

J.M. Kalwij,
K.V. Sýkora &
P.J. Keizer

Een botanische evaluatie

Wegbermen kunnen een belangrijke bijdrage leveren aan flora en vegetatie van Nederland. Bermen van rijkswegen worden al lang ecologisch beheerd. Het effect van dit beheer was nog niet eerder landelijk beoordeeld. In dit artikel beschrijven wij de botanische veranderingen langs rijkswegen na ongeveer 15 jaar ecologisch bermbeheer. De oorzaak van negatieve veranderingen worden besproken en er worden aanbevelingen gedaan voor een betere uitvoering van het bermbeheer.

De Nederlandse wegen vormen een uitgebreid netwerk van 116.000 km lang. Het oppervlak aan wegbermen wordt geschat op 60.000 ha. Dit komt overeen met 1,5 tot 2,1 % van het totale landoppervlak van Nederland, ongeveer half zo groot als het oppervlak aan natuurgebied (4,2 %) (Schaffers, 2000).

Negatieve effecten van wegen op het omringende landschap zijn biotoopverlies, barrièrewerking, verstoring, verkeersslachtoffers en vervuiling van de omgeving (Sýkora et al., 1993; Sýkora, 1998). Echter, ongeveer tweederde van Nederland bestaat uit uniform agrarisch gebied met zeer weinig natuur. Hier kunnen bermen belangrijk positief bijdragen aan de floristische, faunistische en vegetatiekundige diversiteit (Stortele & Schmidt, 1989; Keizer, 1993; Sýkora et al., 1993; Bonte et al., 1997; Raemakers et al., 2001). Bij het onderzoek van Sýkora et al. (1993) werd in bermen een groot aantal plantengemeenschappen aangetroffen en meer dan de helft van de Nederlandse plantensoorten. Van de aangetroffen planten is 17 % in Nederland zeldzaam. Daarnaast werden 123 soorten mossen en korstmossen aangetroffen.

In het Natuurbeleidsplan komt het ecologische belang van bermen aan de orde. Hierbij moeten bermen gaan dienen als verbindingzone voor de uitwisseling van soorten tussen afzonderlijke natuurterreinen. In het Nationaal Verkeers- en Vervoersplan 2001-2020 (Beleidsvoorne-

men - Deel C), neemt men zich het volgende voor: 'Het rijk zal alle bermen van de hoofdinfrastructuur ecologisch beheren waar dit natuurtechnisch zinvol is.' Hoewel dit nu pas officieel in een beleidsvoornemen is vastgelegd, worden bermen van rijkswegen al lang ecologisch beheerd om de ecologische waarde te laten toenemen. In dit artikel behandelen wij het resultaat van een evaluatie van 13 tot 15 jaar beheer van rijkswegbermen (Kalwij et al., 2001; Sýkora et al., 2002).

Studiegebied

Van 1986 tot 1988 zijn in wegbermen verspreid over Nederland vegetatieopnamen gemaakt (Sýkora et al., 1993). In 2001 (13 tot 15 jaar later) zijn de door Rijkswaterstaat beheerde proefvakken exact teruggezocht. In totaal zijn 545 plekken bezocht, waarvan in 501 gevallen een vegetatieopname gemaakt kon worden. De overige 45 proefvakken waren verdwenen door infrastructurele werkzaamheden of konden om andere redenen niet worden teruggevonden.

Veldwerk en waardeoordeel

Het veldwerk vond plaats van mei tot en met augustus 2001. De vegetatie is opgenomen volgens de Braun-Blanquet methode. De gegevens zijn opgeslagen en geanalyseerd met behulp van TURBO-VEG. Iedere opname werd volgens het systeem van 'De Vegetatie van Nederland' (Schaminée et al., 1995a&b; Stortelder et



De vooruitgang van de botanische waarde van bermen is vooral het gevolg van een toename van soortenrijke en bloemrijke Glanshaverhooilanden. Bermen en dijken zijn voor deze vegetatie bij uitstek een refugium (foto: K. Sýkora).

al., 1999) in plantengemeenschappen (syntaxa) ingedeeld. Hierbij werd het toewijzingsprogramma SYNDIAT als hulpmiddel gebruikt. Iedere toewijzing door SYNDIAT werd kritisch beoordeeld.

Aan ieder vegetatietype is een vegetatiekundig waardeoordeel gegeven in een vijfdelige schaal (kader 1). De floristische gegevens werden geanalyseerd met behulp van de uurhokfrequentieclassen, plantensociologische elementen en Rode Lijstsoorten (CBS, 1991). De plantengemeenschappen werden bovendien verdeeld in ruige en niet ruige gemeenschappen waarna het verschil in de aanwezigheid van ruige typen werd berekend.

Verschuivingen plantensoorten

Het aantal plantensoorten is vrijwel hetzelfde gebleven. In 1986-1988 werden 409 soorten aangetroffen, in 2001 410 soorten. Van deze soorten werden 333 in beide jaren aangetroffen. Hoewel de verschillen niet groot zijn, blijkt uit de uurhokfrequentieclassen (UFK) toch dat de zeldzame soorten achteruit zijn gegaan (lage UFK in fig. 1), terwijl de algemene soorten iets zijn toegenomen (hoge UFK in fig. 1).

van 15 jaar rijkswegbermbeheer

Het totaal aantal bedreigde soorten (van der Meijden et al., 2000) is afgenomen van 45 soorten in 1986-1988 naar 27 soorten in 2001, een afname van 40% (fig. 2). Anderzijds is de gemiddelde soortenrijkdom per opname met 3,8 soorten significant toegenomen.

Uit de veranderingen in de ecologische groepen (tabel 1) kan worden geconcludeerd dat er veel soorten (21) van voedselarm milieu zijn verdwenen, terwijl er weinig (3) zijn bijgekomen. Het aantal bos- en struweelsoorten is sterk toegenomen (18). Van de voedselrijke ruigten zijn ongeveer evenveel soorten toe- als afgenomen. De toegenomen ruigtesoorten bestaan vooral uit soorten van natte, moerassige omgeving.

De verandering in syntaxonomische elementen (tabel 2) laat hetzelfde beeld zien: een duidelijke toename van vochtige en droge struweel- en bossoorten, van voedselrijke natte standplaatsen en van voedselrijke zomen. De voornaamste afname vindt plaats bij plantengemeenschappen van relatief voedselarme bodem zoals kalkrijke en kalkarme kleine zeggegemeenschappen, natte heide, krijthelling-grasland, schrale droge zandige graslanden en pioniergemeenschappen van relatief voedselarme kalkzomen.

Vegetatiewaarde

De gemiddelde vegetatiewaarde (kader 1) is in 1986-1988 2,94 en in 2001 2,90; dit

verschilt niet significant. Dit kan worden verklaard uit het feit dat de positieve en negatieve trends elkaar opheffen. Het aantal opnamen met een toename in vegetatiewaarde is groter dan dat met een afname (tabel 3). Van 38 % van de vegetatieopnamen bleef de waarde gelijk, bij 27,7 % van de opnamen nam de waarde toe en bij 19,7 % nam de waarde af. Dat het gemiddelde landelijk toch niet verschilt, kan worden verklaard doordat de categorieën met een matige, sterke en maximale achteruitgang meer vegetatieopnamen bevatten dan dezelfde categorieën bij de vooruitgang.

De vijf vegetatiecategorieën veranderden als volgt:

1. De categorie met een zeer hoge waarde nam af door het verdwijnen van het *Lycopodio-Rhynchosporium*, het *Ericetum tetralicis*, het *Festuco-Thymetum serpylli* en het *Medicagini-Avenetum*, een afname van het *Spergulo-Corynephorum* en het *Ornithopodo-Corynephorum*. Het *Galio hercynici-Festucetum ovinae* nam echter toe. Dit heischraal grasland ontstond uit het *Genisto-Callunetum*, *Ornithopodo-Corynephorum* en uit fragmentgemeenschappen van de *Trifolio-Festucetalia* en het *Ericion*.
2. De categorie met een hoge vegetatiewaarde nam vrijwel uitsluitend toe door de toename van soortenrijke subassociaties van het *Arrhenatheretum (festucetosum*

Kader 1 Criteria voor het waardeoordeel van de vegetatietypes

Aan ieder vegetatietype is een vegetatiekundig waardeoordeel gegeven in een vijfdelige schaal van 1 = zeer hoog tot 5 = zeer laag. Daarbij werden de volgende criteria gebruikt:

1. de betekenis voor het voorkomen van zeldzame soorten;
2. de kwetsbaarheid van de vegetatie (gevoeligheid voor eutrofiëring, verstoring, onjuist beheer);
3. de vervangbaarheid, de zeldzaamheid van de plantengemeenschap en
4. de mate van fragmentair zijn (Kopecky & Hejny, 1978; Schaminée et al., 1995a&b).

Omdat bijvoorbeeld het *Ranunculo-Senecionetum* en het *Ericetum tetralicis* kwetsbaar, zeldzaam en moeilijk te herstellen zijn krijgen gemeenschappen die tot deze associaties behoren een zeer hoge waarde (waarde 1). Het *Ranunculo-Alopecuretum* en het *Tanaceto-Artemisietum* groeien op voedselrijke bodem, zijn minder kwetsbaar, makkelijker te herstellen, komen algemeen voor en krijgen daarom een matige vegetatiewaarde (waarde 3). Hoe meer gefragmenteerd de gemeenschap, hoe lager het waardeoordeel is, rekening houdend met bovenstaande criteria. Zo daalt bijvoorbeeld de vegetatiewaarde van gemeenschappen behorend tot het *Arrhenatheretum luzuletosum*, via fragmentgemeenschappen van het *Arrhenatherion* naar fragmentgemeenschappen van de *Molinio-Arrhenatheretea* van hoog, via matig naar laag. Rekening houdend met de andere criteria kan de vegetatiewaarde op hetzelfde syntaxonomische niveau toch verschillen, bijvoorbeeld *Nardo-Galion* heeft een hoge waarde (1) terwijl het *Galio-Alliarion* een zeer lage waarde heeft (5).

	aantal minder	aantal meer
Relatief voedselrijk grasland		
Planten van vochtige bemeste graslanden	6	-
Voedselrijk, ruig		
Voedselrijke ruigten, storingsmilieus, akkers	12	-
Planten van voedselrijke oevers, moerassen en natte ruigten	-	13
Voedselrijk water		
Planten van voedselrijke wateren	-	1
Relatief voedselarm, ruig		
Planten van kalkrijke ruigten	-	1
Voedselarm		
Planten van natte en droge heiden en droge graslanden	9	-
Planten van kalkgraslanden en kalkrijke zomen	6	-
Planten van laagveen en kalkmoerassen	5	-
Pionierplanten van matig voedselarme, vochtige grond	1	-
Planten van blauwgraslanden	-	2
Struweel en bossoorten		
Planten van struwelen, bossen, kapvlakten en stinsen	-	18

Tabel 1. Aantal af- of toegenomen plantensoorten per ecologische groep tussen 1986/1988 en 2001

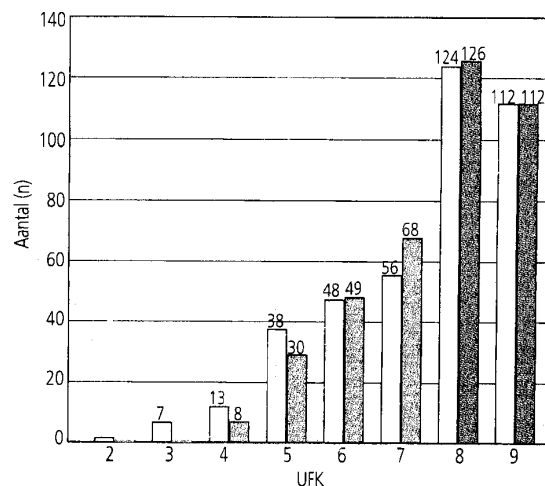


Fig. 1. Verdeling van het aantal soorten per uurhok frequentieklasse (UFK) per jaar. □ in 1986-1988, ■ in 2001

Afgenomen	Aantal soorten minder
Origanetalia	4
Aphanion	3
Caricion davallianae	3
Mesobromion	3
Ericion tetralicis	2
Koelerio-Corynepherea	2
Caricion curto-nigrae	2
Fagetalia sylvaticae	2
Arction	2
Lolio-Potentillion	1
Chenopodietea	1
Sisymbrietalia	1
Sisymbrium	1
Onopordion	1
Plantaginea majoris	1
Lolio-Plantaginion	1
Epilobietalia	1
Festuco-Sedetalia	1
Thero-Airion	1
Sedo-Cerastion	1
Molinio-Arrhenatheretea	1
Arrhenatherion	1
Vaccinio-Genistetalia	1
Polygono-Chenopodion	1

Toegenomen	Aantal soorten erbij
Prunetalia spinosae	6
Nasturtio-Glycerietalia	4
Quercu-Fagetea	4
Salicion albae	3
Carpinion betuli	2
Alno-Padion	2
Galio-Alliarion + Aegopodion	2
Secalietea	1
Phragmitetea	1
Potametea	1
Nanocyperion	1
Polygono-Coronopion	1
Artemisietea	1
Filipendulion	1
Violion caninae	1
Sambuco-Salicion	1

Tabel 2. Veranderingen aantal soorten per syntaxonomische groep tussen 1986/1988 en 2001

arundinaceae, typicum en luzuletosum campestris) en van het Calthion. Het Sedo-Cerastion nam enigszins toe. Het Genisto anglicae-Callunetum veranderde niet. Het Ericion nam af.

3. De categorie met een matige vegetatiewaarde nam sterk af door een afname van de fragmentgemeenschappen van de Arrhenatheretalia and het Arrhenatherion. Het Tanaceto-Artemisietum nam met een factor 5 toe van 4 tot 20 opnamen en ontwikkelde zich voornamelijk uit fragmentaire gemeenschappen van de Trifolio-Festucetalia, het Arrhenatherion, de Galio-Urticetea en uit het Ornithopodo-Coryne-phoretum en het Arrhenatheretum.

4. De categorie met een lage vegetatiewaarde nam voornamelijk af door een aanzienlijke afname van de fragmentgemeenschappen van de Koelerio-Corynepherea en de Trifolio-Festucetalia ovinae. Het Alopecurion en de Convolvulo-Filipenduletea namen toe.

5. De categorie met een zeer lage vegetatiewaarde nam toe door een toename van struiken en andere houtige soorten en van rietruigten (Phragmitetea).

Verruiging

In 1986-1988 behoorden 54 opnamen tot ruigte. In 2001 was het aantal bijna verdubbeld tot 105 opnamen. De verruiging is in 15 jaar tijd dus sterk toegenomen (tabel 4).

Kansen voor Glanshaverhoiland

Het volgende kan worden geconcludeerd:

- Het totaal aantal soorten is vrijwel gelijk gebleven.

- De toename van de gemiddelde soortenrijkdom per opname is vooral het gevolg



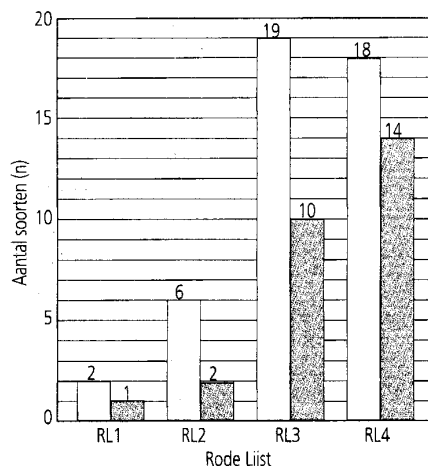
van het heterogeen worden van een aantal homogene vegetatieopnamen uit 1986-1988, bijvoorbeeld door ruimtelijke verschillen in het beheer in de proefvakken.

- Het aantal bedreigde soorten is met 40% afgenomen.
- Het aantal verruigde proefvakken is sterk toegenomen.
- De ecologische groepen laten in het algemeen een toename zien van het aantal soorten van ruigte, bos en struweel.
- De syntaxonomische soortengroepen laten een duidelijke toename zien van soorten van bos- en struweel en van voedselrijke bodem, terwijl vooral soorten van voedselarme bodem afnemen.
- De waarde vanuit vegetatiekundig oogpunt is niet veranderd. Dit komt omdat er naast locaties met een achteruitgang ook andere locaties zijn waar een vooruitgang te constateren valt. Hierdoor vindt compensatie plaats en valt gemiddeld geen effect waar te nemen. De toename in vegetatiewaarde is voornamelijk het gevolg van een toename van het aantal vegetatieopnamen met soortenrijke subassociaties van het Glanshaverhoiland (Arrhenatheretum elatioris). De afname is voornamelijk het gevolg van een afname van vochtige heide, droge zandige pioniergemeenschappen en schraal grasland, en van een toename van soortenarme stikstofminnende ruigtekruiden- en houtige vegetaties.

Fig. 2. Aantal aangetroffen Rode Lijstsoorten per opnameperiode.

Rode Lijst codering:
 0 = verdwenen
 1 = zeer sterk bedreigd
 2 = sterk bedreigd
 3 = bedreigd
 4 = potentieel bedreigd

□ 1986-1988 (n=45)
 ■ 2001 (n=27)



Beemdkroon was vroeger een algemene soort van matig voedselrijke, kalkhoudende tweemaal gemaaide hooilanden, maar is nu vrijwel beperkt tot een aantal natuurgebieden en tot dijken en bermen (foto: K. Sykora).

• Locaties met echte 'Rode Lijst' plantengemeenschappen waren in bermen al erg zeldzaam en de geringe aanwezigheid is bovendien nog afgenomen.

Rode Lijstsoorten verdwijnen

De gemiddelde vegetatiewaarde blijkt hetzelfde te kunnen blijven terwijl zeldzame en Rode Lijstsoorten zijn achteruitgegaan. Dit heeft te maken met het feit dat niet iedere zeldzame kensoort aanwezig hoeft te zijn om een gemeenschap toch te kunnen benoemen. Er kunnen dus Rode Lijstsoorten verdwijnen zonder dat het vegetatietype verandert en zelfs zonder dat de standplaats wezenlijk is veranderd. Uit-

Tabel 3. De veranderingen in percentage en aantal van de vegetatieopnamen tussen 1986-88 en 2001. Het aantal en percentage van niet teruggevonden of door wegaanleg verdwenen vegetatieopnamen en van opnamen die niet syntaxonomisch konden worden ingedeeld is ook vermeld. Maximale verandering = verschil van 4 klassen; Sterke verandering = verschil van 3 klassen; Matige verandering = verschil van 2 klassen; Geringe verandering = verschil van 1 klasse.

	%	aantal
Sterke toename	2,2	12
Matige toename	3,8	21
Geringe toename	21,7	118
Toename in totaal	27,7	151
Geen verandering	38	207
Maximale afname	0,2	1
Sterke afname	3,7	20
Matige afname	5	27
Geringe afname	10,8	59
Afname in totaal	19,7	107
Geen waardeoordeel	6,7	36
Niet teruggevonden	5	27
Verloren door wegconstructies	3,1	17

Verruigd vegetatietype	1986/88	2001	Vershil (2001-1986/88)
08 Phragmitetea	0	5	5
16 Molinio-Arrhenatheretea	20	23	3
16Ba Alopecurion pratensis	8	18	10
31 Artemisietea vulgaris	8	5	-3
31Ca03 Tanaceto-Artemisietum	4	20	16
32 Convolvulo-Filipenduletea	3	9	6
33 Galio-Urticetea	9	8	-1
33Aa Galio-Alliarion	0	3	3
OG 16Bb01 Arrhenatheretum elatioris / 32Aa01b Valeriano-Filipenduletum	1	0	-1
Juncus conglomeratus dominantie met natte heide	0	1	1
Struweel/bos	1	13	12
Totaal	54	105	51 (= 94% toename)

Tabel 4. Pq's met een verruigde vegetatietype in 1986-88 of in 2001. Codes verwijzen naar de codes in De Vegetatie van Nederland (Schaminée et al., 1995a&b; Stortelder et al., 1999).

sterven is bij kleine geïsoleerde populaties een normaal verschijnsel en isolatie kan hervestiging tegengaan. Bovendien gaat het bij de zeldzame en bedreigde soorten en bij de soorten van verschillende ecologische groepen om het aantal soorten, terwijl het aantal proefvakken waarin deze soorten voorkomen bij deze methode buiten beschouwing blijft. Omgekeerd kan een vegetatietype al een negatieve verandering ondergaan terwijl een of enkele zeldzame soorten nog (relictmatig) aanwezig zijn. Uit de floristische benadering valt dus niet af te leiden hoévél proefvakken nu verruigd, verstruweeld of verbost zijn. Deze kwantificering kan wel met de vegetatiekundige methode. In een vegetatietype kunnen reeds soorten van een volgend stadium (bijvoorbeeld een verruigd vegetatietype) voorkomen, zonder dat het vegetatietype hier al toe behoort. Het aantal houtige soorten kan bijvoorbeeld toenemen, zonder dat al sprake is van een bos of struweel. In een Glanshaverhooiland kunnen al de eerste brandnetels zijn gevestigd zonder dat zich een brandnetelruigte heeft gevormd. Deze waarnemingen zijn wel een indicatie van een negatieve ontwikkeling. Met beide methoden, de floristische en de vegetatiekundige samen, kan een duidelijk beeld worden gegeven met de meeste informatie en een zo groot mogelijke nuance. De vegetatiekundige methode geeft een betere indicatie van de standplaatsveranderingen en vormt daarmee een goede basis voor een eventuele beheerswijziging.

Negatieve ontwikkelingen

Negatieve effecten kunnen het gevolg zijn van:

• nieuw aanbrengen van (te vruchtbare) top lagen van zogenaamde zwarte aarde of compost bij bermaanleg of na reconstructies. Dit leidt tot een zeer productieve vegetatie met een lage natuurwaarde;

- het uit beheer nemen van bermdelen die verder van de weg liggen met verruiging en bosopslag tot gevolg;
 - depositie van slootbagger;
 - onzorgvuldig beheer (onjuist maaitijdstip, -frequentie of -methode) inclusief onvoldoende zorgvuldige en/of tijdige afvoer van maaisel, waardoor voedingsstoffen weer in de bodem opgenomen worden;
 - verstoring door betreding, berijding en vergraving;
 - het frezen (afschaven) van bermen;
 - onvoldoende controle op het werk en terughoudendheid van sancties op slecht uitgevoerde werkzaamheden door groen-aannemers.
- Het verdient aanbeveling om een rechtstreeks onderzoek te doen naar de oorzaken van de negatieve ontwikkelingen.

Plaatselijke successen

Het door Rijkswaterstaat uitgevoerde ecologische beheer heeft als doel een verhoging van de natuurwaarde van de rijkswegbermen.

Uit dit onderzoek blijkt dat, ondanks het gevoerde beleid, landelijk gezien gemiddeld in ieder geval géén verbetering van de botanische natuurwaarde is opgetreden. Verruiging en verbossing, vermoedelijk als gevolg van onzorgvuldig, verkeerd of ontbrekend beheer, hebben op veel plaatsen geleid tot een verarming van de botanische waarde van rijkswegbermen. Bij nadere beschouwing blijkt op andere locaties dat het beheer wel degelijk

een positieve werking heeft gehad. Van een groot aantal vegetatieopnamen is de natuurwaarde toegenomen. Dit is bijna uitsluitend het gevolg van een toename van soortenrijk Glanshaverhooiland. Deze graslanden zijn in Nederland sterk achteruit gegaan, zij zijn vrijwel uit het boerenland verdwenen en zijn ook in natuurgebieden schaars. Wegbermen hebben voor het Glanshaverhooiland een belangrijke functie en het is dan ook verheugend dat het bermbeheer tot een toename van oppervlak en kwaliteit van deze bloemrijke, voor insecten belangrijke graslanden heeft geleid. Met name de bermen in Zuid Limburg bieden een goede uitgangssituatie voor de ontwikkeling van Glanshaverhooiland en het is dan ook niet verbazingwekkend dat Liebrand et al. (2001) hier een toename van de vegetatie-waarde hebben vastgesteld.

Wij zijn ervan overtuigd dat een goede ecologische aanleg en beheer de natuurwaarde van bermen aanzienlijk kan doen toenemen, zoals ook blijkt uit plaatselijke successen (bijvoorbeeld A 58 in Zeeland, rijkswegbermen in Limburg). Bermlocaties met zeldzame soorten (hot spots) moeten worden geïnventariseerd en verdienen bijzondere aandacht. Voorwaarde voor een toename van natuurwaarde is de aanwezigheid van goede aanleg- en beheersplannen, gevolgd door een daadwerkelijk en zorgvuldig uitgevoerd beheer en goede monitoring (controle), evaluatie en indien nodig bijsturing van het beheer.

Literatuur

- Bonte, A.J., E. Hazebroek, L.C. van den Hengel, P.J. Keizer, K.V. Sykora & J.H.J. Schaminée, 1997.** Botanische kwaliteit van bermen in het agrarische landschap. Achtergrondrapport methode van waardering van bermvegetaties; bermplantenlijst en vergelijking van grazige bermen met het achterland. RW-DWW rapport nr. DWW-97-092.
- CBS, 1991.** Botanisch Basisregister. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg/Heerlen.
- Kalwij, J. M., K. V. Sykora & P. J. Keizer, 2001.** Worden rijkswegbermen goed beheerd? Herinventarisatie van Nederlandse rijkswegbermen; een vegetatiekundige en floristische vergelijking van 1986-1988 met 2001. Rapport nr. DWW-2001-075.
- Keizer, P.J., 1993.** The ecology of macromycetes in roadside verges planted with trees. Dissertatie Landbouwniversiteit Wageningen.
- Kopecký, K. & S. Hejny, 1978.** Die Anwendung einer deduktiven Methode syntaxonomischer Klassifikation bei der Bearbeitung der strassenbegleitenden Pflanzengesellschaften Nordostböhmens. *Vegetatio* 36 (1): 43 - 51.

- Liebrand, C.I.J.M., M.C. Scherpenisse-Gutter, P.J.M. Verbeek, G.M.T. Peeters & A.A.M. de Goeij, 2001.** Evaluatie van natuurvriendelijk maaibeheer langs rijkswegen in Limburg 1993 - 2001. Herhalingsonderzoek. Bureau Natuurbalans-Limes divergens & EurECO Ecologisch onderzoek & advies, Nijmegen.
- Meijden, R. van der, B. Odé, C. L. G. Groen, J.-P. M. Witte & D. Bal, 2000.** Bedreigde en kwetsbare vaatplanten in Nederland, Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst. *Gorteria* 26 (4): 85 - 208.
- Raemakers, I.P., A. P. Schaffers, K.V. Sykora & Th. Heijerman, 2001.** The importance of plant communities in road verges as habitats for insects. *Proc. Exper. Appl. Entomol.*, NEV Amsterdam, 12: 101 - 106.
- Schaffers, A., 2000.** Ecology of roadside Plant Communities. Dissertatie Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff, 1995a.** Onverzadigde gemeenschappen. In: J.H.J. Schaminée, A.H.F. Stortelder & V. Westhoff (red.) *De vegetatie van Nederland deel 1*, Opulus Press, Leiden: 129 - 140.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995b.** *De vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden.* Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel, 1999.** *De vegetatie van Nederland. Deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen.* Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Stottele, T. & W. Schmidt, 1989.** Wert und Entwicklung des Strassenbegleitgrüns aus vegetationsökologischer Sicht. *Strasse und Autobahn* 40 (12): 487 - 495.
- Sykora, K.V., 1998.** *Wegen naar meer verscheidenheid.* Inaugurele rede, Wageningen Universiteit.
- Sykora, K.V., L. de Nijs & T.A.H.M. Pelsma, 1993.** *Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen.* Uitgeverij KNNV, Utrecht.
- Sykora, K.V., J.M. Kalwij & P.-J. Keizer, 2002.** Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* 74: 421 - 436.

Summary

A botanical evaluation of road-side verges after a period of 15 years

Road-side verges can fulfil an important function both as a connecting element between scattered areas and as an asylum for threatened species (plants and animals). The road-side verges of highways are maintained by Rijkswaterstaat (the department for maintenance of dikes, roads, bridges and the navigability of canals). The ecological management conducted by this department is aimed at an increase of the natural values of road-side verges.

This paper evaluates the changes in flora and vegetation along state-managed road-side verges in the Netherlands after a period of 15 years of ecological management. A total number of 501 relevés, first investigated in the period 1986-1988, were re-examined in 2001. The data were analysed floristically for changes in number of species, rarity of species, Red List species and syntaxono-

mical species groups. Besides, changes were evaluated phytosociologically, using the deductive method of Kopecký and Hejny (1978). This method proved to be a very useful tool for the evaluation of vegetation changes. After 13 to 15 years the management policy resulted in both negative and positive trends. The different directions in change are counterbalancing one another, resulting in an unchanged mean vegetation value. A negative symptom is the decrease of rare and threatened species, the increase of shrub encroachment and nitrophilous tall herb communities and the decrease of vegetation from relatively nutrient poor conditions. The considerable increase of saturated, species rich communities of the Arrhenatheretum is a positive phenomenon. Possible causes of negative trends are discussed. Probably as a result of negligence, false or lack of field management, many areas of state-managed road-side verges along highways have decreased in botanical value. Local successes have proven that a good ecological construction and accurate management of road-side verges can considerably improve their botanical value, and with these the natural value of these ecological areas. To achieve this aim, a good construction and management plan, followed by proper monitoring, evaluation and adjustments in management is required.

Dankwoord

Dit onderzoek werd financieel mogelijk gemaakt door Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde. Wij danken Louis de Nijs voor zijn hulp bij het terugvinden van de proefvakken.

Ir. J.M. Kalwij
Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft
Zürcherstr 111
CH-8903 Birmensdorf
Zwitserland
e-mail: Jesse.Kalwij@wsl.ch of JMKALWIJ@hotmail.com

Prof.dr. K.V. Sykora
Natuurbeheer en Plantenecologie
leerstoel Ecologische Inrichting en beheer van Infrastructuur
Wageningen Universiteit
Bornsesteeg 69
6708 PD Wageningen
e-mail: Karle.Sykora@wur.nl

Dr. P.-J. Keizer
Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde
Postbus 5044
2600 GA Delft
e-mail: P.J.Keizer@dww.nws.minverw.nl