst-soorten, Tabel 2) die erin worden aangetroffen, zoals bv. *Botrichium lunaria* (Gelobde maanvaren), *Succisa pratensis* (Blauwe knoop), *Parnassia palustris* (Parnassia), *Genista tinctoria* (Verfbrem), *Stachys officinalis* (Betonie), en de orchideeën *Platanthera bifolia* (Welriekende nachtorchis), *Orchis morio* (Harlekijntje), *Coeloglossum viride* (Groene nachtorchis) en *Spiranthes spiralis* (Herfstschroeforchis) (Willems & Blanckenborg 1975, Willems 1982c, Schaminée et al. 1996).

Figuur 8. Schematische doorsnede van een helling in Zuid-Limburg, met daarop aangegeven het verschil in ondergrond (naar Felder et al. 1981).



Tabel 2.2. Nederlandse Rode Lijst-soorten (Hogere planten) in de droge heischrale graslandvegetatie, *Betonico-Brachypodietum* (tussen haakjes Rode Lijst Categorie).

A. Karakteristieke soorten:

Festuca ovina tenuifolia - Fijn schapegras (1)

Spiranthes spiralis - Herfstschroeforchis (1)

Stachys officinalis - Betonie (1)

Coeloglossum viride - Groene nachtorchis (1)

Arnica montana - Valkruid (2)

Cuscuta epithymum - Klein warkruid (2)

Platanthera bifolia - Welriekende nachtorchis (3)

Dactylorhiza maculata - Gevlekte orchis (3)

Polygala vulgaris - Gewone vleugeltjesbloem (3)

Carex caryophylla - Voorjaarszegge (3)

Briza media - Bevertjes (3)

Rhinanthus minor - Kleine ratelaar (3)

B. Frequent aanwezige soorten

Cirsium acaule - Aarddistel (1)

Orchis morio - Harlekijn (2)

Agrimonia eupatoria - Gewone agrimonie (3)

Carlina vulgaris - Driedistel (3)

Linum catharticum - Geelhartje (3)

Origanum vulgare - Wilde marjolein (3)

Primula veris - Gulden sleutelbloem (3)

Sanguisorba minor - Kleine pimpernel (3)

Soortenkarakteristiek naar Schaminée *et al.* 1996;

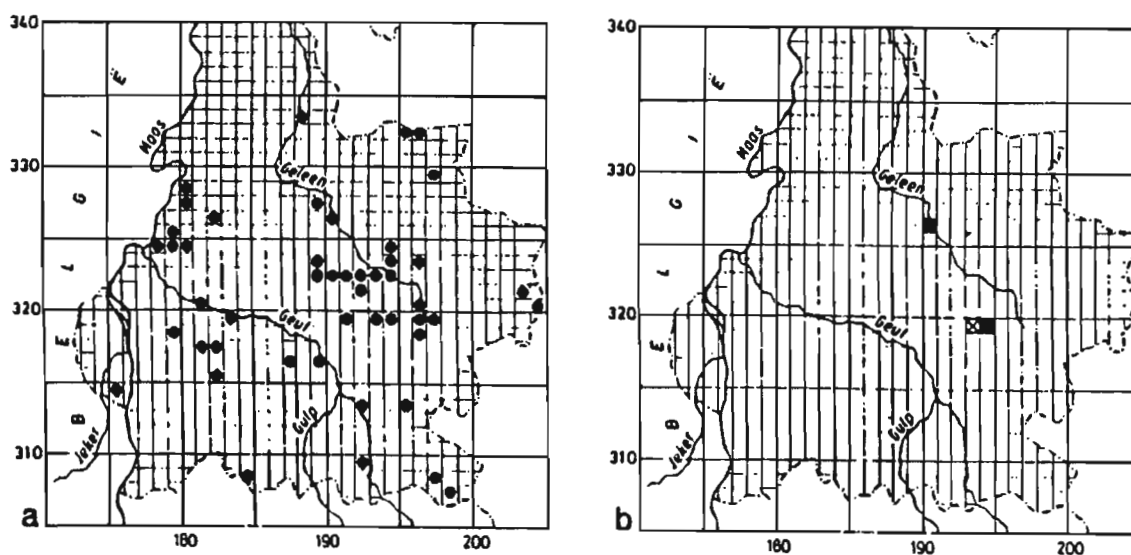
Rode Lijst Categorie Heukels' Flora 22e druk.

Hoe sterk dit type droog heischraal grasland is achteruitgegaan, blijkt wel uit de vergelijking van verspreidingskaartjes van een aantal kenmerkende soorten, zoals, bijv. *Orchis morio*, een soort die eertijds in vrijwel alle uurhokken in Zuid-Limburg werd aangetroffen, maar waarvan tegenwoordig nog slechts één enkele populatie over is (Kreutz 1992). Eenzelfde beeld geeft *Parnassia palustris* (Parnassia) te zien, die ook in deze droge heischrale graslanden veelvuldig werd aangetroffen en derhalve niet als een gevolg van eventuele verdroging is achteruitgegaan. Van Parnassia waren vóór 1950 zo'n 60 groeiplaatsen bekend uit Zuid-Limburg, en daarvan restte er in de tachtiger jaren nog slechts een enkele kwijnende populatie aan de bovenrand, de gevarezone, van het natuurreservaat de Kunderberg (Fig. 9) (Willems 1982b). Helaas is deze laatste hellingpopulatie in de negentiger jaren ook verdwenen, ondanks het gevoerde beheer op de Kunderberg, waar geen plantensoorten uit het kalkgrasland in dezelfde periode zijn verdwenen. Andere kenmerkende soorten voor deze heischrale vegetatie, zoals *Antennaria dioica* (Rozenkransje) en *Arnica montana* (Valkruid), komen nu helemaal niet meer voor in deze Zuid-Limburgse heischrale graslanden, waar ze vanouds wel in werden aangetroffen (Fig. 10) (Dumoulin 1868; Allard & Hoevenaars 1892). Helaas zijn deze soorten ook elders in Nederland ernstig achteruitgegaan, vooral door bodemverzuring en eutrofiëring (De Graaf *et al.* 1994; Bobbink *et al.* 1998).

Figuur 9. Overzicht van het voorkomen van *Parnassia palustris* in Zuid-Limburg voor 1950 en sinds 1950 tot 1980 (Willems 1982b).

• = groeiplaats voor 1950; x = groeiplaats sinds 1950;

□ = recente groeiplaats.



Onderaan de hellingen grenst het kalkgrasland veelal aan een geheel ander type half-natuurlijk grasland, namelijk de Glanshavergemeenschap (*ARRHENATHERETUM ELATIORIS*). Deze plantengemeenschap wordt aangetroffen op een nutriëntenrijkere en vochtiger bodem dan kalkgraslanden en onderscheidt zich met een 2-3x hogere primaire productie ervan. Toch komen hierin een aantal, soms bijzondere plantensoorten voor die deels ook in kalkgraslanden kunnen worden aangetroffen, zoals *Primula veris* (Guldensleutelbloem), *Briza media* (Beverdje), *Poa compressa* (Platbeemdgras), *Saxifraga granulata* (Knolsteenbreek -RL-3), *Knautia arvensis* (Beemdkroon), *Centaurea jacea* (Knoopkruid), *Plantago media* (Ruige weegbree) en *Ranunculus bulbosus* (Knolboterbloem). Het voorheen zeer grote areaal van deze vegetatie is sterk verminderd en nu zijn nog slechts weinige fragmenten bewaard gebleven. Deze Glanshaverassociatie is echter minder gevoelig voor een toename in het nutriënteniveau dan de hoger gelegen kalkgraslanden en heischrale graslanden.

Figuur 10. Rozenkransje, hier in 1978 nog groeiend en bloeiend op de Kunderberg (foto J.H. Willems).



3 Aantasting en bedreigingen van natuurwaarden in kalkgraslanden

In het kader van dit preadvies wordt alleen ingegaan op de negatieve gevolgen van de antropogene verstoringen (verzuring, vermesting en verdroging) waarop het herstelbeheer binnen het OBN is gericht.

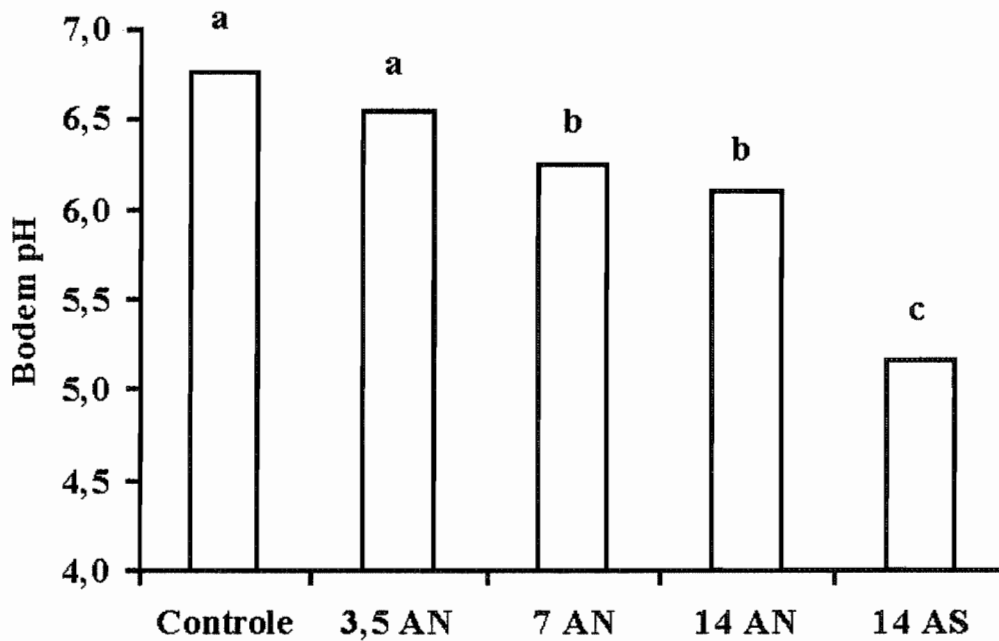
3.1 Verzuring

In 1989 is de maatregel EGM in eerste instantie opgezet om de negatieve gevolgen van atmosferische depositie van S- en N-verbindingen middels herstelmaatregelen teniet te doen. Eén van de hoofdeffecten van genoemde atmosferische depositie is de verzuring van de bodem. Dit is een langetermijn proces dat veroorzaakt kan worden door de toevoer van zure of verzurende stoffen uit de atmosfeer. Dit gecompliceerde proces kan afhankelijk van de bodemsamenstelling leiden tot verlies van buffercapaciteit, een lagere pH, verhoogde uitspoeling van kationen (Ca, Mg of K), verhoogde concentraties aan toxische metalen (vooral Al) en veranderingen in de verhouding tussen nitraat en ammonium in de bodem (Van Breemen *et al.* 1982; Ulrich 1983, 1991). In deze situatie kunnen plantensoorten die resistent zijn tegen deze “zure” omstandigheden gaan overheersen en verdwijnen veel soorten uit een milieu met een intermediaire pH. In het midden en eind van de jaren tachtig is uitgebreid onderzoek gedaan naar de hoeveelheid verzurende depositie die in de Zuid-Limburgse kalkgraslanden terecht komt (Bobbink *et al.* 1986; Van Dam 1990; Van Dam *et al.* 1990). Hierbij is duidelijk geworden dat de atmosferische (potentiele) zuurlast zo'n 3 à 4 kmol H⁺ ha⁻¹ jr⁻¹ bedroeg. De zuurproductie in een kalkbodem is echter van nature duidelijk hoger en bedraagt ruwweg 5 à 15 kmol H⁺ ha⁻¹ jr⁻¹. De wortels van de vegetatie, samen met de aanwezige micro-organismen, produceren door optredende ademhalingsprocessen namelijk grote hoeveelheden CO₂ (koolzuur), waardoor kalk in oplossing gaat. Bij dit bufferingproces daalt de pH niet (“bicarbonaatbuffering”). Is de kans op bodemverzuring in kalkgrasland nu ernstig vergroot door deze verhoogde atmosferische zuurtoevoer? Een rekensom maakt duidelijk dat dat niet het geval is: 10 kmol H⁺ kan 1000 kg kalk oplossen. Een hectare kalkgraslandbodem met 50% kalk zou daardoor in 75 jaar tot een diepte van 1 cm ontkalkt kunnen raken, aangenomen dat er geen activiteit van regenwormen e.d. is. Op korte tot middellange termijn (< 50 jr) is dus nauwelijks extra ontkalking in deze Limburgse graslanden met hun hoge percentage kalk in de bovengrond te verwachten, zelfs niet van de bovenste centimeters. Geconcludeerd kan worden dat de Zuid-Limburgse kalkgraslanden niet bedreigd worden door verzuring ten gevolge van atmosferische depositie, en er geen specifiek herstelbeheer in deze richting ontwikkeld hoeft te worden. Opmerkelijk is wel dat de terrestrische korstmossen en een aantal mossoorten die in de periode 1950-1980 verdwenen zijn (During & Willems 1986), nog steeds afwezig zijn in de Zuid-Limburgse kalkgraslanden. Hoewel nooit wetenschappelijk aangetoond, is het waarschijnlijk dat vooral de terrestrische korstmossen verdwenen zijn door de (in)directe effecten van de in die tijd hoge concentraties luchtverontreiniging (vnl. SO_x). Brongerichte maatregelen lijken de enige weg om op termijn de ontwikkeling van deze soorten weer mogelijk te maken.

Een tweede uitzondering moet daarbij echter gemaakt worden voor het BETONICO-BRACHYPODIUM, de Limburgse hellingvariant van het heischrale grasland. Bekend is dat heischrale graslanden in de rest van Nederland ernstig bedreigd worden door bodemverzuring en de daarbij optredende veranderingen in de bodemchemie (o.a. Van Dam *et al.* 1986; De Graaf *et al.* 1994; Roelofs *et al.* 1996; Bobbink *et al.* 1998). Helaas zijn hierdoor veel kenmerkende soorten (bijv. *Arnica*, *Antennaria*) uit deze heischrale graslanden verdwenen of zeer sterk achteruit gegaan. Het is daarom te verwachten dat ook de Zuid-Limburgse heischrale graslanden gevoelig tot zeer gevoelig waren of zijn voor bodemverzuring, aangezien de buffercapaciteit in deze graslanden (pH = 5,0-6,5) veel lager is dan in de bodem van kalkgrasland. In Nederland en de direct omringende landen is echter geen onderzoek gedaan naar de effecten van atmosferische depositie in dit type heischrale grasland. Dat de effecten van verhoogde toevoer van N-bindingen wel eens dramatisch kunnen zijn, moge uit het volgende blijken. In Midden-Engeland is sinds 1989 de vegetatie van een matig kalkrijk grasland (pH = 6,7) beregend met verschillende hoeveelheden N (nitraat en ammonium samen; of alleen ammonium) (Morecroft *et al.* 1994; Carroll *et al.* 1997). Er bleek geen

N-limitatie aanwezig te zijn in dit begraaide grasland, maar wel werd na 7 jaar een sterke daling van de bodem-pH gevonden. Dit bleek vooral het geval te zijn bij beregening met ammonium als N-vorm. De pH was in deze proefvelden tot 5,2 gedaald, vergeleken met 6,7 in de controlebehandeling (Fig. 11). Dit wordt veroorzaakt door de snelle nitrificatie van ammonium in deze bodems, waardoor er per ammoniumion twee protonen geproduceerd worden. Door deze bodemverzuring verdwenen veel van de kenmerkende mossen en phanerogame plantensoorten uit de vegetatie. In dit experiment is gedurende 7 jaar met $140 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ beregend, wat ongeveer overeenkomt met de totale toevoer in Zuid-Limburgse heischrale graslanden in de periode 1970-1990. Het is dus niet onwaarschijnlijk dat in deze periode (of al eerder door de verhoogde depositie van zwaveldioxide) de bodem van het heischrale grasland in Zuid-Limburg ernstig is aangetast en dit medeverantwoordelijk is voor de waargenomen sterke achteruitgang van genoemd heischrale graslandtype. Als dit het geval is geweest, dan zal dit zeker implicaties hebben voor herstelopties van dit in Nederland en Europa zeer ernstig bedreigde vegetatietype (Schaminée *et al.* 1996). Dit is een duidelijke hiaat in kennis betreffende één van de potentiële hoofdoorzaken van de achteruitgang van het Zuid-Limburgse heischrale hellinggrasland met zijn hoge botanische waarden.

Figuur 11. Bodem-pH in een matig kalkrijk grasland na zeven jaar beregening met 3 niveaus ammoniumnitraat (AN) en 1 niveau ammoniumsulfaat (AS) (naar Carroll *et al.* 1997).



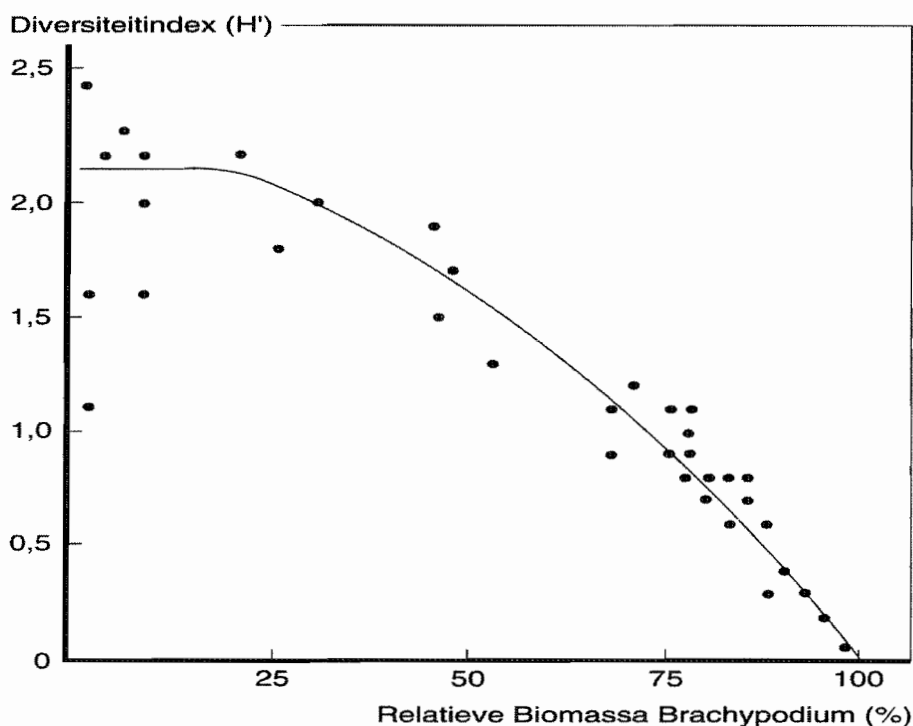
3.2 Vermesting (eutrofiëring)

De atmosferische depositie van N-verbindingen heeft, naast een (potentieel) verzurende werking, ook eutrofiëring tot gevolg, en is daarmee de tweede "verontreiniging" waar EGM/OBN zich tegen te weer stelt. Kalkgraslanden zijn voedselarme oecosystemen, waarbij de samenstelling van de vegetatie en fauna in hoge mate beïnvloed kan worden door extra nutriëntentoevoer. Uit veldonderzoek in binnen- en buitenland is duidelijk geworden dat zowel atmosferische N-depositie als directe nutriëntenverrijking uit hoger gelegen landbouwgronden een negatieve rol kunnen hebben op de biodiversiteit van kalkgrasland.

3.2.1 Gevolgen van atmosferische N-depositie

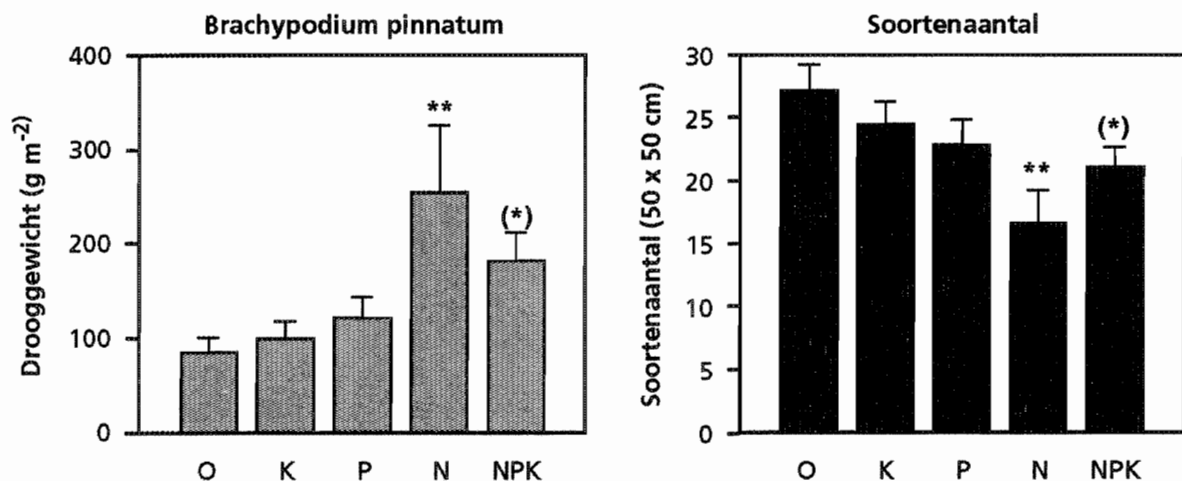
Aan het begin van de jaren tachtig is geconstateerd dat de diversiteit in de Zuid-Limburgse kalkgraslanden in toenemende mate bedreigd werd door de steeds dominantere aanwezigheid van *Brachypodium*. Dit is geen hoog productief cultuurgewas, maar een grassoort die van oorsprong deel uitmaakte van kalkgraslanden, maar de vegetatie niet domineerde (Diemont & van der Ven 1953). Het toendertijd algemeen toegepaste beheer, namelijk maaien in de herfst en afvoer van het maaisel, bleek niet langer toereikend om de sluipende toename van *Brachypodium* te keren. Wanneer dit gras meer dan 50% van de bovengrondse biomassa van de vegetatie uitmaakte, verdwenen veel van de karakteristieke en bedreigde kalkgraslandplanten (Fig 12) (Bobbink & Willems 1987). Er is toen verondersteld dat deze toename van *Brachypodium* veroorzaakt werd door sterk verhoogde atmosferische depositie van stikstof (vooral NH_3 en in mindere mate NO_x) via de zogenaamde "zure regen" ($30\text{-}40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ eind jaren tachtig in kalkgrasland; Van Dam 1990).

Figuur 12. Verband tussen de Shannon-diversiteitsindex (H') en de relatieve biomassa van *Brachypodium* ($r=-0.90$, $p<0.001$; $n=37$) (naar Bobbink & Willems 1987).



Om deze veronderstelling aannemelijk te maken, zijn de effecten van verhoogde N-toevoer op de vegetatiesamenstelling onderzocht in een aantal meerjarige veldstudies (Bobbink *et al.* 1988; Bobbink 1991). De gevolgen van een verhoogd aanbod aan kalium (K), fosfor (P), stikstof (N) afzonderlijk en een behandeling met genoemde nutriënten gezamenlijk (N+P+K) zijn gedurende 3 jaar gevolgd in een Zuid-Limburgs kalkgrasland met of een noord- of een zuidexpositie. De bovengrondse biomassa van de vegetatie nam, zoals verwacht, het meest toe bij verhoogde gift van N+P+K. Bij toepassing van genoemde nutriënten afzonderlijk, nam de totale biomassa-productie alleen enigszins toe bij verhoogde N-toevoer. De samenstelling van de vegetatie werd daarentegen veel meer beïnvloed. In de met N-behandelde (50-100 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) proefvlakken werd de vegetatie na 3 jaar volledig overheerst door *Brachypodium*, terwijl de massa aan overige soorten sterk verminderde. De soortenrijkdom was sterk verminderd na N-toepassing: vooral veel bedreigde Rode Lijst-plantensoorten gingen in deze proefvelden sterk achteruit of verdwenen helemaal (Fig. 13). De achteruitgang in soorten werd zeker niet veroorzaakt door stikstoftoxiciteit, maar door het veranderen van de verticale structuur van de vegetatie. Veel laagblijvende of kortlevende planten werden overgroeid door de bladeren van *Brachypodium*, waardoor zij veel minder licht ontvingen en zich slecht konden ontwikkelen of handhaven. De drastische reductie in biodiversiteit door overheersing van *Brachypodium* na N- bemesting werd ook gevonden in een meerjarig experiment met factoriële toepassing van nutriënten (Willems *et al.* 1993).

Figuur 13. Bovengrondse biomassa van *Brachypodium* (boven, g m⁻²) en het aantal hogere plantensoorten (onder, per 50 x 50 cm) na 3 jaar toepassing van verschillende nutriënten in Zuid-Limburgse kalkgraslanden (O=onbemest) **=*p*<0.01; (*)=*p*<0.10 (naar Bobbink 1988).



Uit aanvullend onderzoek is gebleken dat *Brachypodium* zeer efficiënt stikstof uit de bodem opneemt en aan het eind van de zomer stikstof terugtrekt uit de afstervende spruiten en opslaat in zijn zeer uitgebreid systeem van wortelstokken, dat meer dan 300 m kan beslaan per m² bodemoppervlak, en aanzienlijk meer kan wegen dan het bovengrondse materiaal. Op deze wijze kan dit gras ook het volgende seizoen profiteren van deze extra N met verhoogde groei, ondanks een relatief te kort aan P. *Brachypodium* bleek de mogelijkheden te bezitten om zo vrijwel alle stikstof in de vegetatie (> 75%) binnen 3 jaar te monopoliseren (Bobbink 1988; Bobbink *et al.* 1989). De stikstofcyclus en accumulatie van N in kalkgraslanden kan alleen significant beïnvloed worden door: 1) uitspoeling uit de bodem en/of 2) verwijdering van plantenmateriaal door beheer, aangezien denitrificatie in deze droge graslanden zeer laag is (Mosier *et al.* 1981). De uitspoeling aan nitraat en ammonium zijn in Nederlandse kalkgraslanden bestudeerd door Van Dam *et al.* (1989) en Van Dam (1990). Gedurende twee jaar zijn water- en nutriëntenfluxen gemeten in de bodem van kalkgraslandvegetaties die al of niet beregend werden met ammoniumsulfaat (50 kg N ha⁻¹ jr⁻¹). Hierbij is gebleken dat bijna alle stikstof (ammonium en nitraat) die extra in deze natuurterreinen terecht komt, in het oecosysteem blijft en vrijwel niet uitspoelt. De jaarlijkse uitspoeling bleef, zelfs in de met ammoniumsulfaat beregende vegetatie, minder dan 4% van de totale toevoer aan N. Het is dus duidelijk dat Zuid-Limburgse kalkgraslanden vrijwel alle toevoer van N vasthouden in het systeem, wat veroorzaakt wordt door verhoogde immobilisatie en adsorptie in de bodem (Van Dam *et al.* 1989) en door verhoogde opname en opslag van N in de

vegetatie (Bobbink *et al.* 1989; Bobbink 1991). Geconcludeerd kan worden dat N sinds de jaren zestig geleidelijk geaccumuleerd is in Nederlandse kalkgraslandecosystemen, waarbij de beschikbaarheid van N geleidelijk maar gestaag is toegenomen. In de jaren negentig is daarom, vooral gebaseerd op het onderzoek in Zuid-Limburg, een betrouwbare kritische N-depositie voor deze vegetatie vastgesteld van 15-25 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ (o.a. Bobbink & Roelofs 1995; Bobbink *et al.* 1996). Alleen in kalkgraslanden die in hoge mate door P worden gelimiteerd, wordt een kritische N-depositie van 25-35 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ gehanteerd. Er wordt dan geen extra groei van de vegetatie waargenomen, maar (het risico op) nitraatuitspoeling naar het grondwater is daarbij wel sterk verhoogd (Morecroft *et al.* 1994; Carroll *et al.* 1997).

3.2.2 Gevolgen van nutriëntentoevoer uit hoger gelegen landbouwgrond

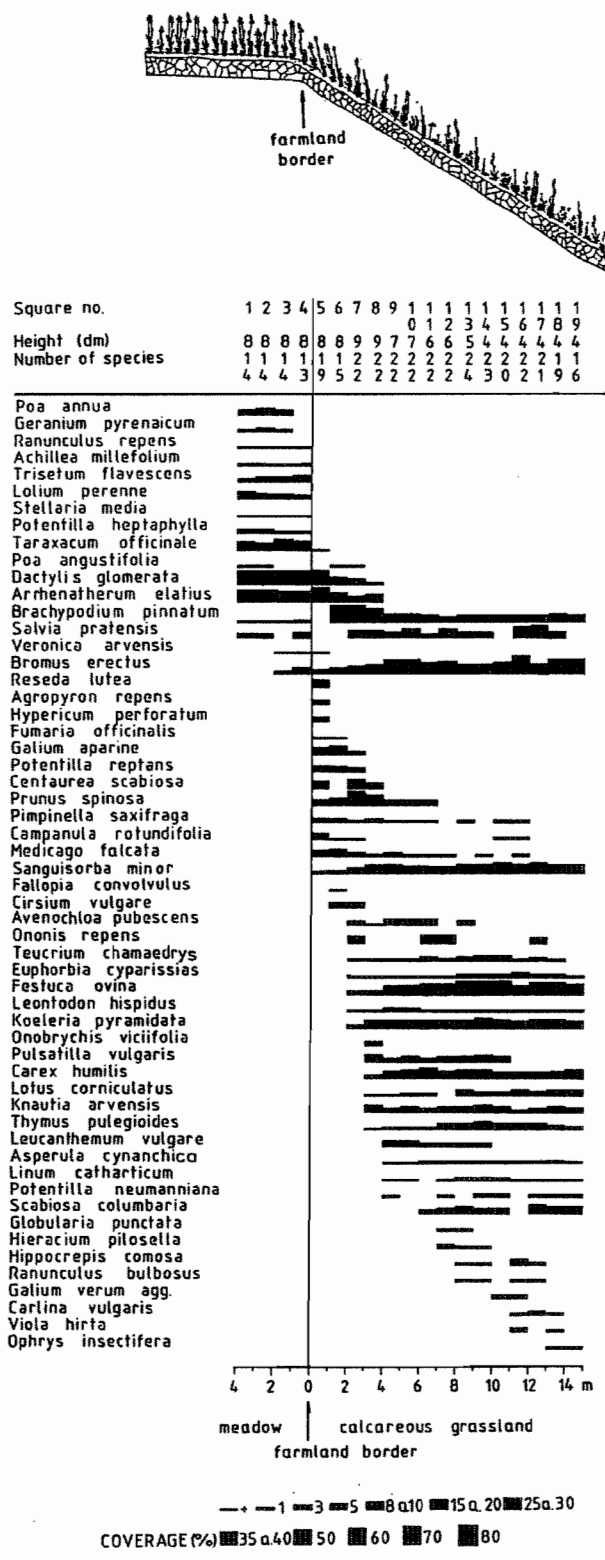
Door verhoogde gift van N+P+K zijn kalkgraslanden op eenvoudige wijze om te zetten in hoog productieve, maar monotone begroeiingen van hoogopgaande grassen (o.a. Willems 1980b; Ellenberg 1996). Uiteraard worden daarom de kalkgraslanden in onze natuurreservaten niet opzettelijk bemest, maar helaas kunnen ze toch daardoor bedreigd worden. Wat is namelijk het geval: in een aantal natuurreservaten in Zuid-Limburg (o.a. Kunderberg, Bemelerberg en Berghofweide) grenst het kalkgrasland (of heischrale grasland) op de helling direct aan de bovenliggende akker. Bij het verspreiden of uitrijden van kunstmest of gier tot helemaal aan de rand van de akker, is het waarschijnlijk dat een deel van deze (kunst)mest direct in het onder gelegen kalkgrasland terecht komt. In Zuid-Limburg is weliswaar geen onderzoek uitgevoerd naar dit proces, maar zowel op de Bemelerberg als de Kunderberg is het opvallend dat de bovenrand van beide reservaten verruigd is met hoog productievare, maar meer gewone plantensoorten. Opmerkelijk is dat dit niet het geval is wanneer er een bufferzone van bos of struweel tussen het plateau en het kalkgrasland (bv. Wrakelberg, Laamhei en Wijlreakkers) is gelegen.

Dit proces van directe nutriëntenverrijking uit bovengelegen akkers is echter in meer detail onderzocht in de Eifel (Neitzke 1993; 2001). Via gedetailleerde transektanalyses in een aantal kalkgraslandterreinen, direct grenzend aan bovenliggend, agrarisch beheerd terrein, is daarbij duidelijk geworden dat de soortensamenstelling in een randzone van minimaal 5-10 m aanzienlijk verarmd is aan kenmerkende soorten uit het kalkgrasland (Fig. 14). In deze aangrenzende zone met een soortenarmere vegetatie komen nu vooral soorten uit voedselrijkere graslanden voor (o.a. *Dactylis glomerata* (Kropaar), *Arrhenatherum elatior* (Glanshaver) en *Elytrigia repens* (Kweek)). Opvallend hierbij is nog dat juist ook *Brachypodium* in deze zone de hoogste bedekking heeft, vergeleken met de rest van het kalkgrasland. Ook zijn in dit onderzoek gedurende enkele jaren de nutriëntenconcentraties en mineralisatiesnelheden van N-verbindingen in de bodem onderzocht. Daarbij is naar voren gekomen dat in genoemde randzones de N-mineralisatie aanzienlijk hoger was (ca. 35 - 55 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) dan in de nog niet aangetaste delen van de onderzochte kalkgraslandvegetaties (6 - 17 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) (Neitzke 2001). Dit onderzoek maakt duidelijk dat direct aangrenzende akkers of graslanden een duidelijke bedreiging vormen voor de bovenrand van minimaal 5-10 m van kalkgraslandreservaten, inclusief de heischrale vegetatie, die zich in Zuid-Limburg juist aan de bovenrand bevinden als gevolg van de geologische omstandigheden. Waarschijnlijk is de zone van beïnvloeding in Nederland nog groter, aangezien de bemestingsniveaus in de Eifel duidelijk lager liggen dan in Nederland. De zone van 5-10 m lijkt misschien niet veel, maar in de veelal smalle kalkgraslandpercelen is dit toch een substantieel percentage van het totale oppervlak.

3.3 Verdroging

Zowel de Zuid-Limburgse kalkgraslanden als de nog hoger op de helling gelegen heischrale vegetaties liggen ver boven (> 10 m) het grondwaterpeil. Het moge dan ook duidelijk zijn dat deze vegetaties niet worden bedreigd door verdroging via verlaging van de grondwaterstanden. Of de voorspelde, toename van langdurige droogten in de zomer in de toekomst een belangrijke, directe invloed op deze vegetaties zal hebben is nu nog een open vraag, maar het is wel zeker dat deze vegetaties goed aangepast zijn aan droge omstandigheden. Op dit moment zijn herstelmaatregelen tegen verdroging in deze terreinen derhalve niet relevant.

Figuur 14. Vegetatiesamenstelling over een transect van een in agrarische gebruik zijnd weiland en een aangrenzend kalkgrasland in de Eifel (Neitzke 2001).



4 Herstelbeheer van kalkgraslanden

4.1 Huidig beheer kalkgraslanden

Na het verlies van de oorspronkelijke agrarische functie zijn de kalkgraslanden op allerlei manieren verloren gegaan. De resterende kalkgraslanden (ca. 25 ha) zijn in ons land thans vrijwel allemaal als natuurreservaat wettelijk beschermd. In overeenstemming met het toenmalige gedachtegoed net na de Tweede Wereldoorlog werden de nieuwverworven reservaten niet opzettelijk beheerd. Eind vijftiger jaren, begin van de zestiger jaren werd soms beweiding door schapen als beheersmaatregel toegepast, een beheer dat al spoedig door maaien in de herfst met afvoer van het hooi werd vervangen. Uit uitgebreid onderzoek aan het kalkgraslandecosysteem is duidelijk geworden, dat zowel periodieke begrazing door mergellandschappen (of soms door runderen) als maaien op een bepaald tijdstip deze waardevolle kalkgraslandvegetaties een duurzaam toekomstperspectief kunnen bieden. Deze twee genoemde beheersmaatregelen zijn daarom bij uitstek te beschouwen als regulier >handhavingsbeheer= van deze halfnatuurlijke graslanden, die voor hun behoud altijd beheerd dienen te blijven. De situatie is thans zodanig dat het uitgevoerde handhavingsbeheer van de Zuid-Limburgse kalkgraslanden veel belangstelling en waardering uit het buitenland krijgt, en Nederland als een "pilot country" wordt beschouwd wat betreft het beheer (bijv. Duvigneaud 1981; Dutoit 1996). Wel dient hierbij opgemerkt te worden dat het effect van het huidige beheer op de faunasamenstelling nauwelijks gemonitord is in de laatste 20 jaar en dat er duidelijke aanwijzingen zijn dat het gevoerde beheer niet altijd succesvol is voor het handhaven van een rijke fauna.

4.2 Herstelbeheer in het kader van EGM/OBN

Ondanks de relatief gunstige situatie in de resterende kalkgraslanden in Zuid-Limburg kunnen een aantal herstelmaatregelen van groot belang zijn bij toch nog optredende (of opgetreden zijnde) problemen. De volgende twee vormen van herstelbeheer zijn daarbij het meest van belang:

- 1) herstelbeheer van kalkgraslanden na een periode van nutriëntenverrijking met de drie macronutriënten (N+P+K) of met alleen stikstofverbindingen (N);
- 2) restauratiebeheer in terreinen die gedurende een lange reeks van jaren onbeheerd waren.

Deze laatste maatregel is in engere zin geen EGM, maar door het proces van niet meer beheren treedt er een geleidelijke accumulatie van organische materiaal op, waardoor na enige tijd de nutriëntenconcentraties in de bodem flink verhoogd worden (Van Tooren & Bobbink 1987). De bestrijding van deze vorm van "interne eutrofiëring" is daarom toch in dit preadvies betrokken.

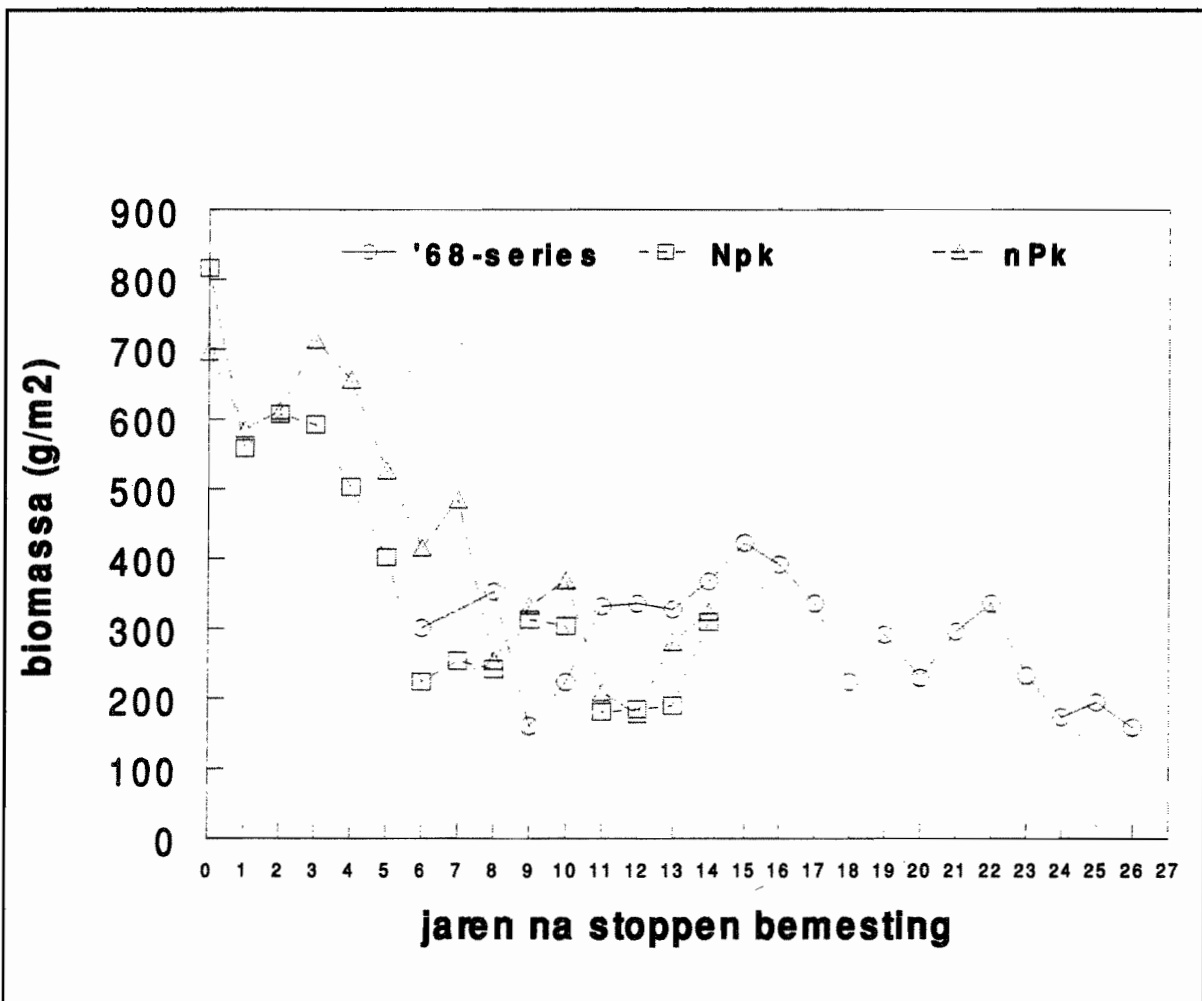
4.2.1 Herstelbeheer na nutriëntenverrijking met N+P+K

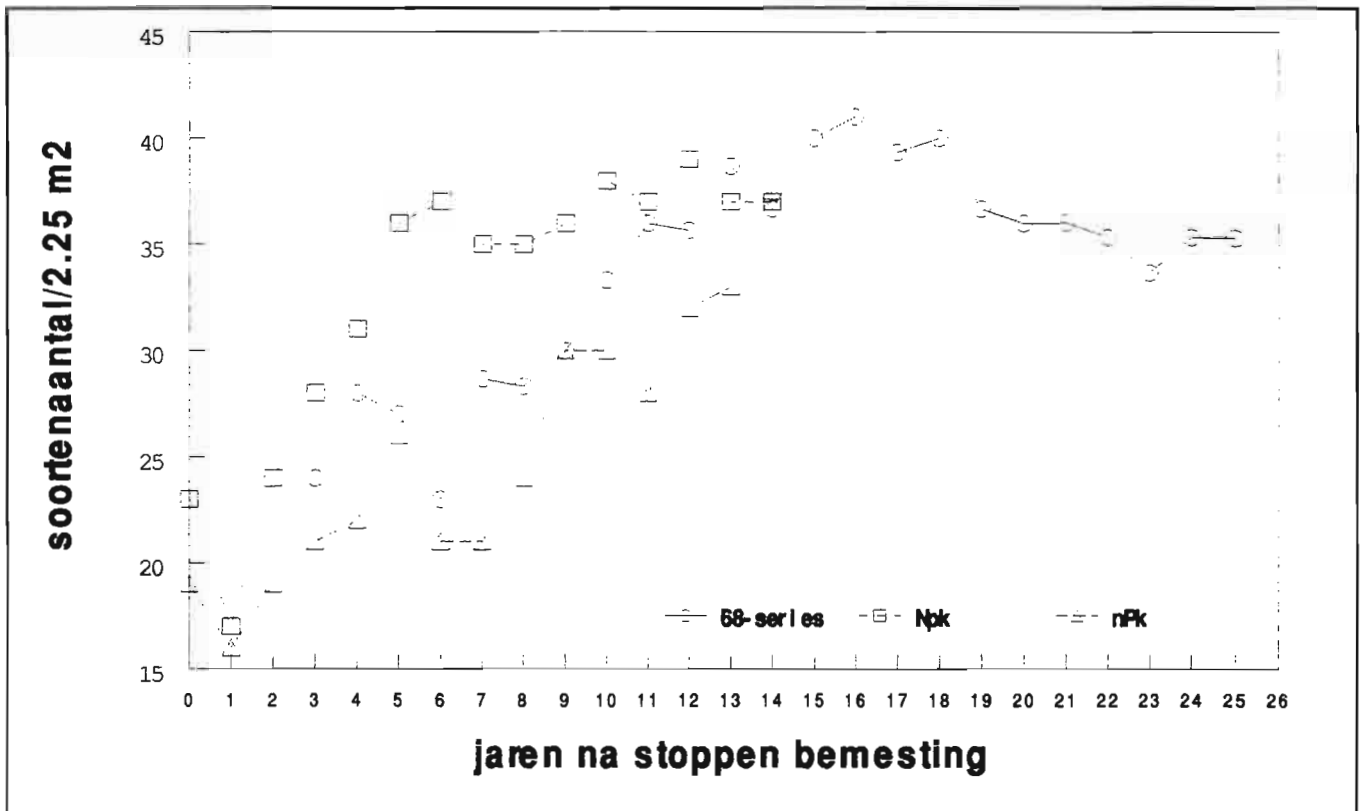
Door het gebruik van kunstmest (N+P+K) zijn veel kalkgraslandvegetaties veranderd in monotone begroeiingen van vooral grassen. Het effect van jaarlijks maaien in de zomer, met afvoer van het hooi, als herstelbeheer na een periode van kunstmestgift is gedurende 25 jaar onderzocht in permanente proefvlakken (1,5 x 1,5 m) op een noordwesthelling in het Gerendal, nabij Valkenburg (Willems 1980; Willems & Van Nieuwstadt 1996). Dit terrein is tot 1967 in beheer geweest als productiegrasland en bemest met zowel kunstmest als stalmest. Desondanks waren enkele kleine restpopulaties van kalkgraslandsoorten nog in het terrein aanwezig. De bovengrondse biomassa daalde binnen 10 jaar na het beëindigen van het agrarische gebruik, of het stoppen van experimentele kunstmestgift, weer tot ca. 200-350 g m⁻² bij het gevoerde maaibeheer (maaien in de zomer en afvoeren hooi) (Fig. 15). Na een periode van 10-15 jaar is weer een soortenrijke kalkgraslandvegetatie ontstaan in alle proefvlakken met voormalige bemesting, waarin veel kenmerkende soorten zijn teruggekeerd. Soms duurde het terugkomen van soorten heel lang. Zo is in 1990 *Gentianella germanica* (Duitse gentiaan) in deze proefvlakken verschenen, na ruim 20 jaar herstelbeheer, waarschijnlijk afkomstig van de nabij gelegen populaties op de Laamhei of in de orchideeëntuin (ca. 500 m), waaruit moge blijken dat geduld soms een schone zaak moet zijn bij herstelbeheer. Opvallend is dat het herstelproces duidelijk langzamer verloopt na een periode

van mestgiften met relatief veel fosfaat (P), vergeleken met giften met veel stikstof (N). Uit dit langjarig onderzoek in permanente proefvlakken kan geconcludeerd worden dat maaien in de zomer met de afvoer van het hooi een goede methode is om de oorspronkelijke, kruidenrijke situatie van met N+P+K-verrijkte kalkgraslanden te herstellen, mits er nog zaadbronnen in de vorm van restpopulaties en in de bodem aanwezig zijn (Willems & Bik 1998).

In een aantal kalkgraslandnatuurgebieden wordt de vegetatie van de bovenrand sterk genivelleerd door directe toevoer van nutriënten uit de aangrenzende akkers. Naast het uitvoeren van bovengenoemde herstelmaatregel voor deze zone, is de aanpak bij de bron hier verreweg het beste. Het verdient daarom hoge prioriteit om 10-20 m van de rand van de akkers niet meer intensief te gebruiken (>natuurlijk randbeheer=) of aan te kopen en als natuurgebied te gaan beheren, indien gewenst met een haag of struweelzone van oorspronkelijke plantensoorten. Uiteraard is het daarbij van belang om vooraf uit te zoeken welk vorm of beheer van een bufferzone het meest (kosten)effectief is.

Figuur 15. Bovengrondse biomassa in $g \cdot m^{-2}$ (A) en aantal plantensoorten ($1,5 \times 1,5m$) (B) in het Gerendal gedurende de periode 1970-1993 na het stoppen van de bemesting. 68-serie: na stoppen agrarisch beheer in 1968 ($n=6$); Npk- en nPk-serie ($n=2$): na beëindigen van kunstmestgift in 1980; de meststof met een hoofdletter is relatief het meest toegediend (Willems & Van Nieuwstadt 1996).

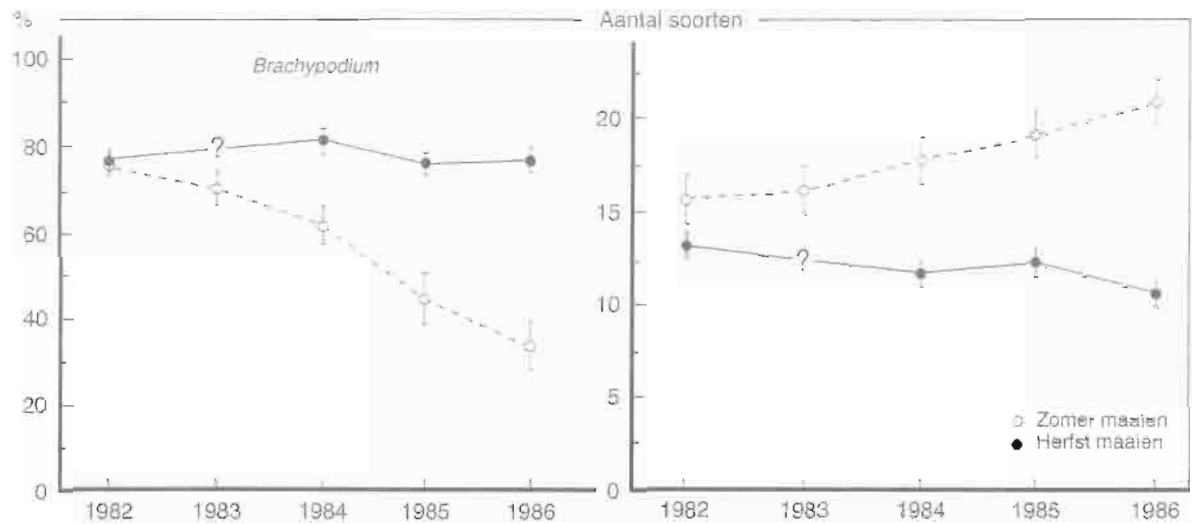




4.2.2 Herstelbeheer na verrijking met N

Om de vergrassing door *Brachypodium* tegen te gaan, zijn experimenten met verschillende maaitijdstippen en -frequenties uitgevoerd, waarbij het afgemaaid plantmateriaal steeds is verwijderd (Bobbink 1988; Bobbink & Willems 1991). De dominantie van *Brachypodium* verminderde vooral door het maaien van de vegetatie in de zomer (begin augustus). Het aandeel van deze soort daalde van 80 tot minder dan 35% na vier jaar maaien in de zomer, terwijl bij maaien in de herfst het aandeel van *Brachypodium* onverminderd hoog bleef (Fig. 16). De totale bovengrondse biomassa daalde sterk ten koste van de grassen, terwijl het totale gewicht van de kruiden verdubbelde in deze zomergemaalde proefvelden. Maaien in de zomer beperkt de hergroei van *Brachypodium* aanzienlijk, waardoor andere soorten minder worden overschaduwd. De kenmerkende kalkgraslandsoorten met een lage groeivorm of de vele kortlevende soorten kunnen zodoende profiteren van de toegenomen lichthoeveelheid aan of nabij het bodemoppervlak (Fig. 17). Voor de blijvende handhaving van faunistische waarden van het kalkgraslandecosysteem is het echter sterk aan te bevelen bij een dergelijk maairegime om jaarlijks wisselende delen van de vegetatie niet te maaien, bv. stroken vegetatie langs de terreingrenzen. Hierdoor behouden de vele insectensoorten en andere dieren de noodzakelijke schuil- en fouragegelegenheden.

Figuur 16. Het verloop van de relatieve biomassa (% + 1. S.E.) van *Brachypodium* (links) en het soortenaantal (rechts) bij maaien in de late herfst of vroeg in de zomer (Wrakelberg) (Bobbink & Willems 1991).

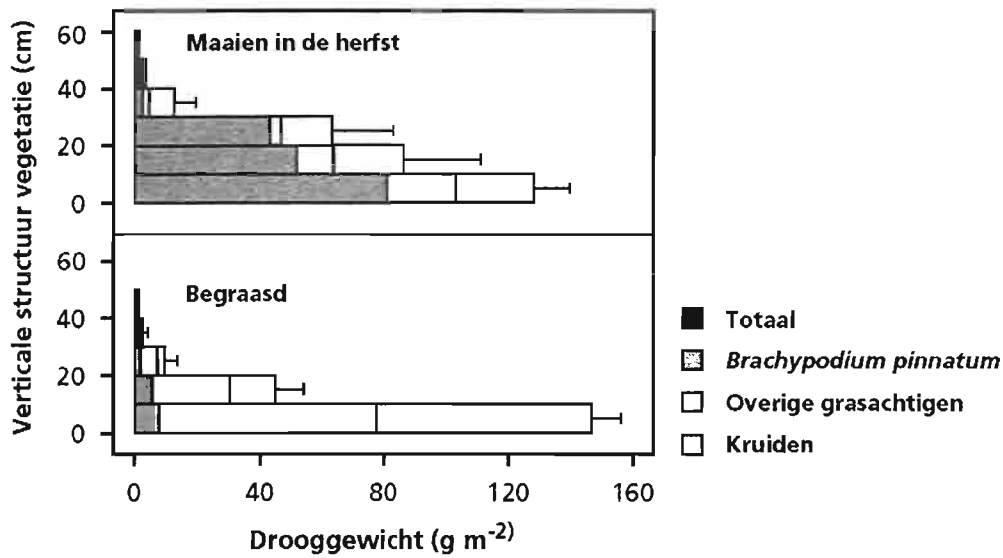


Figuur 17. Overzicht van een in de herfst (rechts) of in de zomer gemaaide situatie (links), in het vierde jaar na introductie van het vervroegde maaitijdstip (foto's R. Bobbink).



Vanouds zijn in West-Europa de kalkgraslanden vrijwel altijd begraasd geweest, hoewel soms minder steile hellingen gemaaid werden (o.a. Pottier-Alapetite 1943; Willems 1973; Krüsi 1981; Wilmanns & Kratochwil 1983). Het ligt dientengevolge voor de hand ook begrazing door schapen, liefs van een lokaal ras, als mogelijke herstelbeheermaatregel te onderzoeken. Daartoe zijn twee vlak bij elkaar gelegen terreinen in het Gerendal vergeleken die sinds 5 of 13 jaar weer begraasd werden met mergellandschappen, terwijl een deel van het terrein nog steeds in de herfst gemaaid werd (Bobbink & Willems 1988). Vergeleken met maaien in de herfst is de totale biomassa en de nutriëntenstatus van bodem of vegetatie niet of nauwelijks verschillend in de begraasde situatie, maar de structuur van de vegetatie is wel in hoge mate beïnvloed. De biomassa van *Brachypodium* is aanzienlijk lager in de begraasde terreindelen, waar méér biomassa aanwezig is in de laag van 0 tot 10 cm boven het bodemoppervlak. Deze vegetatielaag wordt vooral gevormd door planten met een lage groeivorm. In de gemaaide terreindelen is het gewicht van *Brachypodium* tussen 10 en 30 cm significant hoger dan bij begrazing. Uit deze resultaten blijkt duidelijk dat begrazing door schapen het hoog opgroeien van *Brachypodium* verhindert, waardoor het aandeel van deze grassoort in de bovengrondse biomassa beperkt wordt (ca. 10%) (Fig. 18). De eetbaarheid van de dominante plantensoort voor de grazers is hierbij cruciaal, zeker wanneer de produktiviteit van het systeem verhoogd is.

Figuur 18. Verticale verdeling van de biomassa ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) bij maaien in de herfst of na begrazing door schapen gedurende een periode van 11 jaar (Gerendal bij Valkenburg) (Bobbink & Willems. 1988).



Uit het onderzoek naar het herstellen van door N-verrijking ontstane dominantie van *Brachypodium* kan geconcludeerd worden dat zowel maaien in de zomer met afvoer van het hooi als begrazing door mergellandschappen goede vormen van effectgerichte maatregelen zijn om de vegetatie in oude staat te herstellen. Essentieel daarbij is wel om bij aanhoudende toevoer van N de potentiële dominantie van grassen als *Brachypodium* goed gevolgd moet worden, bijvoorbeeld door middel van permanent gemarkeerde proefvakken (Bakker *et al.* 1996).

4.2.3 Herstelbeheer van langdurig verwaarloosd kalkgrasland

Zonder beheer is een kalkgraslandvegetatie op langere termijn (20-50 jaar) gedoemd te verdwijnen: er ontwikkelt zich struweel en uiteindelijk bos. Veelal ontstaat er eerst een tussenstadium met zeer veel *Brachypodium* of *Bromus erectus* (Fig. 19) (Willems 1980; Dierschke & Esser 1991). Dit verschijnsel is in de laatste decennia op het vaste land van West-Europa helaas op veel plaatsen waar te nemen (o.a. Wolkinger & Plank 1981; Ellenberg 1996). Het is daarom van groot belang de nog resterende resten in deze "gras"-fase zo snel mogelijk weer in beheer te nemen.

Figuur 19. Overzicht van een restant verlaten kalkgrasland op de St. Pietersberg in de winter van 1983/'84. Duidelijk is de enorme strooiselophoping afkomstig van plantenmateriaal van *Brachypodium* te zien (foto R. Bobbink).



Bij het weer in beheer nemen van restanten kalkgrasland zijn de volgende aspecten van belang:

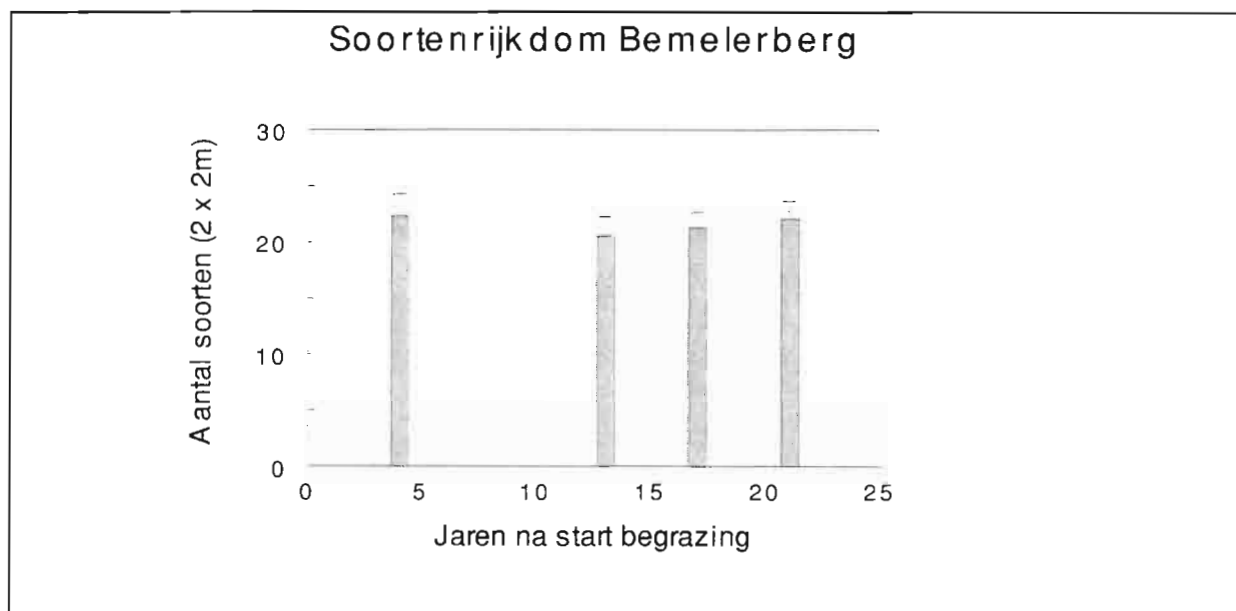
- a) het al dan niet aanwezig zijn van restpopulaties van kenmerkende soorten in de vegetatie of in een aangrenzend terrein (Willems & Bobbink 1990). Indien deze aanwezig zijn, dan is daardoor de uitgangssituatie voor herstel van dit vegetatietype gunstig vanwege deze lokale zaadbronnen;
- b) het scheppen van goede kiemings- en vestigingsomstandigheden voor de nog aanwezige, maar bedreigde kalkgraslandsoorten;
- c) de meeste bedreigde plantensoorten hebben een kort levende zaadvoorraad (Dutoit & Alard 1995; Willems 1995; Bakker *et al.* 1996b). Het is daarom van groot belang om zo snel mogelijk met herstelbeheer van verwaarloosde terreinen te beginnen;
- d) veel restanten van voormalige kalkgraslandvegetatie liggen nu geïsoleerd in het landschap. Herstel van verlaten kalkgraslanden in de nabijheid van of aangrenzend aan goed beheerde vegetaties is in eerste instantie het meest kansrijk, omdat de primaire zaadverspreiding van de meeste soorten beperkt is tot ca. 1m van de moederplant (Verkaar *et al.* 1983b). Ook secundair zaadtransport middels schapen na beweiding van verder gelegen soortenrijke terreinen kan de kans op (her)vestiging van bedreigde soorten vergroten (Hillegers 1985; Fischer *et al.* 1996).

De effecten van verschillende maaifrequenties voor herstelbeheer na verwaarlozing, zijn onderzocht in het natuurreservaat Bemelerberg, enkele km ten oosten van Maastricht gelegen. Ook in dit terrein was na een lange periode van verwaarlozing een dichte vegetatie ontstaan waarin *Brachypodium* sterk domineerde en meer dan 80% van de biomassa vormde (Bobbink & Willems 1987, 1993). Het jaarlijks twee keer maaien van de vegetatie gedurende enkele jaren bleek een goede mogelijkheid voor het relatief snel bereiken van een goede startsituatie voor een meer langdurig herstel. Zowel het moeilijk afbreekbaar grasstrooisel als de dominantie van *Brachypodium* verminderden in hoge mate en enkele kenmerkende, laaggroeiende plantensoorten kregen weer een kans door betere kiemings- en vestigingsmogelijkheden. Het aantal plantensoorten was na 3 jaar maaien echter nog aanzienlijk minder dan in goed ontwikkeld kalkgrasland. Het herstelproces hing hier sterk af van de nog aanwezige plantensoorten of van vitaal zaad in de bodem. Helaas bevatte de zaadvoorraad slechts weinig doelsoorten, maar een goede

uitgangssituatie voor verder herstel werd zeker bereikt door het ingevoerde maai-beheer (Bobbink & Willems 1993).

Op de Bemelerberg is na ca. 40 jaar verwaarlozing begrazing door mergellandschappen in 1979/81 ingevoerd om de ter plaatse sterk verruigde kalkgraslandvegetatie weer in oude glorie te herstellen. In het begin verliep het herstel zeker succesvol (Hillegers 1983; Hillegers 1985), maar het vervolg van het herstelproces van de sterk door *Brachypodium*-vergraste vegetatie is recent onderzocht en geëvalueerd aan de hand van vegetatie-opnamen in permanente proefvakken (Bobbink & Willems 1996). Uit een vergelijking van vegetatie-opnamen uit 1984, 1993, 1997 en 2001 is gebleken dat in deze proefvakken (2 x 2 m) de soortenrijkdom en de diversiteitsindex op de Bemelerberg na 16 jaar voortgezet begrazingsbeheer nog steeds laag zijn voor kalkgraslanden en geen stijgende tendens vertonen (Fig. 20). Uit de vergelijking van de soortensamenstelling is duidelijk gebleken dat de kalkgraslandvegetatie in 2001 nog steeds fragmentair aanwezig is en dat zich nauwelijks nieuwe soorten in de proefvelden gevestigd hebben. Hieruit kan geconcludeerd worden dat het herstelproces van verlaten, sterk vergraste kalkgraslandvegetaties kan stagneren ondanks jaarlijkse begrazing door schapen. Soortgelijk begrazingsbeheer is echter wel gunstig gebleken voor het instandhouden van soortenrijke kalkgraslandvegetaties en het reduceren van de effecten van N-verrijking in voorheen laat-gemaaide vegetaties (o.a. Willems 1983; zie boven). Blijkbaar is het herstellen van al jarenlang verwaarloosde kalkgraslanden door enkel en alleen begrazing niet in iedere situatie even succesvol.

Figuur 20. Het aantal hogere plantensoorten (per 2 x 2 m) (gem. + S.E.) in de permanente proefvelden (n=6) op de Bemelerberg in 1984, 1993, 1997 en 2001, respectievelijk 4, 13, 17 en 21 jaar na herintroductie van begrazing.

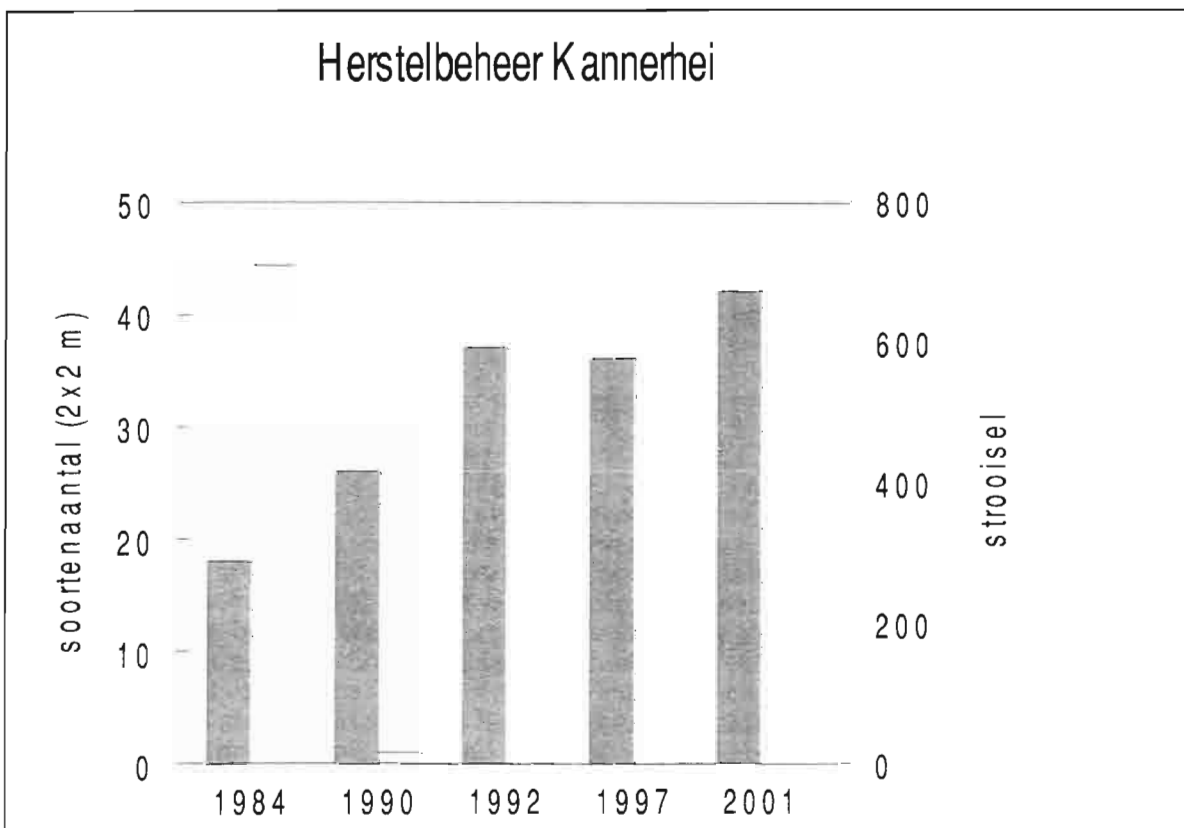


Echter, herinvoering van begrazing op verwaarloosde kalkgraslanden op het Nederlandse deel van de St. Pietersberg, enkele km ten zuiden van Maastricht, heeft op het eerste oog tot een beter resultaat geleid (Fig. 21). Acht jaar na het begin van het herstelbeheer is het aantal soorten in een permanent proefveld (2 x 2 m) op de Kannerhei gestegen van 18 naar 37 in een voorheen sterk vergraste situatie, waarin meer dan 95% van de bovengrondse biomassa bestond uit dood en levend materiaal van *Brachypodium*. Een aantal bedreigde kalkgraslandsoorten, zoals *Primula veris*, *Potentilla verna*, *Sanguisorba minor* en *Linum catharticum*, hebben zich de afgelopen jaren flink over de Kannerhei verbreid (Willems *et al.* 1993). Toch is ook hier niet alles in kannen en kruiken. In 1997 is het totaal aantal soorten duidelijk hoger dan op de Bemelerberg, maar wat opvalt is dat het aantal kalkgraslandsoorten in de vegetatie nog steeds erg laag is, en sinds 1990

niet meer is toegenomen. De vegetatie wordt nu vooral gekenmerkt door meer algemene soorten uit het Glanshaververbond en heischrale milieus.

Waardoor kan het initiële verschil in het herstelproces tussen deze twee verwaarloosde kalkgraslandvegetaties veroorzaakt worden? Ten eerste moet hierover opgemerkt worden dat bij herinvoering van het beheer op de St. Pietersberg de mogelijkheid voor kieming en hervestiging van kalkgraslandsoorten sterk is verbeterd doordat het terrein in de beginfase van restauratie twee jaar in de zomer is gemaaid, waardoor de sterk vervulde grasmat tesamen met het strooisel-pakket is verwijderd. Hierdoor verbeterden de kwalitatieve en kwantitatieve lichtomstandigheden sterk en konden een aantal kenmerkende plantensoorten, nog aanwezig op het terrein, zich uitbreiden. Naast het scheppen van goede kiemings- en vestigingsmogelijkheden is de lokale zaadvoorraad in de bodem wellicht ook van belang geweest voor het hervestigen en uitbreiden van soorten. Op de St. Pietersberg is geconstateerd dat in de lokale zaadvoorraad nog een aantal kalkgraslandplanten aanwezig waren (Willems *et al.* 1993). Hoewel er geen gegevens bekend zijn over de eertijdse zaadvoorraad van de kalkgraslandrestanten van de Bemelerberg, is het waarschijnlijk dat deze al sterk achteruit was gegaan door de decennialange verwaarlozing van dit terrein. Dit is bevestigd door de resultaten van eerder uitgevoerde proeven met intensieve maaifrequenties. Herstel van soortsdiversiteit uit de lokale zaadvoorraad op de Bemelerberg was slechts ten dele mogelijk en eigenlijk alleen maar voor enkele kortlevende soorten met langlevende zaden (Bobbink & Willems 1993). Het is dus waarschijnlijk dat herstel van verlaten kalkgraslandvegetaties in hoge mate beperkt kan worden door de geringe zaadvoorraad van veel kenmerkende plantensoorten (Willems 1995; Dutoit & Alard 1995). Hervestiging van verdwenen soorten moet dan plaatsvinden vanuit elders (nog) aanwezige populaties. De potenties voor een toekomstige verbreiding van deze planten via rondtrekkende schapen (in de vacht of via de mest) zijn groot en zeker effectief voor een aantal plantensoorten (Hillegers 1985; Fischer *et al.* 1996).

Figuur 21. Het aantal hogere plantensoorten (gearceerde kolom) en de hoeveelheid strooisel (open kolom) ($g\ m^{-2}$) in een permanente proefveld op de Kannerhei (St. Pietersberg; $2\ x\ 2\ m$) in 1984 (net voor het begin van het herstelbeheer), 1990, 1992, 1997 en 2001, respectievelijk 5, 7, 12 jaar en 16 jaar na herintroductie van begrazing. Het terrein is de eerste twee jaar gemaaid.



Ook wordt de verbreiding via schapen beïnvloed door het al of niet aanwezig zijn van kalkgraslandplanten in de "begrazingsroute" van de schapen, bijvoorbeeld in wegbermen. Welke soorten op deze wijze effectief verbreid kunnen worden dient echter nog nader onderzocht te worden, maar de resultaten van beide terreinen laten zien dat de terugkomst van veel kenmerkende soorten in een periode van 15 jaar nog beperkt kan zijn.

Uit deze ervaringen bij het herstel van verwaarloosd kalkgrasland is te concluderen dat het jaarlijks één of twee keer maaien van de vegetatie gedurende een beperkt aantal jaren, een goede startpositie voor herstel geeft. Op deze wijze worden gunstige condities geschapen voor kieming en vestiging. Na dit eerste herstel van het kalkgrasland kan het beheer door middel van beweiding door schapen of eventueel maaien in de zomer worden uitgevoerd om een goede vegetatiestructuur te handhaven. De schapen of maaimachines kunnen zorgen voor de verspreiding van de nog aanwezige soorten binnen een terrein en tussen verschillende locaties. Bij het begrazingsregime dient wel rekening te worden gehouden met het verschillende tijdstip van zaadproductie van de diverse soorten. Een korte periode met een hoge begrazingsintensiteit in het vroege voorjaar en/of najaar blijkt een gunstig effect op de soortendiversiteit van deze graslanden te hebben. Toch kan het herstel van de kenmerkende vegetatie stagneren indien de lokale zaadvoorraad in de bodem uitgeput is wat de karakteristieke doelsoorten betreft, en er in de nabijheid geen populaties van deze plantensoorten meer aanwezig zijn.

4.3 Recente probleemvelden bij het beheer

Uit het gepresenteerde overzicht van de toestand van Zuid-Limburgse kalkgraslanden, verschillende veldbezoeken en gesprekken met de betrokken beheersinstanties zijn een aantal probleemvelden binnen het huidige beheer van bestaande kalkgraslandvegetaties naar boven gekomen:

- a) tot nu toe heeft het onderzoek en (herstel)beheer zich sterk gericht op het kalkgrasland, terwijl het vaak iets hoger op de helling gelegen heischrale grasland (associatie van *Betonie* en *Gevinde kortsteel*) ook zeer sterk is achteruit en vaak moeilijk te herstellen lijkt. Dit is nu één van meest zeldzaam geworden graslandgemeenschap in Nederland. Onderzoek over de oorzaken van de achteruitgang van dit heischraalland, de onderlinge relaties met het kalkgrasland en de potentiële mogelijkheden tot herstel van deze kenmerkende vegetatie is dringend gewenst;
- b) het herstelbeheer is tot op heden vooral gericht geweest op de vegetatie van kalkgraslanden. De samenstelling van de fauna is de laatste jaren maar spaarzaam gevolgd, maar inventarisaties van slakken en dagvlinders suggereren dat de balans voor de fauna niet altijd positief is. Het is daarom van groot belang aandacht te besteden aan het handhaven of herstel van de rijke entomofauna in deze, voorheen, zeer soortenrijke hellingen. Basisvoorwaarde voor faunaherstel van kalkgraslanden lijkt te liggen in herstel van terreinheterogeniteit (micro- tot mesoschaal) en van aanliggende biotopen (meso- tot macroschaal);
- c) de terrestrische korstmossen en de meeste karakteristieke mossoorten die in de periode 1950-1980 verdwenen zijn (During & Willems 1986), zijn nog steeds grotendeels afwezig in de Zuid-Limburgse kalkgraslanden. De reden hiervoor is niet bekend, en verdient nader onderzoek, aangezien het ook voor deze groepen vooral soorten van de Rode Lijst betreft;
- d) bij herstel- en ontwikkelingsbeheer van verlaten of sterk bemeste kalkgrasland is in een aantal situaties na 5-10 jaar een stagnatie in de ontwikkeling naar een volledige kalkgraslandvegetatie opgetreden (zie eerder in H. 4); aanvullend onderzoek naar de problemen bij dit herstel wordt als essentieel gezien, zeker omdat het beleid er op gericht is het areaal kalkgrasland aanzienlijk uit te breiden (LNV 1995);
- e) er bestaat een duidelijke behoefte bij de beherende instanties om een uitgebreide evaluatie te laten uitvoeren welke vorm(en) van begrazing en maaien op lange termijn het meest effectief is of zijn.

- f) in enkele terreinen (Laamhei; Berghofweide) wordt de laatste jaren een toename van Duinriet (*Calamagrostis epigejos*) geconstateerd, met ernstige gevolgen voor de aanwezige diversiteit (Fig. 22). Dit verschijnsel is ook in de duinen en op een aantal binnenlandse groeiplaatsen van deze soort gevonden. Onbekend is wat de oorzaken daarvan zijn en hoe je dit proces kunt tegengaan, maar overeenkomst met de toename van *Brachypodium* in de jaren zeventig en tachtig ligt voor de hand: het effect van de dominantie van *Calamagrostis* is identiek, maar de mogelijke oorzaak is wellicht anders.

Figuur 22. Op een aantal plaatsen in kalkgrasland gaat *Calamagrostis epigeios* sterk overheersen (Berghofweide; 1997) (foto R. Bobbink).



5 OBN-onderzoek in Zuid-Limburgse hellingschraallanden

Uit de inventarisatie van de aanwezige kennis en overleg met kalkgraslandbeherende instanties zijn in hoofdstuk 4 de volgende probleemvelden bij het (herstel)beheer gepresenteerd:

- Code korte omschrijving
- (a). Achteruitgang heischrale vegetatie
 - (b). Toestand en herstel entomofauna
 - (c). Uitblijven herstel kostmossen en mossen
 - (d). Stagnatie ontwikkelingsbeheer kalkgraslanden
 - (e). Evaluatie toegepaste beheersvormen
 - (f). Toename Duinriet

Door het voltallige OBN-deskundigenteam “droge en vochtige schraallanden, heiden en kalkgraslanden” is aan probleemveld a, b en d de eerste prioriteit (onderstreept) toegekend, terwijl tevens is voorgesteld om “deskundigenteamoverstijgend” onderzoek te laten uitvoeren naar het verschijnsel dat veel mossen en korstmossen maar beperkt terug lijken te komen na EGM in een grote groep van droge tot vochtige ecosystemen. Vervolgens zijn beknopte onderzoeksvoorstellen voor deze probleemvelden opgesteld, die na bespreking in het deskundigenteam en de BC-Kennis in het preadvies zijn opgenomen. Wel is door het deskundigenteam besloten alleen voorstellen uit te werken voor de projecten met eerste prioriteit in verband met het financieringsklimaat binnen het OBN. Verder is besloten om a, d en e (deels) samen te voegen in één voorstel (A).

5.1 A. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en herstel van Limburgse hellingcomplexen met schraallandvegetaties

Achtergrond

De Zuid-Limburgse hellingen zijn veelal gekenmerkt door een gradiënt in moedermateriaal: boven aan de helling worden maasafzettingen gevonden, op de steilere middengedeelten kalkgesteente, terwijl onder aan de helling colluviaal materiaal is afgezet. Deze situatie heeft bij eeuwenlang agrarisch gebruik geleid tot een kenmerkende zonerings van schraallandvegetaties: bovenaan heide en zure graslandvegetaties, dan een zone met heischrale vegetaties (NARDO-GALION), vervolgens het eigenlijke kalkgrasland (MESOBROMION) en onderaan glanshavervegetaties (ARRHENATHERION) of typische ruigtebegroeiingen. Deze ruimtelijke samenhang, met zijn vele gradiënten in vooral zuurgraad, is ook in Europees verband uniek en biedt (in potentie) levensmogelijkheden voor zeer veel planten- en diersoorten. In een flink aantal natuur(herstel)terreinen is de hele abiotische gradiënt (in principe) aanwezig, waardoor OBN in deze terreinen zeer kansrijk is, maar soms ook door de vele bedreigingen des te noodzakelijker.

Tot nu toe heeft het onderzoek en (herstel)beheer van de Limburgse hellingen zich sterk gericht op het middengedeelte van de helling (de kalkgraslanden), terwijl het iets hoger op de helling gelegen heischrale grasland (associatie van Betonie en Gevinde kortsteel) zeer sterk is achteruit en vaak moeilijk te herstellen lijkt. Op dit moment wordt deze associatie als één van de meest bedreigde vegetaties van Nederland beschouwd. Aanvullend onderzoek over de oorzaak van de achteruitgang van dit heischraalland, de onderlinge relaties met het kalkgrasland en mogelijkheden tot herstel van deze kenmerkende vegetatie is zeker gewenst. Hierbij moet ook aandacht besteed worden aan de onder aan helling gelegen glanshavergraslanden of ruigten. Het ecologisch belang van deze vegetaties lijkt vooral voor de fauna groot te zijn, de prioriteit betreffende de vegetatie is duidelijk lager, hoewel deze vegetaties, met relatief weinig doelsoorten, ook in Nederland steeds schaarser zijn geworden.

Bij herstel- en ontwikkelingsbeheer van verlaten of sterk bemeste hellingen is in een aantal gevallen (o.a. Bemelerberg, Pietersberg) stagnatie in de ontwikkeling naar een volledige zonerings in schraalgraslandvegetaties gevonden; veelal is in de eerste jaren van herstelbeheer (begrazing

met mergellandschappen) een positieve reactie van de verschillende ecosystemen waargenomen, maar daarna treedt stagnatie op, zeker wat de vegetatie betreft. Voor de fauna zijn de gevolgen vrijwel niet gevolgd, alhoewel de huisjesslakkenfauna van de St. Pietersberg zeker niet is vooruit gegaan na 5-10 jaar herstelbeheer met mergellandschappen. Aanvullend onderzoek naar de problemen bij dit herstel is essentieel voor het succesvolle herstellen en uitbreiding van veel Limburgse hellingreservaten.

Onderzoeksvragen

1. Waardoor is de zeer sterke achteruitgang van een deel van deze zonerings (met name heischrale vegetatie) veroorzaakt?
2. Wat is het ecologisch belang voor planten en dieren in hellingreservaten van een goed ontwikkelde gradiënt van zuur naar basisch?
3. Waardoor wordt de stagnatie van het herstel van deze vegetatiezonering (vooral wat doelsoorten van heischrale vegetaties en kalkgraslanden betreft) veroorzaakt?
4. Welke (experimentele) beheersmaatregelen kunnen leiden tot herstel van de vegetatie in deze gradiënten en stagnatie in de toekomstige ontwikkeling voorkomen?

Onderzoek

Het voorgestelde onderzoek zal bestaan uit de volgende onderdelen:

1. Bodemchemische en vegetatieanalyse van (voormalige) heischrale vegetaties op een aantal hellingen in Limburg; hierbij zullen ook een aantal volledige transecten (met bodemanalyses!) uit de jaren '60 opnieuw worden geanalyseerd (vraag a).
2. Vergelijking van flora en faunarelaties in goed en slecht ontwikkelde overgangen van heischrale milieus naar kalkgrasland naar glanshavergrasland/ruigte. Hierbij zal ook gebruikt worden gemaakt van retrospectief onderzoek (vraag b; in samenhang met project B).
3. Opzetten en uitvoeren van onderzoek naar efficiënte herstelmechanismen van hellingen met verarmde vegetatiezonering. Hierbij zal ook het belang van de zaadvoorraad, van mogelijkheden voor kieming en vestiging en de verbreidingsmogelijkheden van doelsoorten worden vastgesteld. In samenhang met project B zal aandacht worden besteed aan kenmerkende faunagroepen (vraag c & d).
4. Evaluatie van de effectiviteit van verschillende (herstel)beheervormen (> 10 – 20 jaar) op hellingvegetaties (m.n. kalkgrasland) bij verschillende startsituatie. Speciale aandacht zal besteed worden aan de invloed van verschil in begrazingsfrequentie en -intensiteit. Deskstudie, aangevuld met veldwaarnemingen (vraag d).

Schatting kosten

Personeel: 1 toegevoegd onderzoeker (4 j) + 0.5 onderzoekassistent + begeleidingstijd senioronderzoeker
Onderzoekkosten: 100 kfl (hele periode)

5.2 B: Onderzoek naar de oorzaken van achteruitgang en de mogelijkheden tot herstel van faunistische waarden in kalkgraslanden

Achtergrond

In samenhang met de grote soortenrijkdom aan hogere planten in kalkgraslanden wordt ook een grote verscheidenheid aan dieren aangetroffen. Vooral de diversiteit aan insecten en spinachtigen in kalkgraslanden is van oorsprong zeer groot. Naast specifieke kalkgraslanddieren komen dieren voor die gebonden zijn aan overgangen of alleen kunnen overleven wanneer een mozaïek van landschapselementen binnen hun homerange aanwezig is. Voor de diversiteit van de fauna van kalkgraslanden zijn de aangrenzende heischrale graslandvegetaties en glanshavergemeenschap, de struwelen en zoomvegetaties van de bosranden dan ook van essentieel belang. De meeste faunistische studies in Limburgse kalkgraslanden zijn uitgevoerd aan het eind van de zeventiger jaren tot net in de tachtiger jaren en nadien op een enkele uitzondering na, niet herhaald.

In de afgelopen jaren is veel ervaring opgedaan met herstel van kalkgraslandvegetaties door het nemen van specifieke maatregelen (maaien en begrazen). Dit beheer heeft in veel situaties tot terugkeer van een groot aantal kenmerkende plantensoorten geleid, maar de effecten op de fauna zijn niet systematisch gevolgd. Uit enkele recente inventarisaties van slakken en dagvlinders blijkt echter dat intussen vaak toch meer soorten zijn verdwenen dan verschenen. Tevens heeft het herstelbeheer niet geleid tot de terugkeer van toppredatoren van allerlei insecten, zoals de Grauwe klauwier. Gesteld kan worden dat de faunistisch rijkdom van de Limburgse kalkgraslanden zeker niet meer optimaal is!

Onderzoeksvragen

1. Hoe is de huidige toestand van de faunistische waarden van Limburgse kalkgraslanden, vergeleken met de historische referentie?
2. Wat is het belang van de interne terreinheterogeniteit en ruimtelijke samenhang op de diversiteit van de fauna?
3. Wat is het (potentiële) belang van de grootte van de reservaten en de toestand van de aangrenzende biotopen op enkele kenmerkende faunagroepen van kalkgraslanden?
4. Welke mogelijke bottlenecks levert (herstel)beheer voor herstel van kenmerkende faunagroepen?

Onderzoek

Het voorgestelde onderzoek zal bestaan uit de volgende onderdelen:

1. Inventarisatie (deels via deskstudie) van de aanwezige faunawaarden (meest kenmerkende groepen) in enkele kalkgraslandnatuurreservaten (2 jaar); (vraag a & d)
2. Vergelijkend faunistisch onderzoek tussen Limburgse kalkgraslanden en kalkgraslanden net over de grens in Duitsland en België in relatie tot het gevoerde beheer en hun ruimtelijke configuratie; (vraag a & c; samen met project A)
3. Experimentele beheersmaatregelen (optimalisatie vegetatievariatie in ruimte en tijd) en de invloed daarvan op de diversiteit van de meest kenmerken faunagroepen (min. 3 jaar) (vraag b & d; samen met project A);
4. Belang grootte en ligging reservaat voor diergroepen met verschillende verspreidingscapaciteit (deskstudie en modelmatige benadering) (vraag d).

Schatting kosten

Personeel: 1 AIO plus begeleidingstijd senioronderzoeker
Onderzoekskosten: 80 kfl (hele periode)

SAMENVATTING

Kalkgraslanden zijn halfnatuurlijke graslanden op droge, kalkrijke (rendzina)bodems en oorspronkelijk zeer rijk aan dier- en plantensoorten. Deze graslanden zijn zowel nationaal als internationaal van groot belang en in veel West-europese landen zowel kwantitatief als kwalitatief ernstig achteruit gegaan. Door hun ligging ver boven het grondwater zijn deze ecosystemen niet gevoelig voor verdroging, terwijl ook bodemverzuring door atmosferische depositie in de meeste situaties door de hoge mate van buffering geen bedreiging is. Wel kan de diversiteit van deze graslanden aangetast worden door vermesting met N-verbindingen uit de lucht of toevoer van nutriënten (NPK) uit de hogergelegen akkers. Uiteraard verdwijnt de kenmerkende kalkgraslandvegetatie ook als er geen beheer optreedt. In het algemeen kan gesteld worden dat de kennis over het functioneren en beheer van de vegetatie van kalkgraslanden groot is. Als praktijkrijpe herstelmaatregel van met N-verrijkte terreinen voldoet maaien en afvoeren in de zomer, terwijl voor verlaten kalkgrasland twee keer maaien een goede startmaatregel is. Als continueringsbeheer geeft begrazing met mergellandschappen goed resultaat. Wel is ook duidelijk geworden dat de toestand van de fauna van de Zuid-Limburgse kalkgraslanden onvoldoende bekend is en voor een aantal diergroepen lijkt het huidige beheer of herstelbeheer niet optimaal te functioneren. Aan de zeer ernstige achteruitgang en het herstel van de heischrale graslandvegetatie, ook op deze hellingen gelegen, en de ecologische relaties met de kalkgraslanden, is tot nu vrijwel geen aandacht besteed. Een zestal probleemvelden in relatie tot het huidige (herstel)beheer is dit preadvies onderkend, waarna tenslotte voorstellen tot OBN-ondersteunend onderzoek zijn opgesteld.

Geraadpleegde literatuur

- Aerts, R. & Heil, G.W. 1993. Heathlands: pattern and processes in a changing environment. Kluwer, Dordrecht.
- Allard, H.J. & Hoevenaars, J.J. 1892. De catacombem te Geulhem onder Bergh-Terblijt. Alberts, Sittard.
- Anonymus 1983. Kalkgraslanden: beheren voor de toekomst. Verslag van het symposium te Maastricht op 29 april 1983. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, reeks 33, 1-35.
- Arnolds, E.J.M. & Van Ommering, G. 1996. Bedreigde en kwetsbare paddestoelen in Nederland. IKC-N rapport nr 24, Wageningen.
- Aukema, B. 1983. De wantsen (Hemiptera, Heteroptera). De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Natuurhistorisch Maandblad, 72, 129-135.
- Bakker, J.P., Olff, H., Willems, J.H. & Zobel, M. 1996a. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science*, 7, 147-156.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M. & Thompson, K. 1996b. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica*, 45, 461-490.
- Barkman, J.J. 1953. De kalkgraslanden van Zuid-Limburg. B. De Cryptogamen. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap Limburg, reeks 6, 21-30.
- Bobbink, R. 1988. De toename van Gevinde kortsteel in Zuidlimburgse kalkgraslanden. Oorzaak - Gevolg - Toekomstig beheer. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, reeks 37(2): 1-72.
- Bobbink, R. 1991. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *Journal of Applied Ecology*, 28, 28-41.
- Bobbink, R., De Graaf, M.C.C., Verheggen, G.M. & Roelofs, J.G.M. 1998. Heeft het heischrale milieu in Nederland nog toekomst? In: Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. & Tomassen, H.B.M., Effectgerichte maatregelen en behoud van biodiversiteit in Nederland. Afdeling Aquatische Oecologie & Milieubiologie, K.U. Nijmegen, pp. 131-159.
- Bobbink, R., Bik, L. & Willems, J.H. 1988. Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grassland. *Acta Botanica Neerlandica*, 37, 231-242.
- Bobbink, R., Den Dubbelden, K.C. & Willems, J.H. 1989. Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos*, 55, 216-224.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. In: Manual on methodologies and criteria for mapping critical loads/levels. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Texte 71-96, III-1/III-54. Umweltbundesamt-Berlin.
- Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. 1995. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 2413-2418.
- Bobbink, R., Van Tooren, B.F. & Van Dam, D. 1986. Effekten van luchtverontreiniging op kalkgraslandvegetaties. *Natuurhistorisch Maandblad*, 75, 238-242.
- Bobbink, R. & Willems, J.H. 1987. Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grassland: a threat to a species-rich ecosystem. *Biological Conservation*, 40, 301-314.
- Bobbink, R. & Willems, J.H. 1988. Effects of management and nutrient availability on vegetation structure of chalk grassland. In: During, H.J., Werger, M.J.A. & Willems, J.H. (eds.), *Diversity and pattern in plant communities*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 183-193.
- Bobbink, R. & Willems, J.H. 1991. Impact of different cutting regimes on the performance of *Brachypodium pinnatum* in Dutch chalk grassland. *Biological Conservation*, 56, 1-21.
- Bobbink, R. & Willems, J.H. 1993. Restoration management of abandoned chalk grassland in the Netherlands. *Biodiversity and Conservation*, 2, 616-626.

- Bobbink, R. & Willems, J.H. 1996. Herstelbeheer op de Bemelerberg: resultaten van langjarige schapenbegrazing. *Natuurhistorisch Maandblad*, 85, 247-251.
- Carroll, J.A., Campbell, C.D., Caporn, S.J.M., Cawley, L., Johnson, D., Leake, J.R., Lee, J.A., Lei, Y., Morecroft, M., Read, D.J. & Taylor, A. 1997. Natural vegetation responses to atmospheric nitrogen deposition: Critical levels and loads for nitrogen for vegetation growing on contrasting soils. Final report May 1994-1997. Department of the Environment Research Contract Reference EPG 1/3/11; University of Sheffield, Sheffield.
- Cobben, R.H. & Rozeboom, G.J. 1983. De cicaden in bodemvallen (Hemiptera, Homoptera Auchenorrhyncha). De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 72, 102-110.
- De Bakker, H. & Edelman-Vlam, A.W. 1976. *De Nederlandse bodem in kleur*. Wageningen; Stiboka/Pudoc.
- De Boer, D. 1983. Mieren (Hymenoptera: Formicidae). I. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 72, 5-12.
- De Graaf, M.C.C., Verbeek P.J.M., Cals, M.J.R. & Roelofs, J.G.M. 1994. Effectgerichte Maatregelen in matig mineraalrijke heide en schraallanden. Eindrapport monitoringsrapport eerste fase. Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Diemont, W.H. & van de Ven, A.J.H.M. 1953. De kalkgraslanden van Zuid-Limburg. A. De Phanerogamen. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap Limburg, reeks 6, 3-20.
- Dierscheke, H. & Engels, M. 1991. Response of a *Bromus erectus* grassland (Mesobromion) to abandonment and different cutting regimes. *Modern ecology: Basic and Applied Aspects* (eds Esser, G. & Overdieck, D.), pp. 376-397. Elsevier, Amsterdam.
- Dumoulin, L.J.G. 1868. *Guide du botaniste dans les environs de Maestricht*. Hollman, Maestricht. 176 pp.
- During, H.J. & Willems, J.H. 1986. The impoverishment of the bryophyte and lichen flora of the Dutch chalk grasslands in the thirty years 1953 - 1983. *Biological Conservation*, 36, 143-158.
- Dutoit, Th. 1996. *Dynamique et gestion des pelouses calcaires de Haute-Normandie*. Thesis. Publications de l'Université de Rouen, France, nr. 217.
- Dutoit, T. & Alard, D. 1995. Permanent seed banks in chalk grassland under various management regimes: their role in the restoration of species-rich plant communities. *Biodiversity and Conservation*, 4, 939-950.
- Duvigneaud, J. 1983. Quelques réflexions sur la protection et al gestion des pelouses calcaires. *Les Naturalistes Belges*, 64, 33-53.
- Ellenberg, H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5e Aufl. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Esselink, H., Geertsma, M. & Kuper, J.. 1994. Red-backed Shrike: An indicator for integrity of ecosystems? *Journal of Ornithology*, 135, 290.
- Esselink, H., Nijssen, M., van Duinen, G.J., Jansen, J., Geertsma, M., Kuper, J. & Bravenboer, A.. 1998. Verkennende studie naar gevolgen van vermessing, verzuring, verdroging én effectgerichte maatregelen op fauna, vegetatie en abiotiek in duinen op Ameland en Terschelling. De 'voorlopige' teloorgang van de Grauwe Klauwier als graadmeter voor insectenrijkdom in de duinen? Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Felder, W.M. 1985. De geologie van de Bemelerberg. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, reeks 34, pag. 4-8.
- Felder, W.M., Bosch, P.W. & Kuijl, O.S. 1981. De geologie van het Gerendal en omgeving. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap Limburg, reeks 30, 1-2.
- Fischer, S.F., Poschlod, P. & Beinlich, B. 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 33, 1206-1222.
- Handke, K. & Schreiber, K.-F. 1985. Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf unterschiedlich gepflegten Parzellen einer Brachfläche im Taubergebiet. *Münstersche Geographische Arbeiten*, 20, 155-186.
- Heijerman, T. & Booij, K. 1983. Bodembewonende snuitkevers (Coleoptera: Curculionidae). De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 72, 164-172.
- Hermans, J. 1985a. Dagvlinders van de Bemelerberg. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Reeks 34, pag. 66-68.
- Hermans, J. 1985b. Sprinkhanen van de Bemelerberg. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Reeks 34, pag. 80 -82.
- Hillegers, H.P.M. 1983. Beweidingseffecten van mergellandschappen in enkele Zuidlimburgse natuurreservaten. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap Limburg, reeks 33, 24-30.

- Hillegers, H.P.M. 1985. De Bemelerberg. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap Limburg, reeks 34.
- Hillegers, H.P.M. 1993. Heerdgang in Zuidelijk Limburg. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, reeks 40
- Hillegers, H.P.M. & Reuten, B. 1978. Het Mergellandschap. Natuurhistorisch Maandblad, 67, 121-140.
- Hofmans, K. 1992. Kalkgraslanden als biotoop voor sprinkhanen en krekels. *Wielewaal*, 58, 81-86.
- Hofmans, K. 1995. La Faune. *Les pelouses calcicoles en Région wallone* (ed. by L. Colmant, O. Decocq, L. Delescaille, T. Dewitte, J. Duvigneaud, A. Henry, K. Hofmans, J. Saintenoy-Simon and L. Woué), p.34. Entente National pour la Protection de la Nature, Vierves-sur-Viroin.
- Hustings, F. & Esselink, H. 1999. Heeft de Grauwe klauwier in Limburg toekomstperspectief? *Limburgse Vogels*, 10, 89-97.
- Kleukers, R.M.J.C. et al., 1997. De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). Nederlandse Fauna deel 1, Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden, 416 pp.
- Koomen, P. 1986. Spinnen (Arachnida, Araneae) van het Gerendal en de Kruisberg. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 75, 198-207.
- Kratochwil, A. 1984. Quelques observations sur la phenologie des plantes a fleurs et des insectes butinants dans un mesobrometum avec des especes d'ourlets au Kaiserstuhl (Allemagne). *Colloques phytosociologique*, 11, 421-456.
- Kreutz, C.A.J. 1992. Orchideeën in Zuid-Limburg. Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Krüsi, B. 1981. Phenological methods in permanent plot research. *Veröff. Geobot. Inst. Eidg. Tech. Hochsch. Stift. Rübel Zürich*, 75, 1-116.
- Kuper, J., van Duinen, G.J., Nijssen, M., Geertsma, M. & Esselink, H. 2001. Is the decline of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in the Dutch coastal dune area caused by decrease in insect diversity? (submitted).
- Lefeber, V. 1984. Bijen (Hymenoptera Apoidea). De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 73, 231-237.
- Lefeber, V. 1985a. Wespen (Hymenoptera Bethyloidea, Chrysididae, Trigonalidae, Aculeata). De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 74, 85-91.
- Lefeber, V. 1985b. Bijen en Wespen van de Bemelerberg. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Reeks 34, pag. 74 - 76.
- Lemaire, A.J.J., Terlutter, H. & Esselink, H. 1996. Ecologische beoordeling van landschapskwaliteit aan de hand van de indicatorsoort Grauwe Klauwier. Beheersmaatregelen ter verhoging van de insectenrijkdom in het WCL-gebied Winterswijk. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen. 96 pp.
- Lenders, A.W. 1987. De Gladde slang (*Coronella austriaca* Laurenti, 1768), een typische vertegenwoordiger van kalkgraslanden? *Natuurhistorisch Maandblad*, 76, 50-52.
- Lever, A.J. & Majoor, G.D. 1985. De huisjesslakken van de kalkgraslanden van de Sint Pietersberg (Maastricht). De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 74, 123-128.
- Lever, A.J. & Majoor, G.D. 1999. Achteruitgang van de huisjesslakkenfauna op de kalkgraslanden van de Sint Pietersberg. *Natuurhistorisch Maandblad*, 88, 113-116.
- LNV, 1995. Ecosystemen in Nederland. Ministerie van L.N.V., directie Natuurbeheer. Den Haag. 112 pp.
- Mabelis, A.A. 1983. Mieren (Hymenoptera: Formicidae) II. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 72, 33-37.
- Mabelis, A. 1985. De Mieren van de Bemelerberg. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Reeks 34, pag. 76 -80.
- Morecroft, M.D., Sellers, E.K. & Lee, J.A. 1994. An experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grasslands. *Journal of Ecology*, 82, 475-483.
- Mosier, A.R. Stillwel, M. Paton, W.J. & Woodmansee, R.G. 1981. Nitrous oxide emissions from a native shortgrass prairie. *Journal of the Soil Science Society of America*, 45, 617-619.
- Neitzke, M. 1993. Auswirkungen van Eutrophierungsprozessen auf Halbtrockenrasen in Rhein-Pfalz. Habilitationsschrift, Universität Trier, Trier.
- Neitzke, M. 2001. Analysis of vegetation and nutrient supply in calcareous grassland border zones to determine critical loads for nitrogen. *Flora*, 196, 292-303.

- Odé, B. 1987. De mosflora van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Intern Rapport, R.U. Utrecht.
- Oostermeijer, J.G.B., & Van Swaay, C.A.M. 1998. Relationships between butterflies and environmental indicator values: A tool for conservation in a changing landscape. *Biological Conservation*, 86, 271-285.
- Poot, P. 1985. De Kevers van de Bemelerhei. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, reeks 34, pag. 68 - 71.
- Pottier-Alapetite, G. 1943. Recherches phytosociologiques et historiques sur la végétation de Jura Central et sur les origines de la flore jurasienne. *SIGMA comm.* 81, Tunis.
- Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., Brouwer, E. & De Graaf, M.C.C. 1996. Restoration of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous soils in the Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45, 517-541.
- Romijn, B.J. 1966. Ons Krijtland Zuid-Limburg III: Geologische geschiedenis van Zuid-Limburg. Wetenschappelijke Mededeling K.N.N.V. 61.
- Schaik, D.C. van, 1960. Stichting "het Limburgs Landschap". Terugblik op haar werk. *Natuurhistorisch Maandblad*, 49, 170-182.
- Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Weeda, E.J. 1996. De vegetatie van Nederland Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press, Uppsala/Leiden. 356 pp.
- Schenkeveld, A.J. & Verkaar, H.J. 1984. On the ecology of short-lived forbs in chalk grasslands. Proefschrift, Utrecht.
- Scherrer, M. 1925. Vegetationsstudien im Limmattal. Veroff. Geobot. Inst. Rübel, Zürich.
- Smith, C.J. 1980. Ecology of the English Chalk. London; Academic Press.
- Turin, H. 1983. Loopkevers (Coleoptera: Carabidae) van kalkgraslanden en hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad*, 72, 73-83.
- Ulrich, B. 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems (eds B. Ulrich and J. Pankrath), pp. 33-45, D. Reidel Publ., Dordrecht.
- Van Breemen, N., Burrough, P.A., Velthorst, E.J., Dobben, H.F. van, Wit, T. de, Ridder, T.B. & Reijnders H.F.R. 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature*, 299, 548-550.
- Van Dam, D. 1990. Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. PhD thesis, University of Utrecht, Utrecht.
- Van Dam, D., Bobbink, R., Heil, G.W. & Heijne, B. 1989. Nitrogen and sulphur cycling in chalk grassland; the influence of acid rain. *Man and his Ecosystem*, Volume 2 (eds L.J. Brassler & W.C. Mulder), pp. 201-206, Elsevier, Amsterdam.
- Van Dam, D., Heil, G.W., Bobbink, R. & Heijne, B. 1990. Atmospheric deposition to grassland canopies: lysimeter budgets discriminating interception deposition, mineral weathering and mineralization. *Water, Air and Soil Pollution*, 53, 83-101.
- Van Dam, D., Van Dobben, H.F., Ter Braak, C.F.J. & De Wit, T. 1986. Air pollution as a possible cause for the decline of some phanerogamic species in The Netherlands. *Vegetatio*, 65, 47-52.
- Van Etten, J. & Roos, M. 1984. Landpissebedden (Crustacea: Isopoda: Oniscoidea). De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. *Natuurhistorisch Maandblad*, 73, 5-12.
- Van Opstal, A.J.F.M., Draaijer, L.J. & Aukes, R. 1997. Ecosysteemvisie Graslanden. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 27, Wageningen.
- Van Tooren, B.F. & Bobbink, R. 1987. Het beheer van droge kalkrijke graslanden. In: Verslag studiedag Dijkenbeheer; directie NMF/Zeeuwse Milieufederatie, Middelburg.
- Van der Made, J.G. 1983. Dagvlinders, wegwijzers voor een geïntegreerd beheer van kalkgraslanden? Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap van Limburg, 33, 13-17.
- Van der Meijden, R. 1996. Heukels' Flora van Nederland. 22^{ste} editie. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Verkaar, H.J., Schenkeveld A.J. en Brands, J.M. 1983a. On the ecology of short-lived forbs in chalk grassland: micro-site tolerances in relation to vegetation structure. *Vegetatio*, 52, 91-102.
- Verkaar, H.J., Schenkeveld, A.J. & van der Klashorst, M.P. 1983b. The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: dispersal of seeds. *New Phytologist*, 95, 335-344.
- Willems, J.H., 1973. Limestone grassland vegetation in the central part of the French Jura, South of Champagnole, dept. Jura. *Proc. K. Ned. Akad. Wet. Series C*, 76, 321-244.
- Willems, J.H. 1980a. Limestone grasslands in North-West Europe. Dissertatie Universiteit Utrecht.

- Willems, J.H. 1980b. Observations on North-West European grassland communities V. An experimental approach to the study of species diversity and above-ground biomass in chalk grassland. *Proc. Kon. Ned. Akad. Wet. Series C*, 83(3), 279-306.
- Willems, J.H. 1982a. Phytosociological and geographical survey of Mesobromion communities in Western Europe. *Vegetatio*, 48, 227-240.
- Willems, J.H. 1982b. Het Brachypodio-Sieglingietum Wille. & Blanck. 1975 in Zuid-Limburg. *Gorteria*, 11, 14-21.
- Willems, J.H. 1982c. *Parnassia palustris* in Zuid-Limburg. *Gorteria*, 11, 99-106.
- Willems, J.H., 1983. Species composition and above-ground biomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio*, 52, 171-180.
- Willems, J.H. 1987. Kalkgrasland in Zuid-Limburg. *Wetensch. Med. KNNV, Hoogwoud* 184. 42 pp.
- Willems, J.H. 1995. Soil seed bank, seedling recruitment and actual species composition in an old and isolated chalk grassland site. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 30, 141-156.
- Willems, J.H. & Blanckenborg F.G. 1975. Kalkgraslandvegetaties van de St. Pietersberg te Zuiden van Maastricht. *Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg*, reeks 25, 1-24.
- Willems, J.H. & Bobbink, R. 1990. Spatial pattern in the development of chalk grassland on old fields in The Netherlands. In: Krahulec, F., Willems, J.H. & Agnew, A. (eds.), *Spatial processes in Plant Communities*. SPB Academic Publishing, The Hague, 237-249.
- Willems, J.H., Peet, R.K. & Bik, L. 1993. Changes in chalk grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science*, 4, 203-212.
- Willems, J.H. & Van Nieuwstadt, M.G.L. 1996. Long-term after effects of fertilization on above-ground and species diversity in calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science*, 7, 177-184.
- Wilmanns, O. & Kratochwil, A. 1983. Naturschutz-bezogene Grundlagen-Untersuchungen im Kaiserstuhl. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, 34, 39-56.
- Wolkinger, F. & Plank, S. 1981. Dry grasslands in Europe. Strasbourg, Council of Europe.

