

Jan. 1981/1982

OPENBAAR GROEN OP ECOLOGISCHE GRONDSLAG

Arie Koster



CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS

0000 0807 5232

Ontwerp omslag: Martin Jansen
Fotografie: Arie Koster

Openbaar groen op ecologische grondslag

A. Koster

Promotoren

Prof. ir. K. Kerkstra. Hoogleraar landschapsarchitectuur

Prof. dr. P. Zonderwijk. Emeritus hoogleraar vegetatiekunde, plantenoecologie en onkruidkunde

Leden promotiecommissie

Prof. dr. H.J.P. Eijsackers. Alterra, Wageningen

Prof. dr. ir. F.M. Maas. Emeritus hoogleraar Technische Universiteit, Delft

Dr. C. van Achterberg. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden

Dr. M.L. Fliervoet. Expertisecentrum LNV

Dr. A.H.F. Stortelder. Alterra, Wageningen

11032017272

OPENBAAR GROEN OP ECOLOGISCHE GRONDSLAG

Arie Koster

Proefschrift

ter verkrijging van de graad van doctor
op gezag van de rector magnificus van
de Wageningen Universiteit
prof. dr. ir. L. Speelman
in het openbaar te verdedigen
op maandag 7 mei 2001
des namiddags te 16.00 uur in de aula

1613723

Voor: Arjanke, Nils en Itty

The research presented in this thesis was conducted at Alterra Green World
Research in Wageningen, The Netherlands

ISBN 90-5808-405-1

Errata

Pagina 12, derde regel van boven:
Lees Langeveld i.p.v. Langevled.

Pagina 30, eerste regel van de derde alinea is deels weggevallen.
De eerste zin van deze alinea moet luiden:

Ook recent onderzoek laat zien dat houtige begroeiingen
in de stad voor vogels een belangrijke rol spelen
(Maréchal & Veenhuizen, 1997)

Pagina 111: bovenaan is per abuis de verkeerde foto geplaatst.
Onderstaand is de juiste foto afgedrukt.



Zoom met Bont kroonkruid, een resultaat van ecologisch groenbeheer. In de buurt van Arnhem komt deze zeldzame plant hier en daar voor. Ecologisch verantwoord beheer geeft zulke planten een kans zich te vestigen. Deze foto laat zien hoe belangrijk het is om voldoende ruimte te plannen. Voor een bloemrijke zoom is twee meter niet te veel. Arnhem.

Contents

Voorwoord	11
1 INLEIDING	13
1.1 Ecologisch groenbeheer	13
1.2 Historisch overzicht	16
1.2.1 Groenbeheer in de tweede helft van de 20ste eeuw	16
1.2.2 Chemische onkruidbestrijdingsmiddelen op hun retour	18
1.2.3 De doorbraak van de jaren negentig	19
1.3 Onderzoek vanuit het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek	21
1.4 Indeling van dit proefschrift	22
2 DE STAD ALS ECOSYSTEEM	24
2.1 Inleiding	24
2.1.1 Ecosystemen in de stad	24
2.1.2 De stad in relatie tot andere ecosystemen	25
2.1.3 Mens en natuur	26
2.2 Betekenis van groen in het stedelijk ecosysteem	27
2.2.1 Houtige begroeiingen in relatie tot water, energie en verkeer	27
2.2.2 Natuur in de stad	29
3 PROBLEEMSTELLING EN METHODE	35
3.1 Probleemstelling	35
3.2 Methode	36
4 SPONTANE HOUTIGE BEGROEIINGEN	39
4.1 Inleiding	39
4.1.1 Houtige soorten in stenige milieus	40
4.2 Indeling van de voornaamste terreintypen	41
4.2.1 Inleiding	41
4.2.2 Natuurterreinen en -reservaten	42
4.2.3 Bermen en greppels	43
4.2.4 Spoorwegemplacements	44
4.2.5 Industriële terreinen	46
4.2.6 Braakliggende en opgespoten terreinen	46
4.2.7 Cultuurhistorische plaatsen	48
4.2.8 Natte terreinen	49
4.2.9 Opslag in bestaande begroeiingen	50
4.3 Spontane ontwikkeling als product van planning en ontwerp	52
4.4 Vestiging van soorten	54
4.5 Tijdsduur van de ontwikkeling	55
5 AANZET TOT EEN TYPOLOGIE VOOR HOUTIGE BEGROEIINGEN	57
5.1 Inleiding	57
5.2 Bosplantsoen	57
5.2.1 Landschappelijke beplantingen	57
5.3 Houtige begroeiingen	58

5.4	Begroeiingstypen	58
5.4.1	Inleiding	58
5.4.2	Bos	59
5.4.3	Bosachtige begroeiingen	60
5.4.4	Struwelen en struweelachtige begroeiingen	64
5.4.5	Begeleidende kruidachtige begroeiing	68
5.5	Overzicht van de typologie voor houtige begroeiingen	69
5.5.1	Typologie voor bos en bosachtige begroeiingen	69
5.5.2	Typologie voor struweel en struweelachtigen	70
5.5.3	Typologie voor de kruidlaag naar beheer en structuur	71
5.5.4	Typologie voor zomen	72
5.5.5	Termen voor begroeiingen	72
5.5.6	Termen voor structuur	73
6	ONTWIKKELING VAN DE KRUIDLAAG	74
6.1	Inleiding	74
6.2	Ontwikkeling van de kruidlaag na staking of afname van de chemische onkruidbestrijding	74
6.3	De kruidachtige begroeiing in de wijk Vredenburg in Arnhem-Zuid	76
6.4	Kanttekeningen bij beheer en acceptatie	81
6.5	Floristische verscheidenheid	83
6.6	Onderzoek in andere gemeenten	83
6.7	De kruidlaag in relatie tot het ontwerp	84
6.8	Ecologische aspecten	85
6.8.1	Bodem	85
6.8.2	Het Arnhemse voorbeeld	86
6.9	De kruidlaag in relatie tot lichtfactoren	87
6.10	Soorten van bos en struweel	96
6.11	Soorten en structuur	115
6.11.1	Inleiding	115
6.11.2	Levensvormen en structuur	117
6.11.3	Therofyten	118
6.11.4	Hemicryptofyten	119
6.11.5	Geofyten	123
6.11.6	Chamaefyten	125
6.11.7	Heterogene kruidlaag	126
6.11.8	Fanerofyten	127
6.11.9	Helofyten en hydrofyten	127
6.12	Ontstaan en beheer van kruidachtige begroeiingen	128
6.13	Verspreiding, vestiging en introductie van soorten	129
7	BIJEN IN EN OM HOUTIGE BEGROEIINGEN	134
7.1	Inleiding en vraagstelling	134
7.2	Ecologisch groenbeheer en wilde bijen	137
7.2.1	Bijen als indicator van effecten van ecologisch groenbeheer	137
7.2.2	Uitzonderingen en andere milieus voor wilde bijen in de stad	139
7.3	Methode	140

7.4 Resultaten	143
7.5 Discussie	143
7.6 Bijen als instrument om het ecologisch groen-beheer te evalueren	145
7.6.1 Biodiversiteit	145
7.6.2 Ecologische kwaliteit	146
7.6.3 Bijen als graadmeter voor de kwaliteit van het groen	147
7.7 Ontwerp en beheer	149
7.7.1 Inleiding	149
7.7.2 Maatvoering	151
7.7.3 Zoombegroeiing	151
7.8 Conclusie en richtlijnen voor het ontwerp	153
8 RICHTLIJNEN VOOR HET ONTWERP	155
8.1 Toename van de biologische verscheidenheid	155
8.2 Doel en middelen	155
8.3 Ontwerp van houtige begroeiingen	156
8.4 Gebruik en herkomst van houtige soorten	158
8.5 Ecologische aspecten	160
8.6 Richtlijnen voor de kruidachtige begroeiing	160
8.7 Levensvormen in relatie tot het ontwerp	162
8.8 Verspreiding en vestiging van kruidachtige soorten	163
8.9 Bloembezoekende insecten	163
8.10 Ontwerper of scenarioschrijver	164
LITERATUUR	166
SAMENVATTING	186
SUMMARY	191
BIJLAGEN	195
CURRICULUM VITAE	263

Voorwoord

De oorsprong van dit onderzoek ligt bij de Adviesgroep Vegetatiebeheer. In de tweede helft van de jaren tachtig werd ik daar geconfronteerd met de problematiek van het stedelijk groen. Hoewel de Adviesgroep daarvoor niet in het leven was geroepen, werd er in de praktijk advies gegeven over het beheer van de stedelijke groene ruimte. Deze adviezen waren meestal gebaseerd op ervaringen met andere landschapselementen buiten het stedelijk gebied. Geleidelijk raakte ik verzeild in de praktijk van het stedelijk groenbeheer. Prof. dr. P. Zonderwijk die de leiding van de Adviesgroep had, stimuleerde mij aandacht te schenken aan bloembezoekende insecten. In de tijd dat het begrip ecologische kwaliteit nog niet of zeer zelden werd gebruikt, was verbetering van de 'oecologische kwaliteit van het landschap buiten de natuurgebieden' de expliciete drijfveer van deze Adviesgroep. Een gevarieerde flora in samenhang met bloembezoekende insecten vormde voor Zonderwijk een belangrijke component van de 'oecologische kwaliteit'. Hoewel ik was aangesteld voor onderzoek en advies over het vegetatiebeheer van de Nederlandse Spoorwegen, kreeg ik van hem alle ruimte om deze component in de stedelijke omgeving te bevorderen.

Het bevorderen van ecologische kwaliteit kon ik in 1990 vanuit De Dorschkamp formeel en structureel aanpakken. In 1996 verleende de Vereniging Stadswerk de opdracht een handboek te schrijven voor het ecologisch groenbeheer in Nederland. Omdat er op het gebied van houtige begroeiingen nog onvoldoende kennis was, werd nader onderzoek noodzakelijk. Dit onderzoek was al veel eerder gestart maar kon door de opdracht van de Vereniging Stadswerk en onder begeleiding van het Projectteam Normering en Standaardisering Ecologisch Groenbeheer worden voltooid.

Uit de praktijk is gebleken dat ecologische kwaliteit, die heel vaak samengaat met esthetische kwaliteit, het beste is gewaarborgd als deze is verankerd in de organisatie van het stedelijk groen en het ontwerp dat daarbij een cruciale rol speelt. In dit onderzoek is daarom aandacht geschonken aan de ruimte en de vormgeving die nodig zijn voor biologische verscheidenheid in de kleinschalige openbare ruimte. Deze aspecten zijn in dit proefschrift uitgewerkt. Twee hoogleraren van zeer verschillende, maar elkaar aanvullende disciplines, prof. ir. K. Kerkstra en prof. dr. P. Zonderwijk waren spontaan bereid om als promotoren te fungeren. Voor de zeer stimulerende wijze waarop zij het onderzoek en het schrijven van dit proefschrift hebben begeleid, ben hun veel dank verschuldigd. Ik hoop dat deze samenwerking een voorbeeld is voor de samenwerking tussen ontwerpers, biologen en beheerders van de openbare ruimte.

Met het verschijnen van dit proefschrift is het onderzoek voorlopig afgerond. Zonder de hulp van vele anderen was dat niet gelukt. In de eerste plaats wil ik de tientallen medewerkers van de ruim veertig gemeenten die aan dit onderzoek hebben bijgedragen bedanken voor al die keren dat ik in de jaren negentig bij hen te gast was. Ik ben het Projectteam Normering en Standaardisering Ecologisch Groenbeheer van de Ver-

eniging Stadswerk zeer erkentelijk voor de verleende opdracht die de doorslag gaf voor het schrijven van dit proefschrift. Vooral door de grote creativiteit van mijn eerste afdelingshoofd ir. Sjef Langeveld kon deze zeer tijdrovende opdracht worden uitgevoerd. Verder ben ik veel dank verschuldigd aan drs. H. Wiering die de moeilijke bijen voor mij determineerde en controleerde.

Met mijn collega dr. Sybrand Tjallingii had ik de eerste stimulerende gedachtewisselingen over dit proefschrift. De pentekeningen van houtige begroeiingen zijn, in het kader van een stageopdracht, met veel toewijding gemaakt door Amanda de Man, de gemeente Arnhem stelde kaart 1 beschikbaar en mevrouw M. Luijben Marks droeg in belangrijke mate bij aan de Engelse samenvatting. Het personeel van de Facilitaire dienst en de Bibliotheek 'de Haaf' van Alterra stond op alle momenten klaar om mij de helpende hand te bieden. Op zulke momenten realiseer je je pas goed wat de betekenis en de waarde van deze facilitaire diensten is. Al deze bijdragen aan het proefschrift heb ik buitengewoon gewaardeerd. Verder ben ik dank verschuldigd aan drs. Thom van Rossum voor zijn redactionele correcties en aan Henny Michel-Knaap voor de assistentie bij de opmaak van de definitieve tekst. Mijn dank gaat vooral uit naar mijn werkgever Alterra voor de vele faciliteiten bij de realisering van dit boek .

1 INLEIDING

1.1 Ecologisch groenbeheer

Natuur in stad en dorp is niet geheel afhankelijk van ecologisch groenbeheer. Aan het eind van de 19de eeuw kwam er al een redelijke verscheidenheid aan vogels voor in het Vondelpark in Amsterdam. De term ecologisch groenbeheer en de synoniemen die we daarvoor gebruiken, bestonden toen nog niet. Waarschijnlijk zijn vogels in tuinen, parken en op begraafplaatsen er altijd al geweest. Bolman (1976) noteerde honderden plantensoorten in Amsterdam en Florusse (1978) beschrijft varens in straatputten. Een veelzijdige natuur voor het stedelijk gebied wordt beschreven door het Ministerie van Cultuur, Recreatie en Maatschappelijk Werk (Ministerie van C.R.M. 1982) en Owen (1975) noemt tuinen de belangrijkste natuurreservaten van Engeland. Een omvangrijk literatuuroverzicht van natuur in steden vóór de jaren tachtig is te vinden in Sukopp & Werner 1982.

Een gedeelte van de stedelijke natuur in Nederland kon worden toegeschreven aan de aanwezigheid van openbaar groen en tuinen, maar die stonden (en staan) vaak in schril contrast met het beeld dat in de omvangrijke literatuur werd geschilderd. Vergeleken met de hedendaagse stand van zaken was het milieu in het openbaar groen en in tuinen voor veel organismen verre van optimaal. Vanuit de Adviesgroep Vegetatiebeheer¹ werden in de periode 1980-1990 onder de bezielende leiding van prof. dr. P. Zonderwijk 'kruistochten' ondernomen om het beheer in het openbaar groen te veranderen. Dit was onder meer gunstig voor de entomofauna. In de laatste tien jaar is er veel ten goede veranderd. In tegenstelling tot het verleden zijn er nu veel bonte bermen, ruige oevers en houtige begroeiingen waarin en waarlangs kruiden zich volledig mogen ontwikkelen. Daarbij is het gebruik van pesticiden sterk afgenomen.

Tegenwoordig voeren veel gemeenten een ecologisch groenbeheer. Voor uitvoerige informatie over ecologisch groenbeheer gebaseerd op praktijkervaringen wordt verwezen naar Koster 1998a, 2001c. Voor een overzicht van beheermethoden in het algemeen naar De Boer 1993, Hermy (red.) 1989; Hermy & De Blust 1997 en Londo 1977, 1997. Kort samengevat: ecologisch groenbeheer houdt rekening met de wetten van de natuur. Het probeert de natuur niet tegen te werken, maar juist alle beheermaatregelen zo veel mogelijk op natuurlijke processen af te stemmen. De levenscyclus van planten en dieren probeert men zo min mogelijk te verstoren en men is erop gericht de biologische verscheidenheid te vergroten door gevarieerde milieus te scheppen. In houtige begroeiingen streeft men naar een zo volledig mogelijke ontwikkeling.

¹ De Adviesgroep Vegetatiebeheer was in de eerste plaats ingesteld voor het geven van adviezen voor het beheer van kruidachtige vegetaties in bermen van allerlei lintvormige landschapselementen zoals wegbermen, spoorbermen, kanaalbermen en rivierdijken. Later werd er ook veel advies gegeven voor natuurtechnische aanleg van allerlei terreinen in landinrichtingsgebieden en de terreinen van defensie. Het unieke van deze Adviesgroep was, dat de kennis waarop adviezen waren gebaseerd werd verkregen door eigen onderzoek en door onderzoek dat in nauwe samenwerking met de Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenecologie en Onkruidkunde (V.P.O.) plaatsvond.

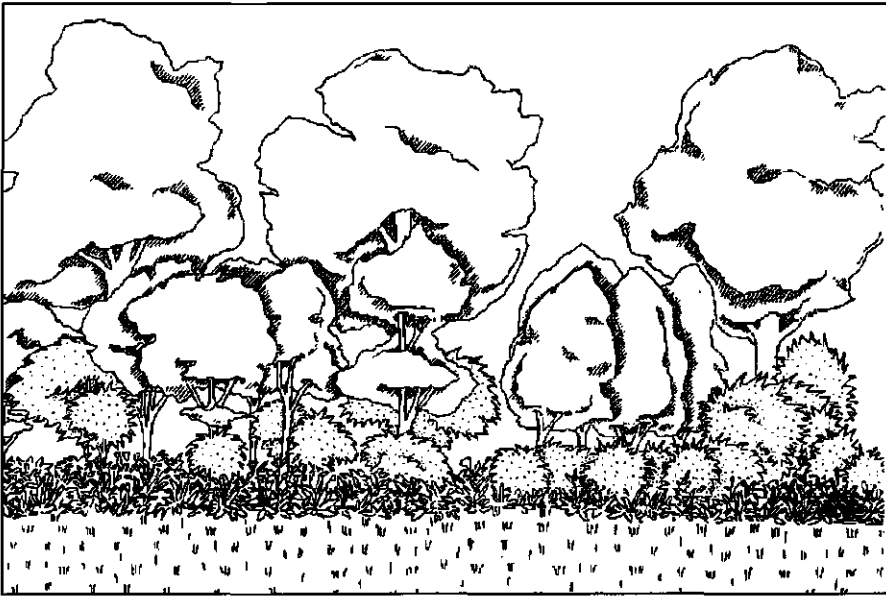
Dat houdt in: een kruidlaag, struiklaag en een boomlaag (figuur 1 en 2). Soms is er sprake van een moslaag en in sommige jaren manifesteert zich een schimmellaag in de vorm van paddestoelen. Aan de randen streeft men in toenemende mate naar een zoomvegetatie. Dat betekent een zo extensief mogelijk mechanisch beheer.

Bij ecologisch groenbeheer worden uiteraard geen pesticiden gebruikt. De meeste kruidachtige begroeiingen worden gewoonlijk gemaaid, maar het maaitijdstip wordt dan afgestemd op de volledige ontwikkeling van de planten, dus na de zaadrijping. Uit faunistische overwegingen wordt er in sommige gemeenten plaatselijk van maaien afgezien. Veel diersoorten leven immers in overjarige en ruige begroeiingen. Sommige gemeenten gaan zelfs zo ver dat ze langs de houtige begroeiingen bloemrijke zomen aanleggen. Niet alleen om het oog van het publiek te strelen, maar ook uit de overtuiging dat bloembezoekende insecten hiermee zijn gebaat. Deze zomen worden dan ten hoogste een maal per jaar, na de bloei, gemaaid. Waar mogelijk wordt snoeihout niet meer afgevoerd, maar op rillen gelegd, dat wil zeggen in een bepaalde richting opgestapeld. Dit levert nest- en schuilgelegenheid voor de fauna. Bij sortimentkeuze wordt uitgegaan van 'inheems' plantmateriaal, dus van soorten die in Nederland voorkomen. De oorsprong van dit materiaal is echter vaak niet inheems, vandaar dat er nu kwekerijen zijn die uitgaan van moederplanten waarvan redelijk zeker is dat ze inheems zijn (Bronnen²; Maes 1993; Maes & Rövekamp 1995; Rövekamp, Maes & Ketelaar 1997).

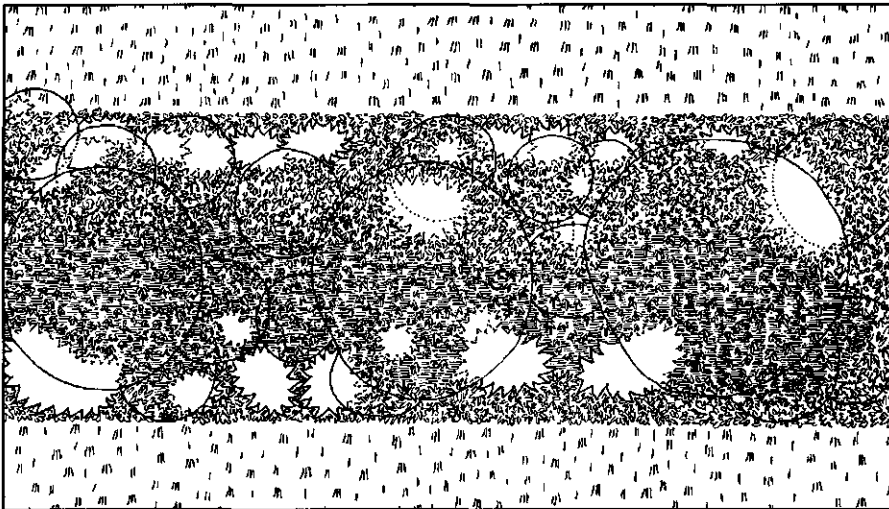
In de loop van de jaren negentig waren tientallen gemeenten al langer of korter met ecologisch groenbeheer bezig. Toen werd ook de tijd rijp gevonden om te onderzoeken wat ecologische beheer van openbaar groen voor de natuur heeft betekend. Dit proefschrift maakt aannemelijk dat ecologisch groenbeheer de wilde planten en de wilde bijenstand aanzienlijk bevordert en geeft aan wat dat voor het ontwerp en beheer betekent. Om dit te goed te kunnen begrijpen, moeten we eerst een beeld krijgen van het openbaar groen van voor 1990. Als we de resultaten van het ecologisch groenbeheer op hun juiste waarden willen beoordelen, zullen we eerst moeten weten wat de uitgangssituatie van dit groenbeheer is geweest. Daarom volgt er eerst een knopje weergave van de ontwikkeling van het groenbeheer³ in de 20ste eeuw.

² Videoband

³ Dit is grotendeels gebaseerd op eigen ervaring en mondelinge overleveringen van hoveniers die de periode tussen beide wereldoorlogen hebben meegemaakt.



Figuur 1. Lengteprofiel van een ecologisch beheerde begroeiing met boom-, struik- en kruidlaag. (Apeldoorn: Zonnedauw; lengte 30 m; tekening A. de Man). Voor legenda zie bijlage 14.



Figuur 2. Kroonprojectie van een ecologisch beheerde singel (Apeldoorn: Zonnedauw; lengte 30 m; tekening A. de Man). Voor legenda zie bijlage 14.

1.2 Historisch overzicht

'Blijkens een rapportage van de Werkgroep Openbaar Groen staat de kennisontwikkeling op het punt van de toepassing van de ontwerpprincipes gebaseerd op oecologische beheersmethoden nog in de kinderschoenen. Ook nu moeten bewoners en beheerders nog vaak wennen aan het veranderd uiterlijk van het openbaar groen in de woonomgeving. Af en toe heb ik wel eens moeite met het gevoel, dat ik er door sommigen persoonlijk op word aangezien dat het stedelijk groen er soms zo verwilderd en onverzorgd uitziet.' (Zonderwijk 1991).

1.2.1 Groenbeheer in de tweede helft van de 20ste eeuw⁴

In de jaren vijftig weken de principes van het groenbeheer niet veel af van die van de periode tussen beide wereldoorlogen. De doelstellingen werden vrijwel uitsluitend door het beeld bepaald. Het groen moest er zeer verzorgd uitzien en kruiden die niet doelbewust waren aangeplant (inzaaien gebeurde niet of nauwelijks) werden verwijderd. Wilde planten duidde men aan met de term onkruid en waren taboe in het openbaar groen en in vrijwel alle privé-tuinen. Aanleg en onderhoud waren grotendeels afgeleid van land- en tuinbouwmethoden van die tijd. In de winter werd er, met uitzondering van de borders met rododendrons⁵, standaard gespit. In het groeiseizoen was schoffelen een regelmatig terugkerende bezigheid. Kleinere plantsoenen werden vaak met de hand gewied. Deze handelingen werden afgesloten met harken. Het algemene principe was dat de grond tussen de planten 'schoon' of 'zwart' moest zijn.

Tot kort na de oorlog waren grasvelden nog beperkt tot de parken en soms kleinere plantsoenen. Het spaarzame gras dat in het stedelijk gebied aanwezig was, mocht niet worden betreden. Dit gras werd vrijwel wekelijks gemaaid, aangeharkt en nog een keer nagemaaid. Tot in de jaren zestig mochten er geen Madeliefjes, Paardebloemen en andere tweezaadlobbige planten in het gras groeien. Vrijwel zonder uitzondering werden graskantjes gestoken. Dat wil zeggen dat de grenzen tussen borders en gras scherp werden gemaakt. Vooral bij borders met vloeiend gebogen lijnen was dat werk dat alleen werd toevertrouwd aan de vaklieden met een vaste hand. Schoffelen, harken en kantjessteken waren onderdeel van het examen Hoveniersknecht. De bodem moest zo schoon en zo effen mogelijk worden aangeharkt en de grens tussen gras en border moest scherp zijn.⁶ De plantenkennis van de vakbekwame hovenier was omvangrijk maar vrijwel volledig afgestemd op siergewassen, gewoonlijk cultivars en exoten.

Dood hout of dode takken kwamen niet of nauwelijks voor omdat alle struiken en bomen in de winter werden gesnoeid of op z'n minst werden geïnspecteerd. Als er ergens sprake was van een kruidachtige aanplant (eenjarig pootgoed, vaste planten,

⁴ Voor andere gezichtspunten wordt verwezen naar: Alff 1988; Boer 1982; Kurstjens 1990; Van Rooijen 1983a,b, 1986, 1990; Van Reijndam 1984; Vandromme 1988a,b.

⁵ Om de wortels tegen de zon te beschermen waren onkruiden hier soms toegestaan.

⁶ Tot in de jaren zestig stond dit examen onder toezicht van de Centrale Onderwijscommissie Hoveniersopleiding, ingesteld door de Koning Bloemist Hoveniers en de Koninklijke Nederlandse Maatschappij voor Tuinbouw en Plantkunde. Het ging hier dus om landelijke normen.

dahlia's etc.) werden die zowel in het openbaar groen als in privé-tuinen voor het invallen van de winter gerooid of tot aan de grond afgeknipt. In parken en in de meeste particuliere tuinen dekten men de borders af met een 3-10 cm dikke laag turfmoalm. Niet alleen om bevriezing te voorkomen van bepaalde planten (voor vrijwel alle planten werd dit toen al als iets overbodigs gezien), maar ook voor de sier. In privé-tuinen was het beheer aanzienlijk intensiever. Behalve dat alles er keurig moest uitzien werden borders vaak een paar keer per jaar omgewoeld. Geregeld werden er planten aan geplant en verwijderd. In het voorjaar plantte men eenjarige perkplanten en geraniums, in het najaar bloembollen en om de paar jaar moesten vaste planten worden gescheurd en verplant. Langdurige rust in de bodem was er vrijwel nooit.

In particuliere tuinen, sommige parken en landgoederen werd dit puur op 'beeld' gericht beheer nog lang gehandhaafd. In het overgrote deel van de privé-tuinen gebeurt dit zelfs tot de dag van vandaag. In het openbaar groen ging het er in de jaren zestig al wat ruiger aan toe. Dit was te zien als het eerste teken van een te krap budget voor het groenbeheer, maar tot in de jaren zestig kon men de houtige begroeiingen in de stad handmatig toch nog redelijk schoonhouden: dat wil zeggen zo veel mogelijk vrij van spontane kruidachtige begroeiing. Onkruidbestrijdingsmiddelen gebruikte men toen nog nauwelijks, althans niet in de houtige begroeiing. Wel in gazons om Madeliefjes en Paardebloemen tegen te gaan. Verder werd er ook veel gebruik gemaakt van insectenbestrijdingsmiddelen in rozenvakken en andere houtige gewassen.

In de jaren zestig begonnen chemische middelen in het stedelijk groen steeds meer terrein te winnen. Door sterke stadsuitbreiding en de daarmee gepaard gaande exponentiële toename van het groenareaal en vooral ook door de sterke stijging van de loonkosten⁷, was handmatig beheer voor het overgrote deel van de gemeenten nog moeilijk te financieren. In sommige gemeenten probeerde men het onkruid nog enigszins onder controle te houden door langs en tussen de houtige begroeiingen te frezen, maar een echte verbetering was dat niet. Het alternatief was het gebruik van chemische onkruidbestrijdingsmiddelen die geleidelijk op grote schaal werden toegepast. Een relatief korte periode op grasvelden, maar tot op heden ook nog steeds op verhardingen en in houtige begroeiingen.⁸ Een van de weinige plantensoorten die later nog langs de randen van deze begroeiingen konden groeien, was Muurpeper die resistent bleek te zijn voor simazin. In privé-tuinen zien we ongeveer hetzelfde beeld. Allerlei pesticiden werden vrijwel ongecontroleerd gebruikt om ongewenste organismen te weren. Helaas is dat nu nog zo. De middelen moeten nu veel meer dan vroeger voldoen aan wettelijke voorschriften, maar de doelstelling is ongewijzigd gebleven.

⁷ Rond 1962-1963 werd het minimumloon ingevoerd, gevolgd door een loongolf. Hierdoor stegen vooral de kosten in de laagst betaalde beroepen.

⁸ In 1986 werd in begroeiingen ca. 38 ton werkzame stof gebruikt, in 1998 ruim 9 ton; 7,5 ton in sierbegroeiingen en 1,5 ton in bosplantsoen. De laatste paar jaar is het gebruik weer toegenomen (mond. med. H. Heemsbergen, IKC-Natuurbeheer). Voor een overzicht van de middelen die rond 1990 werden gebruikt, wordt verwezen naar Ravesteyn 1991.

1.2.2 Chemische onkruidbestrijdingsmiddelen op hun retour

Nog voordat chemische middelen op grote schaal in het openbaar groen werden toegepast, was het al duidelijk dat aan deze middelen ecologische bezwaren kleefden, niet alleen aan herbiciden, maar aan pesticiden in het algemeen. De ecologische gevolgen openbaarden zich het eerste in de landbouw, maar ook buiten deze terreinen waren ze schadelijk voor natuur en milieu (Carson 1963; Chant 1956; Dritschlo & Wanner 1980; Van Genderen 1970; Lanjouw 1970; Vermij 1988; Westhoff 1964; Westhoff & Zonderwijk 1961; Zonderwijk 1960-1991). Vooral de inspanningen van prof. dr. P. Zonderwijk die sinds begin jaren zestig voortdurend heeft gepleit voor een zo kritisch mogelijk en afnemend gebruik en zo mogelijk afschaffing van herbiciden buiten de landbouwgebieden, hebben geleid tot meer aandacht voor alternatieve beheervormen. Daarbij speelde ook de milieubeweging, die sinds het Europees Natuurbeschermingsjaar 1970 aan invloed won, een belangrijke rol. Deze beweging heeft zich steeds fel gekant tegen het gebruik van pesticiden.

Halverwege de jaren tachtig kwam voor het openbaar groen de discussie binnen de plantsoendienst zelf pas goed op gang (onder andere: Nederlandse Vereniging van Hoofden van Gemeentelijke Beplantingen 1986; Kamerman 1986).⁹ Er werd geëxperimenteerd met alternatieven voor chemische onkruidbestrijding, onder meer door de bodem te bedekken met een laag boomschors of houtsnippers afkomstig van snoeihout. Het probleem van de grote hoeveelheden snoeihout ontstaan door achterstallig onderhoud en een verkeerd ontwerp, zou hierdoor tegelijk kunnen worden opgelost. De resultaten van deze methode waren meestal van korte duur en hadden vaak een averechtse uitwerking. Door mineralisatieprocessen ontstond er vaak een begroeiing waarin Grote brandnetel en Kleefkruid domineerden. De beelden die hierdoor ontstonden, wekten vaak de indruk van verloedering en verpaupering, maar dat was de prijs die betaald moest worden voor een beter milieu, een milieu zonder of met minder chemische middelen. Een andere methode was het aanplanten van Klimop die wat beeldvorming betreft tot meer succes leidde, maar niet geheel vrij was van problemen.

Samengevat de bodems van houtige begroeiingen tot en met de jaren tachtig en een gedeelte van de jaren negentig kaal of met houtsnippers of met boomschors bedekt. En bijna alle grazige begroeiingen werden vrijwel wekelijks gemaaid. De planten die onder deze omstandigheden konden groeien of tot bloei konden komen, waren te verwaarlozen. Het was al heel bijzonder als er in houtige begroeiingen een kruidlaag met Kruijpende boterbloem of Speenkruid aanwezig was. Aangezien in de jaren ze-

⁹ Vooral bij begroeiingen ging het om een complexe problematiek maar het accent lag op de onkruidbestrijding. Zie ook: Van Asperen 1983; Croque et al. 1991; Cuylaerts 1994; Van Doorn & Van Schaijk 1984; Fontaine 1984a,b; Grimberg 1987ab; Grimberg et al. 1988; Groeneveld 1981-1983; Hoekstra 1980; Jager & Peeters 1976; Van der Knaap & Kliest 1980; Kouwenhoven 1984; Kuijpers 1986; Limpens 1982; Naber 1982; Nystrom 1987; Olsthoorn 1981; Olsthoorn & Groeneveld 1982a,b; Opstal & Louisse 1982; Ravesteijn 1990; Reijendam 1984; Rensenbrink & Spit 1984; Rotteveel 1988; Ruyten 1996; Stolk 1984-1989; Terlouw 1983; Van Tol 1977; Valentin 1993; Verhaag & Van Tol 1984; Vermij 1988; Vingerhoets 1989; Voorhoeve 1987; Vos 1986; De Wael 1983; Wijchman 1986; Zonderwijk 1978.

ventig het aanplanten van krokussen en narcissen in zwang begon te raken, kon men op deze plekken het gras de eerste weken van het groeiseizoen niet maaien. Op deze plekken konden Paardebloemen en Madeliefjes bloeien. Dit fenomeen is in de gemeente Vlaardingen al reeds in de jaren zeventig aanleiding geweest om met een hooilandbeheer te beginnen. Begin van de jaren tachtig waren er enkele gemeenten waar ecologisch groenbeheer of kruidenbeheer duidelijk zichtbaar was. In een tiental gemeenten gaven groenbeheerders heel plaatselijk of uit het zicht van het publiek de eerste aanzetten voor ecologisch groenbeheer. In 1990 is dat al aanzienlijk toegenomen: minstens 55% van de ruim 300 geënuquêteerde gemeenten experimenteerde met ecologisch of milieuvriendelijk groenbeheer (Koster 1990c), maar herbiciden werden toen ook nog veel toegepast.

Om de resultaten van het groenbeheer zoals dat nu in tientallen gemeenten te zien is op hun juiste betekenis te kunnen beoordelen, zal men zich moeten realiseren hoe het openbaar groen er in het recente verleden uitzag. Vanuit deze situatie moeten de resultaten van het hedendaagse groenbeheer worden geëvalueerd. Vrijwel iedere kruidachtige plant die er nu groeit en bloeit, is te zien als een ecologische winst ten opzichte van het begin van de jaren tachtig en de decennia daarvoor. Voor wilde bijen was er nagenoeg sprake van een 'nulsituatie'. Met uitzondering van hommels die vooral op de bloeiende houtige soorten en in tuinen vlogen, kwamen wilde bijen niet of nauwelijks in houtige begroeiingen voor (hoofdstuk 7).

1.2.3 De doorbraak van de jaren negentig

De geschiedenis van de natuur in de woonomgeving zal, afhankelijk van de interpretatie van het begrip natuur, waarschijnlijk teruggaan naar de vorige eeuwen en zelfs naar vorige millennia. De wortels van het huidige openbaar groenbeheer zijn echter van recentere datum. De invloed van Jac. P. Thijsse is te zien als een eerste aanzet van openbaar groen met een meer natuurlijk uiterlijk (Haighton et al. 1965; Thijsse 1941; Verkaik 1995).

'Wanneer ge openbare plantsoenen eens op de keper bekijkt, vooral in onze groote steden, dan zult ge er vele aantreffen van keurige architectonische aanleg. Zorgvuldig voorzien van fraaie planten, dag aan dag goed onderhouden, maar zonder waarde voor hen, die niet tevreden zijn met een min of meer schilderachtig geheel, met kleur en ruimte, doch ook wat willen beseffen van het tierig leven op onze aarde. Dergelijke plantsoenen zijn niet meer dan vervulling voor pleinen en breede straaften. Ik ken er die afgebeind zijn met ijzer bekwerk en daarin alleen één zorgvuldig gesloten poortje voor den plantsoenarbeider. Veel goede ruimte en brave arbeid gaat op deze wijze verloren. Dat kon wel anders. Ik droom van plantsoenen, waar het publiek, oud en jong, onwetend en ingewijd, het heele jaar door gemakkelijk getuige kan zijn van wat in den loop der seizoenen, te beginnen met 1 januari en te eindigen met 31 december op het gebied van onze inbeemse planten en dierenwereld te beleven valt.' (Thijsse 1941)

De aanleg van Thijsse's Hof te Bloemendaal in 1925 zou gezien kunnen worden als een eerste aanzet voor het ecologisch groenbeheer. Dit voorbeeld werd gevolgd door Den Haag en Amstelveen. Rond 1950 waren er ca. tien heemtuinen in ons land aanwezig, rond 1970 waren dat er ca. twintig en in 1992 waren dat er meer dan 150 (Leufgen & Van Lier 1990, 1992). Veel groenbeheerders zagen deze tuinen als plaatsen waar ervaring opgedaan kon worden met natuurlijk of ecologisch groenbeheer. Om praktijkervaringen en kennis uit te wisselen werd, op initiatief van de gemeente Amstelveen, de 'Werkgroep Heemparken' opgericht die in het begin van de jaren zeventig overging in de werkgroep Toepassing Inheemse Flora (TIF).¹⁰ Ervaringen die in deze parken werden opgedaan, zouden ook daarbuiten kunnen worden toegepast (Galjaard 1996). In de jaren zeventig en begin tachtig gebeurde dat al in verschillende gemeenten, onder meer in Amstelveen, Ede, Leeuwarden, Vlaardingen en Zwolle. In Heerenvveen en in Groningen was Le Roy (1973) actief. Met zijn werk heeft hij het denken over de groene omgeving substantieel beïnvloed.

Toch kwam het ecologisch groenbeheer slechts moeizaam van de grond. Ondanks het feit dat heemtuinen in aantal toenamen, veranderde dat tot rond 1990 weinig aan het algemene principe. Het beheer was er nog steeds op gericht om de bodem zo schoon mogelijk te houden, maar door de bezuinigingen in de jaren tachtig en door het verminderde gebruik van chemische onkruidbestrijdingsmiddelen was dat een vrijwel onmogelijke opgave. Daar kwam nog bij dat de opleidingen tot in de jaren negentig nauwelijks of zelfs geheel niet waren ingesteld op ecologisch groenbeheer. Het Consultantschap in Algemene Dienst voor het Stedelijk Groen breidde zich in het begin van de jaren tachtig sterk uit, maar werkte op het gebied van ecologisch groenbeheer met vrijwel ongeschoold en onervaren personeel.¹¹ Pas vanaf 1990 zou men van een zekere doorbraak kunnen spreken: in tientallen gemeenten werd begonnen met ecologisch groenbeheer terwijl nog meer gemeenten zich daarop gingen voorbereiden. Aan het eind van de jaren tachtig werd het 'Platform Stadsecologie' opgericht, dat zich richtte op de ecologische aspecten van de stad. Vanaf deze periode werden ook de eerste stadsecologen aangesteld. Het ecologisch groenbeheer werd hierdoor gunstig beïnvloed. Ook in het onderzoek wist ecologisch groenbeheer een volwaardige plaats te veroveren. In 1990 was dat nog beperkt tot een kleine afdeling op De Dorschkamp dat via het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) is opgegaan in Alterra, maar tegenwoordig houden zich daar tientallen onderzoekers met aspecten van ecologisch groenbeheer bezig.

¹⁰ Niet te verwarren met TIF: Toepassing Inheemse Flora en Fauna, een bekende cursus bij de Tuinbouwschool te Leeuwarden.

¹¹ Vanaf 1985-1986 werd de rol van het CAD-Stedelijk Groen met betrekking tot ecologisch groenbeheer in praktische zin voor een belangrijk gedeelte door de Adviesgroep Vegetatiebeheer onder leiding van prof. dr. P. Zonderwijk overgenomen. Veel gemeenten werden geadviseerd, op talloze opleidingen, bijeenkomsten van groenbeheerders, regionale en provinciale beleidsmakers werden voorlichtingsbijeenkomsten en cursussen verzorgd en werden in vele tientallen plaatsen in ons land voor plaatselijke natuur- en milieuverenigingen voorlichtingsavonden gegeven. Verder werden allerlei artikelen over ecologisch groenbeheer geschreven. Uiteindelijk mondde dit uit in een vootlopijge handleiding (Koster 1989d) die op verzoek van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna is geschreven en naar alle gemeenten is toegestuurd; deze werd gevolgd door een rijk geïllustreerd handboek (Koster & Claringbould 1991a).

Tussen 1991 en 1995 worden in vele tientallen gemeenten (maar ook andere instellingen) op grotere schaal dan voorheen resultaten zichtbaar. Een bloemlezing hiervan is te vinden in 'De groene omgeving' (Koster 1994). Een van de voornaamste zaken is echter dat de opleidingen sinds het begin van de jaren negentig versneld hun programma's hebben aangepast. De vakinspecteur IBGR¹² Carolien van Hattem stelde in 1991 dat de inrichting van de groene ruimte binnen het onderwijs meer vanuit natuurlijke processen moet worden benaderd. Voortaan zullen (semi-)natuurlijke vegetaties uitgangspunt zijn. Hiermee werd een begin gemaakt om een ernstig knelpunt in de groene vakwereld op te heffen (Koster 1991a). Dit leidde onder meer tot de praktijk- en vakboeken *Ecologisch groenbeheer in de praktijk* (De Boer & Schils 1993) en *Vademecum Wilde Planten* (Koster 1993). Ook de gemeenten zelf zaten niet stil en namen via de Vereniging Stadswerk het initiatief tot het samenstellen van een handleiding voor het ecologisch groenbeheer (Koster 2001c). Het zou te ver voeren om alle andere instanties te noemen die bij het totstandkomen van het ecologisch groenbeheer betrokken zijn geweest. Kort samengevat komt het erop neer dat de aandacht voor ecologisch groenbeheer en natuur in de stedelijke omgeving sinds 1990 sterk is toegenomen en is uitgegroeid tot een belangrijke markt binnen de groene sector.

1.3 Onderzoek vanuit het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek

In 1990 werd er op De Dorschkamp¹³ een onderzoekteam voor het stedelijk groen samengesteld. Het eerste waar behoefte aan was, was een kwantitatief inzicht in welke mate de gemeenten in Nederland bezig waren met ecologisch groenbeheer en welke problemen ze daarbij ondervonden. Daartoe werd een uitvoerige enquête gehouden (Koster 1990c). Zoals verwacht, waren er enkele lastige problemen op het gebied van aanleg en beheer van houtige begroeiingen, vooral met onkruid. Ook in de vakliteratuur werden deze problemen gesignaleerd en werden er suggesties gedaan voor oplossingen.¹⁴ Deze literatuur was meestal gebaseerd op:

- a. bosbouwkundige praktijk,
- b. lokale praktijksituaties,
- c. studies aan de hand van literatuur, beperkte enquêtes of interviews,
- d. vegetatiekundige theorie.

Een uitvoerig onderzoek en een evaluatie gebaseerd op praktijkvoorbeelden van houtige begroeiingen op ecologische grondslag in het openbaar groen ontbraken. Dit was een aanleiding om het onderzoek 'bosplantsoen' (5.2) ter hand te nemen. Door allerlei

¹² Inrichting en Beheer Groene Ruimte.

¹³ Is samen met het voormalige Rijksinstituut voor Natuurbeheer (RIN) opgegaan in het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek IBN-DLO; thans Alterra (fusie IBN-DLO en Staring Centrum).

¹⁴ zie voetnoot 9.

interne en externe aangelegenheden kon het onderzoek in 1996 pas goed op gang komen en in 1998 worden voltooid (Koster 1998a). Inmiddels is er voor het groenbeheer veel ten goede veranderd, maar problemen met ontwerp, aanleg en beheer van deze begroeiingen zijn er nog steeds.

Het onderzoek naar ecologisch beheerde houtige begroeiingen vormt de basis van dit proefschrift. De lessen die we hieruit kunnen trekken, zijn in verschillende hoofdstukken te vinden. De lessen worden vertaald in richtlijnen en ontwerpprincipes en zullen in hoofdstuk 8 worden samengevat. Daarnaast moet het ontwerpers en beheerders bewust maken van de betekenis die begroeiingen voor de stadsnatuur kunnen hebben. Hierbij zal echter niet te veel worden teruggekeken naar de problemen die oorspronkelijk het gevolg waren van bezuinigingen en het terugdringen van chemische onkruidbestrijding. De laatste decennia wordt de stad in toenemende mate gezien als een ecosysteem waarin de mens een centrale plaats inneemt. In hoofdstuk 2 wordt daarop ingegaan. Indien er sprake is van een stedelijk ecosysteem, moeten houtige begroeiingen gezien worden als een onderdeel daarvan. Vanuit de stadsecologie gezien gaat het dan niet om de onkruidbestrijding, maar om de vraag hoe houtige begroeiingen zoveel mogelijk kunnen bijdragen aan een goed functionerend stedelijk ecosysteem.

1.4 Indeling van dit proefschrift

Uitgangspunt van dit proefschrift is de stad als ecosysteem (hoofdstuk 2). Vanuit de stadsecologische benadering moeten ontwerp, aanleg en beheer van houtige begroeiingen worden beargumenteerd: ze kunnen een belangrijke bijdrage leveren aan een goed functionerend stedelijk ecosysteem. Vanuit dit systeem wordt de probleemstelling geformuleerd (hoofdstuk 3).

Houtige begroeiingen worden gewoonlijk, als vanzelfsprekend, aangelegd. In hoofdstuk 4 zal aan de hand van een groot aantal voorbeelden aannemelijk worden gemaakt dat aanplanten niet altijd noodzakelijk is. Afhankelijk van de maatschappelijke context kan men eventueel volstaan met gedeeltelijk aanplanten. Uitgaande van de stedelijke realiteit zal aanplanten vaak de voorkeur genieten of zelfs een noodzaak zijn. In al die gevallen is de rol van de natuur geenszins uitgeschakeld. Houtige begroeiingen zijn dan de middelen om de biodiversiteit te bevorderen. Ze kunnen zo worden ontworpen, dat er meer rekening wordt gehouden met bloembezoekende insecten zoals bijen en vlinders. In veel gevallen moeten deze begroeiingen er voor het publiek ook aantrekkelijk uitzien. Vooral bij het kleinschalige groen in het stedelijk gebied is het totale ontwerp en het daaruit voortvloeiende beheer vaak bepalend voor de ecologische en esthetische kwaliteit. Hierbij is vooral de maatvoering van belang, omdat deze vaak de beheerintensiteit en de beheerfrequentie bepaalt en de daaraan gekoppelde mate van verstoring. De begroeiingen moeten de ruimte krijgen die ze nodig hebben om ecologisch goed te kunnen functioneren. Omdat ze voor verschillende diergroepen van levensbelang zijn, moet men ze een volwaardige plaats in de openbare ruimte toewij-

zen. In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de voornaamste begroeiingstypen en de daarbij behorende maatvoering.

In of langs houtige begroeiingen met natuurontwikkeling als doelstelling, is meestal een kruidlaag of een zoomvegetatie aanwezig. Bloemrijke begroeiingen zullen in de regel worden bezocht door bloembezoekende insecten, met name bijen. De aanwezigheid van kruiden en bijen hangt nauw samen met ontwerp en beheer. Hoofdstuk 6 wordt daarom gewijd aan de kruiden in en om gesloten houtige begroeiingen. Om welke kruiden gaat het, hoe zijn ze er gekomen en welke structuren vormen ze? Kruiden hebben een grote invloed op het beeld. Houtige begroeiingen kunnen staan of vallen met het kruidenbeheer. Inzicht in allerlei aspecten van kruidachtige begroeiingen is onontbeerlijk voor het ontwerp. Bovendien zijn kruiden voorwaardenschepend voor diverse fauna-elementen, onder meer voor de wilde bijen. In hoofdstuk 7 wordt aannemelijk gemaakt dat de aanwezigheid van stuifmeel- en nectarplanten¹⁵ een enorme invloed heeft op de aanwezigheid van wilde bijen.

De ontwerper moet op de hoogte zijn van de voorwaarde waaronder het ontwerp kan worden gerealiseerd. In het afsluitende hoofdstuk 8 wordt expliciet ingegaan op richtlijnen voor het ontwikkelen van meer natuurlijke begroeiingen. Het is echter niet de bedoeling van dit proefschrift een receptenboek te maken voor het groenbeheer. Veel praktische aspecten van het groenbeheer zijn al eerder uitgewerkt en gepubliceerd; als aanvulling op dit proefschrift zal daar naar worden verwezen (Koster 1993, 1998a, 2001c).

¹⁵ De term 'stuifmeel- en nectarplanten' heeft in dit proefschrift betrekking op planten die voor bijen van belang zijn. De meeste inheemse planten produceren stuifmeel (pollen) en nectar, maar niet alle soorten hebben betekenis voor bijen. Vrijwel alle inheemse planten die voor bijen van betekenis zijn, worden ook door andere bloembezoekende insecten bezocht.

2 DE STAD ALS ECOSYSTEEM

2.1 Inleiding

Het begrip ecosysteem wordt door talloze auteurs op verschillende wijze gedefinieerd of omschreven (Antrop 1989; Beukema & Nienhuis 1985; De Boer & Schils 1993; Bradshaw 1986; Van Dorp et al. 1999; Hermy & De Blust 1997; Koning & Tjallingii 1991; Londo 1997; Sukopp 1990; Tjallingii 1995; Vink 1980; Webb & Hopkins 1984; Wergler & Westhoff 1985; Zonneveld 1987). Wat deze auteurs ondanks de verschillende definities en omschrijvingen gemeen hebben, is dat ze een relatiestelsel van biotische en abiotische factoren beschrijven. Onder de abiotische factoren worden water, bodem, lucht, licht, reliëf, klimaat genoemd. Deze vormen de voorwaarde voor de aanwezigheid van levensgemeenschappen. Levensgemeenschappen zijn samengesteld uit levende organismen, de biotische factoren, die zelf ook weer een netwerk van onderlinge betrekkingen vormen. Een kenmerk van ecosystemen is dat het geen gesloten, maar open systemen zijn. Ze zijn afhankelijk van een of meer elementen die van buitenaf worden aangevoerd: zoals energie, water, nutriënten en gassen. Deze elementen worden vroeg of laat ook weer geheel of gedeeltelijk afgevoerd. Er zijn dus in- en uitgaande stromen. Landschappen zoals duinen langs de kust, het bos op de Veluwe en het gebied van de grote rivieren worden vaak benaderd als ecosystemen. Zo kan de stad ook kan als een ecosysteem worden gezien. Het meest kenmerkende onderscheid ten opzichte van andere ecosystemen is, dat de stad door mensen wordt gedomineerd. In dit proefschrift wordt ervan uitgegaan dat mensen deel uit maken van de natuur. Hieruit vloeit voort dat de stad gezien moet worden als een onderdeel van de natuur. Net als alle andere organismen in de stad maken mensen daar deel van uit (zie ook Veld 1995). Het karakteristieke van dit ecosysteem is dat de mensen door hun handelen het stedelijk ecosysteem het meest kunnen beïnvloeden. Om een goed functionerend stedelijk ecosysteem te bevorderen of in stand te houden dient menselijk handelen daarom steeds vanuit een ecologische context plaats te vinden.

2.1.1 Ecosystemen in de stad

Complexe ecosystemen kunnen worden gesplitst in deelsystemen. Zoals de stad onderdeel is van het mondiale ecosysteem, zo zijn kleine groene elementen onderdeel van het stedelijk ecosysteem. Door dit gekunstelde onderscheid worden minder complexe relatiestelsels beter zichtbaar. Zowel binnen als buiten de stad zijn hier talloze voorbeelden van te vinden.

In de gemeente Veenendaal komen grazige begroeiingen voor die aan de ene kant door het trottoir, aan de andere kant door de rijweg worden geïsoleerd. Overdwars worden ze doorsneden door opritten van de garages van de aanliggende huizen. De perkjes van ca. 1,5x20 m zijn dus volledig door beton en asfalt geïsoleerd. Op verschillende plekken is

Ruwe berk aangeplant. Het komt regelmatig voor dat onder deze bomen Vliegezwam (*Amanita muscaria*) groeit. Vliegezwam is aan een bepaald milieu gebonden: meestal zure, zandige of licht lemige bodem die niet te nat of te droog is. Een andere voorwaarde is dat er een berk, eik of den moet staan van ten minste enkele jaren oud waarmee de Vliegezwam kan samengroeien. Vliegezwam is een mycorrhizavormer, dat wil zeggen dat de myceliumdraden zijn verbonden met de haarwortels van de bomen. De boom levert koolhydraten aan de Vliegezwam; de Vliegezwam levert water met daarin opgeloste voedingszouten aan de berk (Keizer 1997; Kuyper & Kaag 1992; Oosterbaan, Spoomakers & Kaag 1992). Bij deze vorm van symbiose (mycorrhizasymbiose) zijn Ruwe berk en Vliegezwam de biotische factoren. Zonder de Ruwe berk kan de Vliegezwam op deze plaats niet groeien. De biotische en abiotische componenten vormen hier een relatiestelsel dat we een ecosysteem zouden kunnen noemen. Er komt nog een factor bij. De Vliegezwam heeft een zekere ruimte nodig om zich te kunnen ontwikkelen. Op plekken met een te dichte, ruige begroeiing kan deze paddestoel niet groeien. Er moet een andere factor zijn die verantwoordelijk is voor het ruimtelijke aspect. In bossen zijn dat de bomen die voor schaduw zorgen, waardoor een te ruige of te dichte kruidachtige begroeiing veel minder een kans krijgt of er zijn konijnen of reeën die de begroeiing begrazen. De rol van konijnen en reeën wordt in de stad door de mensen overgenomen. Waar grazers ontbreken, moeten de plekken waar de Vliegezwam groeit worden gemaaid of in het voorjaar en in de zomer een aantal malen worden geschoffeld.

Zonder de aanwezigheid van mensen kan de Vliegezwam niet in de door stenig substraat geïsoleerde plantsoentjes groeien. Met andere woorden in de stad zijn mensen deel van het ecosysteem waarin het bestaan van de Vliegezwam mogelijk is. Dit geldt bijvoorbeeld ook voor de Gierzwaluw (*Apus apus*), die een stadsdier bij uitstek is en leeft van kleine vliegende insecten, maar voor zijn nestgelegenheid volledig afhankelijk is van de mens. Honderden wellicht duizenden van zulke relaties komen er in de stad voor. Vliegezwam en Gierzwaluw hebben niets met elkaar te maken. Beide kunnen onafhankelijk van elkaar bestaan. Het enige wat ze gemeen hebben, is dat de voorwaarden voor hun bestaan in de stedelijke omgeving door de mensen tot stand is gebracht. Vliegezwam en Gierzwaluw zijn gekozen als eenvoudig voorbeeld van een relatiestelsel, maar meestal gaat het om complexe en onoverzichtelijke relatiestelsels in parken, stadswallen, landgoederen, tuinen en allerlei groenstroken waar duizenden organismen kunnen voorkomen. Net als in andere ecosystemen zijn zulke relatiestelsels onderdeel van een groter geheel: dat is de stad, in dit geval de stad als ecosysteem.

2.1.2 De stad in relatie tot andere ecosystemen

In de stad spelen mensen een centrale rol. Ze hebben de stad voor zichzelf gebouwd, voor al het andere dat er leeft, hebben ze bewust of onbewust voorwaarden geschapen. Niet alleen voor ratten en andere minder aangename organismen die de aanwezigheid van mensenmassa's begeleiden, maar ook voor duizenden soorten organismen die oorspronkelijk in gebieden leefden die van menselijke invloed waren gevrijwaard.

In de stad als ecosysteem gaat het om een systeem dat door mensen wordt gedomineerd: ze staan niet buiten dit systeem maar er middenin. Net als alle andere organismen staan ze onder invloed van biologische wetten en zijn ze in principe niet minder afhankelijk van abiotische en biotische factoren.

Om praktische redenen wordt er hier van uitgegaan dat de stad als ecosysteem kan worden afgegrensd. In werkelijkheid bestaat deze afgrenzing niet en als die bestaat, zijn de grenzen arbitrair. Zoals het ecosysteem Waddenzee niet kan bestaan zonder de eb- en vloedbewegingen van de oceanen, zo kan de stad niet los worden gezien van zijn omgeving en de omgeving niet van het mondiale systeem. Als de ijskappen van de polen door wat voor oorzaak dan ook wegsmelten, houden veel steden op te bestaan. Doordat gebieden zich onderscheiden door de aanwezigheid van karakteristieke ecologische relatiestelsels worden ze, ondanks het feit dat een duidelijke afgrenzing niet mogelijk is, toch als ecosysteem benaderd. Voor de stad is de afgrenzing nog aanzienlijk vager. Hoe vaag de grens van het stedelijk ecosysteem ook moge zijn, het is wel duidelijk dat er grensoverschrijdende processen werkzaam zijn.

2.1.3 Mens en natuur

Als we de duurzaamheid van ecosystemen willen 'garanderen', zullen we optimaal moeten samenleven met andere organismen in het stedelijk ecosysteem. Andere ecosystemen of het mondiale ecosysteem mogen daarvan geen schade ondervinden. Optimaal wordt hier vertaald in welzijn. Welzijn is eerder gedefinieerd als: een gezond lichamelijk, geestelijk en sociaal functioneren (Koster 1994). 'Sociaal' heeft dan niet alleen betrekking op de naaste leefomgeving, maar ook in de leefomgeving op andere continenten. Het gaat om de mens en de hem omringende natuur hier en elders. Veel handelingen die in de stad worden verricht zoals het omgaan met grondstoffen, afval en energie, hebben invloed op levenswijze en bestaansmogelijkheden van mensen elders op deze aarde.

Als we de bestaansmogelijkheden voor mensen in het stedelijk gebied willen verbeteren, zullen we moeten zorgen dat de abiotische factoren van het stedelijk ecosysteem worden verbeterd. Dat betekent dat alle handelingen die van invloed zijn op het stedelijke ecosysteem en ecosystemen elders, ecologisch verantwoord moeten worden verricht.¹⁶ In dit proefschrift wordt dat toegespitst op houtige begroeiingen. In 2.2 zal

¹⁶ Tjallingii (1995, 1996) heeft dit in drie strategische thema's uitgewerkt. Waar het om gaat is dat men op een verantwoordelijk wijze omgaat met stromen: dit zijn grondstoffen water energie en verkeer. In het thema 'de verantwoordelijke stad' worden hier strategische richtlijnen voor ontworpen. Het tweede thema is 'de levende stad'. Dit is een stad waar mensen gezond en veilig kunnen wonen werken en waar levensruimte is voor plant en dier. Dit moet vooral worden gezien vanuit het stedelijke proces. In de stad spelen zich allerlei door de mens in gang gezette processen (veranderingen) af. In een levende stad worden deze processen mede bepaald en gestuurd door wetten van de natuur. Uiteindelijk is het de individuele mens die de ideeën van beide thema's in praktijk moet brengen. Dat betekent dat die zich betrokken moet voelen bij het fundament van de samenleving en dat die daar ook naar moet handelen. Het gaat in de eerste plaats niet om wetten en regels maar om de handelende mens. Dit is het derde thema: 'de participerende stad'. Dit proefschrift heeft raakvlakken met deze thema's.

in grote lijnen worden aangegeven wat deze begroeiingen voor het stedelijk ecosysteem kunnen betekenen.

2.2 Betekenis van groen in het stedelijk ecosysteem

2.2.1 Houtige begroeiingen in relatie tot water, energie en verkeer

De stad is hierboven beschreven als een ecosysteem met in- en uitgaande stromen die noodzakelijk zijn om dit ecosysteem in stand te houden. Dit kan gepaard gaan met problemen van uitputting aan de aanvoerende kant en vervuiling en storing aan de aan- en afvoerende kanten van dit systeem. Deze problemen zijn te verminderen of op te lossen als de in- en uitgaande stromen kunnen worden beperkt. Bij het reguleren van enkele van deze stromen zouden houtige begroeiingen een rol kunnen spelen. Het gaat hierbij om water en energie. De groene ruimte op zich heeft een waterbergend vermogen en een hoge en energetische waarde (Bervaes & De Regt 1982). Een strategie is om houtige begroeiingen in te zetten om water- en energiestromen te beperken of beter te reguleren. Dit is alleen mogelijk als planning, ontwerp en beheer hierop worden afgestemd. De uitdaging hierbij is dat zo te doen dat zoveel mogelijk andere functies van groen tegelijkertijd op hetzelfde oppervlak kunnen worden gerealiseerd.

Water

Water is essentieel voor het stedelijke ecosysteem. Het gaat hierbij niet alleen om de gezondheid van de mens, maar ook om de ontwikkeling van de natuur. Hiermee hangen aspecten samen die van invloed zijn op het welzijn. Behalve dat men water moet kunnen drinken (gezondheid), moet men er ook in kunnen zwemmen en spelen (veiligheid en gezondheid), moet het bijdragen aan verscheidenheid (verschillende vormen van natuur) en schoonheid (natuurbeelden, helder water). Het laatste hangt samen met de integrale kwaliteit van het water. Als het overal goed is, zijn gebruikers niet op een of enkele plekken aangewezen, maar kunnen uit veel meer plekken kiezen.

In Nederland wordt water geleverd door regen- en bodemwater. Vaak is er een overschot aan water. Het wordt daarom afgevoerd, meestal zo snel als de technische systemen (gemalen, pompen, sluizen) het kunnen verwerken. Bij piekafvoer kan dat stroomafwaarts in het landschap leiden tot wateroverlast. Door onttrekking van water uit de bodem (drinkwater, industrie, landbouw) ontstaat er ook vaak een tekort. Water van elders moet dan worden aangevoerd. Dit water kan verontreinigd zijn, of eigenschappen hebben (zuurgraad, voedselrijkdom, etc.) die ongunstig zijn voor het stedelijk ecosysteem. Bodemwater (kwel) en regenwater zijn onder normale omstandigheden van redelijke tot goede kwaliteit. Door bodem- en regenwater in het eigen ecosysteem (gebiedseigen water) zo lang mogelijk vast te houden, kan een bijdrage worden geleverd aan de oplossing van twee problemen. Op zijn minst een ver-

mindering van wateroverlast elders en een betere controle op de kwaliteit van het water binnen het stedelijk ecosysteem zelf.¹⁷ Doordat houtige begroeiingen op onverharde bodems groeien, kunnen ze een bijdrage leveren aan het langer vasthouden van regenwater. Als houtige begroeiingen verdiept zouden worden aangelegd met een sortiment dat kan groeien op natte tot zeer natte bodems, kan deze bijdrage worden vergroot. Overal in het landschap komen situaties voor met houtige begroeiingen die korte (van enkele dagen tot weken) of lange (weken tot maanden) tijd met hun wortels onder water kunnen staan. Gebieden als de Biesbosch, de Weerribben en de uiterwaarden van de grote rivieren zijn daar voorbeelden van en kunnen voor ontwerpers een bron van inspiratie zijn (zie ook Stortelder et al. 1998).

Energie

De energie in de stad wordt nu nog steeds geleverd door fossiele brandstoffen. Een van de nadelen hiervan is dat ze niet duurzaam zijn. Op korte termijn zullen er waarschijnlijk geen duurzame en grootschalige energiebronnen zijn die zonder milieuproblemen te veroorzaken de stad constant van energie kunnen voorzien. Dit leidt ertoe dat verschillende bronnen op kleinere schaal moeten worden benut. Onder meer zonne- en windenergie, energie afkomstig uit plantaardige oliën, aardwarmte, etc. Ieder van deze bronnen is tot nu toe nog onvoldoende ontwikkeld om zelfstandig de nodige energie te leveren, maar met elkaar kunnen ze een aanzienlijke besparing leveren op fossiele brandstoffen. Een mogelijke energiebron is groenafval uit het openbaar groen en hout (Albada 2000; Annevink et al. 1999; Bervaes & De Regt 1982; Faber & Van den Burg 1982; Filius & Lonsain 1982; Sluijsmans & Hinssen 1996; Spijker et al. 1998; Thalen 1982). In Almere wordt het binnen enkele jaren in praktijk gebracht. Houtige begroeiingen in het stedelijk gebied kunnen een bijdrage leveren aan deze vorm van energievoorziening voor de stad. De energiestroom naar de stad kan daarmee worden beperkt en de afvalstroom kan worden verminderd. Op deze ontwikkeling van energievoorziening is al te anticiperen. Parken en bossen die voor natuur en recreatie worden aangelegd of omgevormd, kunnen tegelijk voor meer functies worden benut (waterberging of potentiële energiebron). Bij het ontwerpen van parken en recreatieterrijnen zou men bijvoorbeeld al soorten kunnen aanplanten die geschikt zijn voor een hakhoutcultuur (zie ook Faber & Van den Burg 1982).

Verkeer

Een gedeelte van het energieverbruik komt op rekening van het gemotoriseerde verkeer, niet alleen door het rijden zelf, maar ook door opstoppingen en files. Houtige begroeiingen kunnen een bijdrage leveren aan aantrekkelijke fiets- en wandelroutes in en om de stad. Deze recreatieve routes kunnen een rol gaan spelen in het lokale woon-werkverkeer. Ze kunnen een stimulant zijn om het autogebruik te beperken. Een beperkt gemotoriseerd verkeer draagt bovendien bij aan de leefbaarheid van de

¹⁷ Het spreekt voor zich dat het vasthouden van gebiedseigen water alleen, niet voldoende is om milieuproblemen op te lossen. Waterzuivering bij de bron van vervuiling, hergebruik van water en een gescheiden rioleringsstelsel voor de afvoer van relatief schoon water en vuil water zijn hierbij onontbeerlijk. Het laatste wordt steeds meer toegepast.

stad. In de praktijk wordt de fiets al sinds jaar en dag veel gebruikt. Aantrekkelijke en avontuurlijke routes kunnen dat alleen maar intensiveren.

2.2.2 Natuur in de stad

Een goed stedelijk ecosysteem wordt ook gekenmerkt door een grote biologische verscheidenheid. Naarmate ecologische potenties (klimaat, water, bodem, begroeiing) beter worden benut, zal deze verscheidenheid toenemen.

Natuur tegenover cultuur

In het stedelijk ecosysteem zijn mensen het meest van alle organismen in staat om invloed uit te oefenen op hun eigen levensvoorwaarden. Hierbij streven ze naar welzijn en welvaart. Bij welzijn gaat het ook om vrijheid van keuze; onder meer om de keuze van openbaar groen. In dit groen zijn twee hoofdrichtingen te kiezen: cultureel groen, waarin exotische soorten vaak aanwezig zijn en dat gewoonlijk netjes wordt onderhouden en natuurlijk groen waarin natuurlijke processen de voornaamste rol spelen en het onderhoud of beheer op deze processen zijn afgestemd. Deze verschillen houden echter niet in dat in het ene groen wel en in het andere groen geen natuur voorkomt. Het is overigens de vraag of er een onderscheid bestaat tussen natuurlijk en cultureel groen. Als het bestaat, is het zeer vaag (zie ook Londo & Van Wirdum 1994) We zouden de vraag kunnen stellen: bestaat er plantaardig groen dat niet natuurlijk is? Het lijkt onwaarschijnlijk dat er organismen bestaan die zich aan de wetten van de natuur onttrekken. Met andere woorden cultureel groen bestaat eigenlijk niet. Het predikaat 'cultureel' heeft betrekking op menselijk handelen, niet op het organisme zelf. Cultureel groen is dan eigenlijk natuur die voornamelijk door menselijk handelen wordt beïnvloed. Wat wellicht belangrijker is dat cultuur natuur niet hoeft uit te sluiten.

Bij een beperkte definitie zal er een hemelsbreed verschil bestaan tussen het begrip cultureel groen en het begrip natuur. Groen is dan het gecultiveerde, bijvoorbeeld de theerozen in het aangeharkte rozenperk en natuur zou men kunnen zien als het ongerepte: die vorm van natuur die zich buiten de invloed van de mens ontwikkelt. Als we ons dan gemakshalve tot Nederland beperken, blijkt al snel dat het ongerepte al lang niet meer bestaat. Waar de natuur tegenwoordig min of meer ongerept zou kunnen zijn, worden als onderhoud of beheermaatregelen Schotse Hooglanders losgelaten of andere grazende en rovende dieren die doelstellingen moeten realiseren die door mensen zijn bedacht. Wat als natuur wordt ervaren, zijn vaak overblijfselen van oude cultuurlandschappen en een landschap als de Waddenzee zou er zonder menselijk toedoen totaal anders uitzien. Zelfs de meest afgelegen en onherbergzame delen van onze planeet dragen meer sporen van menselijke beïnvloeding dan wenselijk is. Wat is natuur dan in de stad? Alles in en om de stad is door mensenhanden gemaakt; dit is het kader waarbinnen natuur zich mag ontwikkelen.

De stad voor de natuur

In vele toonaarden is beschreven dat de stad voor de natuur van betekenis is (onder meer: Andritzky & Spitzer 1981; As 1990; Brinkkemper 1982; Crispijn 1999; Gilbert 1989; Van Halm 1992; Van Halm et al. 2001; Koster 1985-2001c¹⁸; Kunick 1983; Lanuyt 1997; Ligteringen & Meter 1995; Makatsch 1964; Maréchal & Veenhuizen 1997; Melchers & Timmermans 1991; Melchers & Daalder 1996, 1999; Muller 1988; Nicholson 1987; Schulte & Voggereiter 1988; Segal 1969; Smulders 1985; Sukopp 1982, 1984, 1990; Vos 1992; Werkgroep Bedreigde Muurplanten 1988). Stedelijk groen speelt hierbij impliciet of expliciet een belangrijke rol. De stad van nu kunnen we zien als een agglomeratie van habitats, vanuit de natuur gezien een smeltkroes van allerlei landschapstypen waarin talloze soorten hun levenscyclus of een gedeelte daarvan volbrengen. Naarmate steden groter en groener worden, zien we het aantal soorten toenemen (Cornor & McCoy 1979; Faeth & Kane 1978; Koster 1988b; Mühlenberg 1983). Soorten die vroeger in hoofdzaak bekend waren van bos, hei en open water zijn tegenwoordig volop in de stad aanwezig. We zouden kunnen stellen dat er een geweldig evolutieproces aan de gang is. Evolutie is te zien als een experiment van de natuur. Door dispersie komen individuen van soorten in nieuwe situaties. Door een proces waarin selectie en genetische aanpassing een rol spelen, wordt bepaald of een soort wel of niet in de stad kan leven. Bezien we het aantal soorten dat in de steden voorkomt, dan mogen we stellen dat de resultaten van dit evolutieproces overweldigend zijn. De Scholekster (*Haematopus ostralegus*) die een halve eeuw geleden nog een typische wadvogel was, broedt sinds jaren op allerlei platte daken in de stedelijke omgeving. De Aalscholver (*Phalacrocorax carbo*), dertig jaar geleden nog beperkt tot enkele plekken in Nederland, komt tot diep landinwaarts in allerlei stadsvijvers voor. De meeste grote steden koesteren een vos in het openbaar groen, de Bijenwolf (*Philanthus triangulum*) die in 1973 bijna in Nederland was uitgestorven, is nu meer een stadsdier dan een soort van de heide. Zelfs Sleedoornpage (*Thelca betulae*), een bedreigde vlindersoort, blijkt in de stad zijn levenscyclus te kunnen voltooien (Van der Velden 1996). Het zijn slechts enkele voorbeelden uit een lange reeks.

Aan de stedelijke natuur kunnen houtige begroeiingen een belangrijk bijdrage leveren. Het zijn biotopen voor onze inheemse flora en fauna. Voor solitaire bijen is dat nader onderzocht. Begroeiingen die ecologisch worden beheerd, zijn goede biotopen voor solitaire bijen (Koster 2000a,b). Ook voor vogels zijn ze van belang. 'Op vele plaatsen heeft de mens zeer vogelrijke milieus geschapen. De aantallen vogels, die in boomrijke dorpen, in parken en in parkachtig beplante bossen huizen, overtreffen in het algemeen de getallen uit wildere streken.' (Tinbergen 1967)

groeiingen in de stad voor vogels een belangrijke rol spelen (Maréchal & Veenhuizen 1997). Als we natuur in de stad meer vanuit de menselijke kant benaderen, kan de vraag worden gesteld wat we eraan hebben of wat het ons oplevert. Het is aannemelijk dat natuur in haar totaliteit bijdraagt aan de kwaliteit van de leefomgeving. In de vol-

¹⁸ Een uitgebreid literatuuroverzicht van natuur in de stad is in deze publicaties te vinden; verder in Sukopp & Werner 1982.

gende paragrafen wordt dit nader toegelicht. Natuur in de stad, vooral diverse natuur, kan een buffer vormen tegen plagen. Een ongeremde ontwikkeling van sommige soorten kan tot plagen of tot overlast leiden. Een zekere diversiteit kan ertoe bijdragen dat dit minder snel gebeurt. Eenzijdigheid in het milieu kan leiden tot grote populaties van bepaalde soorten (vergelijk Gruys et al. 1985). Of iets als een plaag wordt ervaren, hangt van maatschappelijke factoren af. In het verleden hebben ratten rampen veroorzaakt. Brasem (*Abramis brama*) wordt door veel sportvissers niet als een last gezien, maar de ecologische kwaliteit van het water ten gevolge van deze vissoort wordt door anderen als een plaag ervaren. Aalscholvers genieten de status van bescherming, maar omdat ze geen natuurlijke vijanden hebben is er een explosieve groei in de populatie te zien. Midden in de woonwijken van Amsterdam-Noord komt op sommige plaatsen Konijn (*Oryctolagus cuniculus*) talrijk voor. Hij leeft hier vrijwel zonder natuurlijke vijanden. Zolang de konijnen gezond zijn, dragen ze in het algemeen bij aan de kwaliteit van de woonomgeving. Als er echter myxomatose uitbreekt, kan dat zowel voor de beleving als voor de hygiëne nadelige gevolgen opleveren. In de stad komen ook predatoren voor die een regulerende functie hebben zoals Wezel (*Mustela nivalis*), Hermelijn (*Mustela erminea*), Vos (*Vulpes vulpes*), Torenvalk (*Falco tinnunculus*), Sperwer (*Accipiter nisus*), Bosuil (*Strix aluco*) en Ransuil (*Asio otus*) die alle een bijdrage kunnen leveren aan de regulatie van kleine zoogdieren en sommige vogels.

Insectenetende vogels, rovende insecten als wespen en graafwespen, lieveheersbeestjes en spinnen kunnen een buffer vormen voor te grote toename van minder gewenste insecten. Habitatvariatie in het stedelijk groen kan zo'n buffer bevorderen. Dat wil niet zeggen dat er sprake is van een perfect biologisch evenwicht, dat is in het tropisch oerwoud ook niet steeds het geval (Wolda 1978) en zeker niet in de stad.

Betekenis van groen en natuur voor een gezond stedelijk ecosysteem

Gezondheid is van vele factoren afhankelijk en bepaalt in hoge mate het welzijn. Omgekeerd is welzijn is van invloed op de lichamelijke en geestelijke gezondheid van de mens. De groene omgeving speelt hierbij een niet te onderschatten rol. Een voorbeeld is de invloed van het groen, met name bomen en struiken, op het stadsklimaat. Houtige begroeiingen hebben een gunstige invloed op het stadsklimaat: ze temperen de temperatuur, zorgen voor enige stoffiltratie en voor een betere luchtvochtigheid en kunnen een bijdrage leveren om achtergrondgeluiden te beperken (Deelstra 1991). Daarnaast gaat het ook om andere aspecten die de kwaliteit van de woon- en werkomgeving bepalen zoals een fraaie stad en een groene omgeving (Andritzky 1991; Bijma et al. 1995; Deelstra 1991; Farjon et al. 1997; Jansen-Verbeke 1995; Katteler & Kropman 1975; Koster 1994; Kropman 1987; Langeveld 1995; Mulder-Radetzky 1992; Van Rooijen 1984, 1986; Sheets & Manzer 1991; Smardon 1988; Tjallingii 1995; Tummers 1995; Van der Woud 1987; Vandromme 1988a,b, 1992a,b; Te Velde 1995; Waelput 1988; Van Zoest 1998a-c).

Bomen en struiken worden als onmisbare bouwstenen beschouwd voor de leefbaarheid van de stad (De Clercq & De Wael 1992; Schouten 1992; VLAM 1995). De betekenis hiervan gaat verder dan het actieve gebruik van groen. Groen heeft een positief

effect op de waardering van de bebouwde omgeving. Zo worden gebouwen met groen positiever gewaardeerd dan zonder of met weinig groen (Herzog 1989; Sorte 1992).

Onderzoek wijst uit dat natuur en groen ook vanuit de gezondheidszorg positief worden gewaardeerd. Natuur in de naaste leefomgeving vermindert stress en heeft een positieve invloed op de gezondheid (Arkel 1994; Hartig et al. 1991; Kaplan 1983, 1993; Kaplan et al. 1983, 1989, 1993; Sorte 1992, 1995; Ulrich 1994-1996). Zelfs alleen al het uitzicht op groen of het zien van planten heeft al een positieve invloed op de gezondheid of op de kwaliteit van de leefomgeving (Heerwagen & Orians 1986; Moor 1982; Ulrich 1993, 1996; zie ook Van Leeuwen 1997). De voorzitter van de Landelijke Vereniging van GGD-en vat dit als volgt samen.

'Evenals sport en cultuur twijfelt eigenlijk niemand aan de waarde van natuur in onze directe leefomgeving. De heilzame werking van een groene omgeving op het menselijk functioneren werd in het verleden, en wordt ook nu nog, voetstoots aangenomen. Ook uit wetenschappelijk onderzoek blijkt de waarde van de natuur voor de mens. Artsen en psychologen die zich bezighouden met de invloed van de omgeving op het welbevinden van mensen wijzen op de positieve effecten die hiervan kunnen uitgaan voor de volksgezondheid. Zo blijkt dat ouderen wanneer zij uitkijken op een natuurlijke omgeving minder vaak gezondheidsklachten hebben dan ouderen die uitkijken op een overwegend bebouwde omgeving. Onderzoek geeft ook sterke aanwijzingen dat in geval van herstel bij ziekte het genezingsproces door verblijf in een groene omgeving sneller kan verlopen. De betekenis van natuur in de directe leefomgeving neemt toe naarmate mensen ouder worden en minder mobiel zijn. Natuur in de directe omgeving kan dan aanzienlijk bijdragen aan de kwaliteit van het bestaan. Van de kleur groen is bekend dat het rustgevend is en bijdraagt aan een gevoel van ontspanning. Natuurlijk groen biedt daarnaast mogelijkheden voor lichaamsbeweging, educatie, recreatie en ontspanning. Kortom, het verhoogt de kwaliteit van de omgeving en daarmee die van ons bestaan en kan direct en indirect de volksgezondheid bevorderen. Gezondheid is het resultaat van veel factoren. Inkomens, huisvesting, opleiding, vaardigheden en de beschikbaarheid van een goede gezondheidszorg spelen daarin een belangrijke rol. De Wereld Gezondheids Organisatie (WHO) omschrijft gezondheid als een toestand van lichamelijke en geestelijke welzijn. We hebben gezien dat natuur in de directe woon- en leefomgeving aan deze toestand op een heel bijzondere wijze kan bijdragen. In onze complexe technologische samenleving met zijn snelle maatschappelijke veranderingen kan een natuurlijke omgeving voor elk mens een ankerpunt voor gezondheid zijn.' (Van Arkel 1994)

Landschappelijk betekenis

De grens tussen stad en platteland vervaagt meer en meer (Boer 1982; Koster 1996). Veel plattelandsgebieden zijn door een stedelijke bebouwing omsloten. Midden-Delfland, het Wageningse Binnenveld en andere gedeelten van de Gelderse Vallei, delen van het Groene Hart, gebieden in Twente, Zuid-Limburg en rond Amsterdam. Al deze gebieden hebben hun eigen karakter. Houtige begroeiingen kunnen geschikt zijn om dit karakter te versterken, maar dat werkt waarschijnlijk alleen bij een planologie waarbij de bebouwde omgeving optimaal in het landschap wordt ingepast. In de stad zelf spelen houtige begroeiingen een belangrijke rol bij de indeling en de structuur van de stad, onder meer als verbinding tussen grotere groengebieden en de woning. Het zijn belangrijke elementen om fiets- en wandelroutes door de stad en in het over-

gangsgebied van de stad naar het platteland te begeleiden. Ze kunnen belangrijk zijn voor de ecologische infrastructuur en voor natuur en recreatie zijn het onmisbare elementen in het stedelijke landschap (Antrop 1989, 1991; Hermy & De Blust 1997; Haartsen et al. 1989; Vandromme 1992a,b).

In grote lijnen zijn twee aspecten te onderscheiden: het landschapsecologische en het cultuurhistorische aspect. Bij het landschapsecologische aspect gaat het er vooral om aan te sluiten bij de meest natuurlijke of potentieel-natuurlijke vegetatie, dus wat de natuur te bieden heeft. Dat houdt in dat bijvoorbeeld in veengebieden houtige begroeiingen een andere soortensamenstelling hebben dan de begroeiingen op de Veluwe of in Zuid-Limburg. In het ene landschap is Zwarte els karakteristiek, in het andere kan dat Beuk of Zomereik zijn. Bij het cultuurhistorische aspect sluit men veel meer aan bij het gebruik van de soorten en begroeiingstypen in het omliggende landschap. Zo kunnen in het rivierengebied meidoornhagen verwijzen naar het heggenlandschap in de uiterwaarden. Een begroeiing met fruitbomen of eventueel coniferen kan verwijzen naar de tuinbouweconomie die het stempel op de omgeving heeft gezet. Plaatsen die op overgangszones liggen, kunnen twee of meer gezichten krijgen. Zo sluit Wageningen aan op de Veluwe, de Gelderse Vallei en het rivierengebied. Houtige begroeiingen geven deze gebieden een eigen gezicht. Een weerspiegeling hiervan in de stedelijke groen draagt bij aan de identiteit van de stad en aan een verwevenheid van die stad met het omliggende landschap.

Natuur- en milieu-educatie

Natuur- en milieu-educatie is al tientallen jaren een strategie om mensen bij natuur, milieu en hun eigen leefomgeving te betrekken. Het komt erop neer dat men in het algemeen niet wil dat planten en dieren door menselijk handelen uitsterven en dat de mens zelf geen slachtoffer wordt van zijn eigen (collectief) handelen. Niet iedereen is of was zich daarvan bewust. Dit leidde tot individuele en collectieve acties (Carson 1963; Russell 1952) die op hun beurt weer hebben bijgedragen aan het ontstaan van de moderne natuur- en milieu-educatie. Wat deze begrippen inhouden wordt als bekend verondersteld. Natuur- en milieu-educatie is niet alleen voor soortbehoud en zelfbehoud; voor velen kan het ook een verrijking van het leven betekenen, een boodschap waaraan Jac. P. Thijssen zijn leven heeft gewijd.

Natuur- en milieu-educatie heeft sinds 'Dode lente' (Carson 1963), het Europees Natuurbeschermingsjaar 1970 en het werk van de Club van Rome veel aan betekenis gewonnen. Ook recente publicaties maken dit duidelijk (Bink et al. 1994; Hettinga 1987; Hoeven-van Doornum 1992; Margadant-van Arcken 1990, 1994). Nationaal en internationaal wordt het belang van natuur- en milieu-educatie onderkend (Natuurbeschermingsraad 1985-1993; Vlijm & Duijnhouwer 1992). Essentieel hierbij is dan men oog krijgt voor de natuur in zijn eigen leefomgeving. Het Comité voor het Europees Natuurbeschermingsjaar beschreef de noodzaak in 1995 als volgt:

'De Raad van Europa heeft 1995 uitgeroepen tot het Europees Natuurbeschermingsjaar. Ons land doet daar, samen met 43 andere landen, actief aan mee. In tegenstelling tot het Europees Natuurbeschermingsjaar 1970 staat in 1995 de bescherming van de natuur buiten de beschermde gebieden centraal. Een van de speerpunten hierbij is de verbetering van de kwaliteit van de natuur in de woon- en leefomgeving van dorp en stad. In alle landen van Europa is de politieke en maatschappelijke belangstelling voor de natuur nog steeds geen vanzelfsprekendheid. Met de wetenschap dat belangstelling voor de natuur de wortel is van een duurzame samenleving, zou dat ons met grote zorg moeten vervullen. Immers aan de kwaliteit van de natuur is zowel plaatselijk als mondiaal de kwaliteit van onze woon- en leefomgeving af te lezen. (...) Belangstelling voor de natuur is een houding, is actieve betrokkenheid bij het landschap en de natuurlijke processen die zich daar afspelen. Het Comité voor het Europees Natuurbeschermingsjaar wil deze betrokkenheid weer activeren. In de eerste plaats door de natuur buiten, in de directe woon- en leefomgeving, weer bewust te laten berontdekken en beleven.'

Invloed op sociale contacten

Groen is er niet alleen voor de individuele behoefte, het is bij uitstek een plek om elkaar te ontmoeten of om gezamenlijk wat te ondernemen. Groen is een plek waar men kan sporten, spelen, barbecuen en intieme relaties kan onderhouden. Al deze aspecten worden vaak in verband gebracht met de grotere groenelementen. Gebleken is dat ook het groen in de straat mogelijkheden biedt voor sociale contacten en activiteiten en daardoor kan bijdragen aan sociale integratie van de buurt. Individuele betrokkenheid kan op die manier uitgroeien tot collectieve betrokkenheid. Le Roy heeft dat in de jaren zeventig in de nieuwe stadswijk Lewenborg in Groningen in praktijk gebracht (Deelstra 1991). Aanvankelijk gebeurde dat met succes, later liep dit sterk terug. De ervaringen die zijn opgedaan zijn waardevol; het is in ieder geval een belangwekkend leerproces geweest. Het was een duidelijke en belangwekkende stap om bewoners bij hun eigen woon- en leefomgeving te betrekken. Hoewel Le Roy veel kritiek heeft ondervonden (maar dat ondervinden vrijwel alle vernieuwers), zijn diens ideeën over sociale integratie zeker niet weggeëbd. Integendeel, bewonersparticipatie zoals dat tegenwoordig wordt genoemd, mag zich verheugen in een toenemende belangstelling (Geerken 1986; Hiele 1995; Koning & Tjallingii 1991; De Leeuw 1995; Oort 1992; Steltman 1986; Te Velde 1995; Vet et al. 1997).

In veel steden, zelfs in dorpen zien we dat, al dan niet in het kader van renovatie, bewoners betrokken zijn bij ontwerp, aanleg en beheer van de groene ruimte in de straat of in de buurt. Er wordt niet alleen gepraat over een plan, maar bewoners helpen ook mee bij de aanleg en doen grotendeels ook zelf het beheer. Voorbeelden zijn: Spijkerkwartier (Arnhem), Bottendaal en Patersbos (Nijmegen), Bickershof (Utrecht). Bekend is ook het 'opzomer'¹⁹ in Rotterdam. Dit houdt in dat de straat wordt schoongemaakt en schoongehouden en groene elementen krijgt. De bewoners zorgen daar zelf voor. In ruil daarvoor biedt de stad Rotterdam andere diensten aan (Van der Lans 1995). Sociale integratie is hierbij een belangrijk aspect. Wat we nu zien zou 15-25 jaar geleden onmogelijk worden geacht. Toen werd het niet toegestaan om een tegel uit de stoep te lichten, nu worden er voorlichtingsavonden gehouden en geven gemeenten folders uit om tegel- en geveltuinen te bevorderen (Koster 1998c). Bij zulke activiteiten spelen ook kleinschalige houtige begroeiingen een rol.

¹⁹ Deze activiteit is genoemd naar de Opzomerstraat waar deze voor het eerst is georganiseerd.

3 PROBLEEMSTELLING EN METHODE

3.1 Probleemstelling

Zoals in het vorige hoofdstuk is beschreven, kunnen houtige begroeiingen een belangrijke rol spelen in het stedelijk ecosysteem. Bij het ontwerp van de meeste begroeiingen is daar in het algemeen onvoldoende rekening mee gehouden. De doelstelling van dit proefschrift is: op grond van onderzoek richtlijnen en ontwerpprincipes geven die kunnen bijdragen aan de methoden voor het ontwerp van houtige begroeiingen. Hierbij ligt het accent op kruidachtige begroeiingen en op wilde bijen die daarin voorkomen.

Kruidachtige begroeiingen maken duidelijk wat de invloed is van ecologisch groenbeheer op houtige begroeiingen. Veel minder zichtbaar zijn de faunistische elementen die daarop reageren. In dit onderzoek is nagegaan wat de invloed is van ecologisch groenbeheer op wilde bijen. Wilde bijen vormen een goede indicator voor ecologische kwaliteit van houtige begroeiingen in de stedelijke omgeving. Bijen zijn volledig afhankelijk van stuifmeel en nectar. Waar bloemen ontbreken, ontbreken de bijen en, waar veel bijen zijn, zijn doorgaans veel bloemen aanwezig. Bloemen zijn van invloed op de esthetische kwaliteit van de woon- en werkomgeving van mensen: meestal ten gunste van hun welzijn. Deze betekenissen kunnen worden geïntegreerd in houtige begroeiingen. In deze context zijn de volgende vragen van belang:

- a. Stadsecologische processen impliceren natuurlijke processen. Houtige begroeiingen worden vrijwel altijd integraal aangeplant. Omdat natuurontwikkeling hier centraal staat, is de eerste vraag of (volledig) aanplanten steeds noodzakelijk is. Hoe kan de ontwerper inspelen op spontane ontwikkeling van houtige begroeiingen? (hoofdstuk 4)
- b. Als men moet aanplanten, is het de vraag welke type houtige begroeiingen men beoogt. Bij houtige begroeiingen horen bepaalde beelden, structuren en een maatvoering. De typologie die hierop betrekking heeft, is allesbehalve eensluidend. Ecologische functies vragen om ecologisch beheer. Omdat ecologisch groenbeheer achter de tekentafel van de planoloog en de ontwerper begint, is het van belang om meer duidelijkheid te scheppen in structuur en maatvoering van verschillende begroeiingen. Een goed hanteerbare typologie kan daaraan bijdragen. Is er voor de praktijk van ontwerpers en beheerders een typologie te geven van beeldaspecten voor de houtige en kruidachtige begroeiing? (hoofdstuk 5)
- c. Wat betekent ecologisch groenbeheer voor de ontwikkeling van de kruidachtige soorten in en om houtige begroeiingen? In de periode voor 1980 waren houtige begroeiingen in het stedelijke gebied in het algemeen arm aan natuurlijke elementen. De laatste vijftien jaar zijn veel gemeenten min of meer overgeschakeld op ecologisch groenbeheer. Met uitzondering van incidentele waarnemingen en publicaties is er weinig bekend over de natuurwaarde die beheer in houtige

begroeiingen heeft opgeleverd. Welke soorten komen er voor, welke horizontale en verticale begroeiingsstructuren vormen ze en wat betekent dat voor het ontwerp? (hoofdstuk 6)

- d. In tientallen gemeenten is het beeld van de houtige begroeiingen volledig veranderd en is er sprake van een duidelijke kruidlaag en kruidenrijke randen. Wat is de meerwaarde van deze kruidachtige begroeiing voor de bloembezoekende insecten, met name voor de ontwikkeling van wilde bijen. (hoofdstuk 7) Welke bijdrage kunnen ontwerpers leveren aan het bevorderen van dit faunistische aspect? (hoofdstuk 8)

3.2 Methode

In 1980 waren er nog maar enkele gemeenten bezig met ecologisch groenbeheer. Een onderzoek als dit zou toen onmogelijk zijn geweest. Zelfs eind jaren tachtig was het aantal gemeenten dat zich met deze vorm van groenbeheer bezighield, nog zeer beperkt. Van enige doorbraak was pas na 1990 sprake, maar dat betrof nog meer de grazige begroeiingen dan de houtige begroeiingen. Slechts enkele gemeenten konden bogen op een ervaring van meer dan tien jaar. Voor houtige begroeiingen is zo'n tijd bijna te verwaarlozen. Toch ligt er ook bij gemeenten die korter met ecologisch beheer van deze begroeiingen bezig zijn geweest, een schat aan ervaringen. Ze kunnen worden beschouwd als experimenten van vijf tot tien jaar oud. Omdat onderzoekcentra daar zelf niet aan toekomen, zijn deze 'experimenten' voorlopig de enige bron waar kennis van de praktijk gewonnen kan worden.

In totaal zijn in ca. 40 plaatsen in Nederland houtige begroeiingen nader onderzocht waar ervaringen zijn opgedaan met groenbeheer op ecologische grondslag (in het vervolg ook 'ecologische beheer' genoemd). In totaal zijn ten behoeve van de structuur en het beheer van de begroeiing ruim 200 proefvlakken op het voorkomen van kruidachtige soorten onderzocht (Koster 1998a).

Bij de keuze van de proefvlakken zijn een aantal criteria gebruikt. De houtige begroeiing moet:

- a. op een ecologisch verantwoorde wijze worden beheerd (zie 1.1);
- b. min of meer aaneengesloten zijn; dus geen solitaire bomen, struiken, lanen, boomgroepen en boomweiden;
- c.* minimaal 2 m hoog zijn;
- d.* in hoofdzaak bestaan uit inheemse bomen en struiken;
- e. ten minste in het voorjaar een kruidachtige onderbegroeiing hebben; de soorten mogen zijn geïntroduceerd, maar moeten zich verder op eigen kracht hebben ontwikkeld;
- f. natuurwaarde en biodiversiteit bevorderen;
- g. bijdragen aan de esthetische en ecologische kwaliteit van de woon- en werkomgeving;
- h. tegen redelijke kosten te beheren zijn;

j. in principe jonger zijn dan 50 jaar; voor sommige heemtuinen is een uitzondering gemaakt.

* geen criterium in Vredenburg

De proefvlakken werden in principe volgens de methode Braun-Blanquet geanalyseerd; de opnamen in Arnhem (Vredenburg) volgens de Tansley-methode. Voor details wordt verwezen naar het onderzoeksrapport (Koster 1998a). In Arnhem ging het om het voorkomen van kruiden na het stoppen van de chemische onkruidbestrijding in betrekkelijk smalle plantvakken. Deze begroeiingen waren wegens heterogeniteit minder geschikt voor de methode Braun-Blanquet. Bij de andere proefvlakken waar het om het vastleggen van de totale structuur ging en waar homogene proefvlakken beter konden worden uitgezet, kon de methode Braun-Blanquet beter worden toegepast. De meeste proefvlakken echter weken onderling zoveel van elkaar af dat ze wetenschappelijk moeilijk met elkaar te vergelijken waren. Een statistische bewerking is daarom niet uitgevoerd. Dit geldt ook voor het voorkomen van bijen.²⁰ Dit proefschrift beperkt zich tot een kwalitatieve analyse; het kan echter wel worden gezien als een aanzet tot een kwantitatief vervolgonderzoek dat zich leent voor statistische bewerking.

Aanleg en beheer

Aan de hand van interviews zijn gegevens verzameld over aanleg en beheer, gewoonlijk in combinatie met excursies naar de desbetreffende plantsoenen. De conceptverslagen zijn aan de beheerders voor commentaar toegestuurd en soms nog een keer doorgesproken; dit geldt ook voor de evaluatie (Koster 1998a). De resultaten hiervan zijn verwerkt in een handleiding voor het groenbeheer (Koster 2001c).

Maatvoering

Belangrijk in dit onderzoek is de vraag hoeveel ruimte een bepaalde houtige begroeiing nodig heeft. Uit de proefvlakken is dat niet met zekerheid af te leiden. Hoe frequenter het beheer, des te kleiner of smaller een houtige begroeiing kan zijn. In extreme vorm zijn dat smalle scheerheggen. Gelet op de onderlinge afstanden tussen bomen en struiken in de proefvlakken kan men stellen dat vooral struiken nauwelijks zijn uitgegroeid; de maat van deze struiken zegt dan weinig over de gewenste of noodzakelijke maatvoering. Om toch een redelijke indicatie te geven zijn in het hele land min of meer volgroeide struiken en enkele landschappelijke houtige begroeiingen gemeten; de breedte werd meestal gemeten met een metalen meetlint met een bereik tot 15 m; de hoogte werd meestal geschat. Van enkele tientallen locaties was de leeftijd van de begroeiing met zekerheid bekend. (Koster 1998a: tabel 9).

²⁰ Het gaat hier om vele factoren die variëren: bodem, ligging van het proefvlak in de stad, invloed van het beheer in het verleden, invloed van het huidige beheer, introductie van soorten, soortensamenstelling van de begroeiingen, maatvoering, begroeiingstype, storingsfactoren, leeftijd van de begroeiing, etc. Bij de aanvang van het onderzoek waren er nog zeer weinig begroeiingen die voor dit onderzoek in aanmerking kwamen. De laatste jaren is dat aanzienlijk toegenomen zodat een kwantitatief onderzoek binnen bereik komt.

Spontane begroeiing

Om te kunnen ingaan op de vraag of aanplanten steeds noodzakelijk is, zijn op ruim honderd plaatsen spontane begroeiingen van houtige soorten geïnventariseerd. Ook hier was in sommige gevallen de leeftijd van de begroeiingen te achterhalen. Aangezien het slechts om een indicatie gaat, zijn de opnamen summier en meestal beperkt tot een inventarisatie van de soorten. Vrijwel alle locaties zijn op diabeelden vastgelegd.

Methode onderzoek naar het voorkomen van wilde bijen

Voor de methode van dit onderzoek wordt verwezen naar 7.3.

Nomenclatuur

Voor Nederlandse en wetenschappelijke namen in dit proefschrift is gebruikgemaakt van de volgende bronnen:

- Bijen: Peeters et al. 1999.
- Paddestoelen: Gerhardt 1997.
- Planten: Van der Meijden et al. 1996; Heimans et al. 1983 en Boom et al. 2000.
- Plantengemeenschappen: Stortelder et al. 1999.
- Reptielen: Bergmans & Zuiderwijk 1986.
- Vissen: Nijssen & De Groot 1987.
- Vlinders: Wynhoff, Van Swaay & Van der Made 1999.
- Vogels: Commissie voor de Nederlandse Avifauna 1970.
- Zoogdieren: Broekhuizen et al. 1992.

In de tekst worden voor alle soorten planten en bijen de Nederlandse namen gebruikt; in de tabellen en bijlagen staan de Nederlandse en wetenschappelijke namen naast elkaar voorzover de ruimte dat toelaat. Voor de namen van de overige dieren wordt per hoofdstuk, bij de eerste vermelding, na de Nederlandse naam de wetenschappelijke naam genoemd. Voor de auteursnaam van de soorten inclusief het jaartal - voorzover de gevolgde auteurs dat opgeven - wordt verwezen naar bijlage 13; voor de bijen naar bijlage 8.

4 SPONTANE HOUTIGE BEGROEIINGEN

4.1 Inleiding

Houtige begroeiingen in het stedelijk gebied die volgens ecologische inzichten zijn beheerd en in de toekomst worden aangelegd, zijn het thema van dit proefschrift. Op basis van onderzoek én ervaring worden richtlijnen gegeven voor het ontwerp.

Houtige begroeiingen worden gewoonlijk, als vanzelfsprekend, aangelegd. Dat wil zeggen, de bodem wordt meestal bewerkt (omgewoeld, gespit, geploegd of gefreesd) om er volgens een bepaald beplantingsplan of ontwerp bomen en struiken aan te planten. Indien op zo'n plek in meer of mindere mate natuurontwikkeling wordt beoogd, is het de vraag of het groen altijd tot in de details moet worden ontworpen en of bodembewerking en aanplanten van houtige gewassen steeds noodzakelijk zijn. Als het om natuurontwikkeling gaat, is het de eerste vraag die men zich moet stellen. Het antwoord hangt sterk af van de andere doelstellingen en functies die men met de begroeiing beoogt. In dit hoofdstuk zal aan de hand van een groot aantal voorbeelden aannemelijk worden gemaakt dat aanplanten niet altijd noodzakelijk is en dat men afhankelijk van de maatschappelijke context eventueel kan volstaan met gedeeltelijk aanplanten. Er blijft dan meer ruimte over voor een natuurlijke ontwikkeling (zie ook Van Heusden et al. 1994).

In bijlage 1 staan veel situaties vermeld waar houtige begroeiingen spontaan zijn ontstaan. Vrijwel al deze situaties zijn fotografisch vastgelegd. Er wordt nogal eens beweerd dat spontane houtige begroeiingen weinig kans van slagen hebben omdat zaadbronnen ontbreken. Uit de praktijk en uit literatuuronderzoek blijkt dit echter niet (Gilbert 1989; Goode & Smart 1986; Greater London Council 1984, [1986], 1987; Henke & Sukopp 1986; Kowrik 1990; Nicholson-Lord 1987; Sukopp et al. 1984). Waarschijnlijk spelen vogels een belangrijke rol bij de verspreiding van zaden in de stedelijke omgeving (4.4).

Plekken waar houtige begroeiingen zijn gepland, worden meestal automatisch en integraal beplant, maar het is de vraag of dat altijd noodzakelijk is. Het aanplanten wordt bepaald door de functie van de plek en de tijd waarin deze functie moet worden gerealiseerd. Veel begroeiingen die bijvoorbeeld voor verkeersafscheidings-, windkeringen-, sierbeplanting en houtproductie worden aangelegd, moeten in zo kort mogelijke tijd deze functies kunnen vervullen. Men kan dan bijna niet aan aanplanten ontkomen. Er komen in het stedelijk gebied echter ook plekken voor waar natuurontwikkeling een belangrijke rol speelt of moet gaan spelen of waar een snelle realisering van een houtige begroeiing geen noodzaak is. Bijvoorbeeld in recreatieterreinen, op plekken waar natuurontwikkeling of waterbuffering is gepland of langs lintvormige elementen. In al die gevallen is het te overwegen om deze plekken door de natuur zelf te laten invullen.

De vraag is nu of er zich op die plekken een houtige begroeiing zal gaan ontwikkelen. Dat is nooit met zekerheid vast te stellen. Als men iets aan de natuur overlaat, moet men maar afwachten wat ervan terechtkomt. Er zijn echter veel aanwijzingen dat op de meeste plaatsen die min of meer met rust worden gelaten, houtige soorten gaan groeien. Onder normale abiotische omstandigheden zullen op vrijwel alle plekken in Nederland houtige soorten vanzelf opslaan. Pal langs de kust, in de buitenste duinenrij, groeien geen of nauwelijks houtige soorten. Dit geldt ook voor het zoutwatergebied, voor de open plekken in onze grootste zandverstuivingen en sommige nog niet verdroogde gedeelten van onze hoogvenen (Van der Werf 1991). Buiten deze gebieden ontwikkelen zich vroeg of laat houtige soorten, als ze maar voldoende met rust worden gelaten en de begrazingsdruk van allerlei zoogdieren niet te sterk is. Dit bleek bijvoorbeeld uit een bezoek aan Oost-Berlijn in 1962: overal op en tussen de puinhopen en allerlei gehavende en vervallen bouwwerken groeiden bomen en struiken (zie ook Sukopp et al. 1979: figuur 5.8).

4.1.1 Houtige soorten in stenige milieus

Op kleine schaal kunnen we zulke fenomenen ook in de Nederlandse steden waarnemen: een Berk of Vlier die in een dakgoot groeit of een Vlinderstruik die 6 m boven de grond in een spleet van een muur of uit een raamkozijn groeit. Minder extreme situaties komen voor op oude ruïnes die niet zijn gerestaureerd. Daar zijn vaak plekken te vinden die sterk zijn verweerd en een goed contact hebben met het grondwater waardoor de stenen altijd iets vochtig zijn. Verder zijn hier meestal plekken waar een mengsel aanwezig is van verweerde steen, stof, vuil en grond. De meeste ruïnes zouden sterk begroeid raken als ze niet zouden worden gerestaureerd of geconsolideerd. In de Europese bergen zien we eveneens dat in - voor Nederlandse begrippen extreme - stenige situaties bossen en struwelen kunnen groeien.

De meest voorkomende stenige milieus in Nederland waar houtige soorten een redelijke kans van slagen hebben, zijn verhardingen die bestaan uit losse klinkers, kinderhoofdjes en tegels. Bij een inventarisatie in 1988-1989 in Veenendaal werden de volgende soorten genoteerd: Gewone esdoorn, Zwarte els, Goudenregen, Azijnboom, Ruwe berk, Cotoneaster horizontalis, Robinia, Boswilg en Gewone vlier, Vijg. In Arnhem vond Van Dort (1990) tijdens een wandeling van ca. vier uur de volgende houtige soorten: Appel, Balsempopulier, Bosrank, Boswilg, Es, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Goudenregen, Hollandse iep, Hollandse linde, Japanse appel (*Choanomeles japonica*), Mahonie, Noorse esdoorn, Robinia, Ruwe berk, Spaanse aak, *Taxus*, Zoetekers en Zomereik. De soorten die zowel in Veenendaal als Arnhem werden aangetroffen, waren nog in een jong stadium. Op plekken die lange tijd met rust worden gelaten, kunnen deze houtige soorten behoorlijk uitgroeien en zelfs tot wasdom komen. Op plekken op verhardingen die volledig aan hun lot zijn overgelaten, kan op den duur zelfs een compleet bosje ontstaan. In Nederland zie we dit onder meer op verlaten loswallen van de Nederlandse Spoorwegen, zoals op het spoorwegemplacement

van Oldenzaal dat volledig met houtige soorten was overgroeid. De bodem zag er als een bosbodem uit. Er waren plekken met mos, blad en grassen, plekken met min of meer zwarte grond, korstmossen en diverse paddestoelen. De dikte van de losse grond bedroeg slechts enkele centimeters. Daaronder was het geplaveid met kinderhoofdjes. Aan de hand van de beelden die in de periode 1980-1994 op de meeste spoorwegemplacements waren te zien, is dat eenvoudig te verklaren. In vrijwel alle voegen van verhardingen kunnen houtige soorten voorkomen. Ondanks het feit dat er vaak niet meer dan 1-3 cm ruimte is voor de wortelhals kunnen stammen wel 10 cm dik worden. Dus voor het geval er ogenschijnlijk niets aan het milieu verandert, kunnen veel houtige soorten het tien tot twintig jaar uithouden. Maar er gebeurt duidelijk wel wat: mieren, graafwespen en graafbijen graven nesten tussen het plaveisel en brengen daardoor grond (=zand) omhoog. Dit gebeurt vrijwel zonder uitzondering op alle stenige plekken van spoorwegterreinen. Verder ontstaat er humus van het afgefallen blad van houtige soorten en afgestorven kruidachtige planten. Deze biologische processen maken het milieu geschikt voor houtige soorten. Ze kunnen daardoor beter ontkiemen en hebben meer ruimte voor hun wortels. Daarnaast zijn er voorbeelden waarin bomen en struiken een soort koevoetwerking hebben: ze tillen met hun wortels de stenen op of zien zelfs kans muren te splijten, waardoor ze de weg vrij maken voor 'bosvorming'. Dit zijn geen extreme situaties, maar wel een nationaal probleem op fietspaden, wandelpaden en wegen. Stenen die volledig los komen te liggen en asfaltpaden die worden opengescheurd door boomwortels, zijn alledaagse verschijnselen in ons land (Meyboom & Kopinga 1995).

Als er in extreme situaties al houtige soorten kunnen groeien, wat zou er dan allemaal mogelijk kunnen zijn in minder extreme situaties, dus op ongeplaveide, zachte, minerale en venige bodems. Daar gaat de rest van dit hoofdstuk over. Overal waar de bodem onverhard is, niet sterk wordt begraaasd en niet te lang onder water staat, kunnen houtige soorten spontaan groeien.

4.2 Indeling van de voornaamste terreintypen

4.2.1 Inleiding

In het onderstaande overzicht staan de terreintypen genoemd die zijn geïnventariseerd op houtige opslag. Deze inventarisatie is alleen verricht om aannemelijk te kunnen maken dat in veel, wellicht de meeste situaties houtige begroeiingen door natuurlijke processen vanzelf ontstaan. Daarnaast zijn er ook gegevens verzameld van opslag van houtige soorten in bestaande begroeiingen (4.2.9: tabel 1-2). Wat hierbij opvalt is dat er ook exoten voorkomen, vooral op ruderaal terreinen in de stedelijke omgeving: Witte kornoelje, Vlinderstruik, Bergroos, Cotoneaster, Hanenspoormeidoorn en Meelbes. Op spoorwegemplacements komen deze soorten en tientallen andere regelmatig voor (Koster 1987), maar tot nu toe zijn deze in het algemeen niet aspectbe-

palend op ruderaal terreinen. Er is slechts een voorbeeld van een emplacement dat grotendeels met Vlinderstruik is overgroeid. In Berlijn zijn er emplacementgedeelten die grotendeels met Hemelboom zijn begroeid. Deze soort wordt ook steeds meer in Nederland waargenomen en de kans is niet uitgesloten dat hij in de voetsporen treedt van Robinia, oorspronkelijk een exoot die sinds jaar en dag in Nederland is ingeburgerd. In ieder geval moeten we er rekening mee houden dat in het verstedelijkte gebied exoten, die talrijk in tuinen en parken zijn aangeplant, nakomelingen zullen hebben in begroeiingen die zich spontaan ontwikkelen of zijn aangelegd en extensief worden beheerd. Voor een deel is dat al het geval (Koster 1998). Voor een uitvoerige studie over uitheemse houtige soorten wordt verwezen naar Henke & Sukopp 1986, Kowarik 1982-1993, Kronenberg & Kowarik 1989, Meyer 1935, Sachse 1989, Sachse et al. 1990.

De bezochte terreinen zijn in een aantal categorieën ingedeeld:

- Natuurterreinen en -reservaten: natuurontwikkelingsgebieden in de uiterwaarden, hei en andere oude cultuurlandschappen
- Bermen en greppels: kanaalbermen, wegbermen, spoorbermen en -greppels
- Spoorwegemplacements: oude geplaveide loswallen en spoorwegemplacements buiten gebruik
- Industriële terreinen: verlaten industrieterreinen, mijnsteenbergen en zandafgravingen
- Braakliggende terreinen: opgespoten terreinen en open terreinen ontstaan na sloop van panden
- Cultuurhistorische plaatsen: begraafplaatsen en vestingwerken
- Natte terreinen: natuurtechnische ontgravingen, vennen, poelen in de stad, waterkanten, greppels en oevers
- Beplantingen: boomweiden en reeds beplante plantvakken (tabel 1-2)
- Gesloten grasland: natuurterreinen en parken.

4.2.2 Natuurterreinen en -reservaten

In natuurterreinen (oude cultuurlandschappen) is de opslag van houtige soorten het duidelijkst; daar vormt het vaak een groot en een jaarlijks terugkerend probleem. Zonder ingrijpen van de mens ontwikkelen de meeste natuurterreinen zich tot bos en struweel. Om dit voorkomen moeten ze worden gemaaid of begraaasd of moet houtige opslag met de hand worden uitgestoken. Op hei die een aantal jaren met rust wordt gelaten, slaan al vrij snel Ruwe berk en Grove den op; op natte terreinen is dat Zwarte els, Wilg of Zachte berk en in de Zuid-Limburgse kalkgraslanden zijn dat de doornstruwelen (Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1979; Schamineé et al. 1995-1999; Stortelder et al. 1999; Westhoff et al. 1970-1973; Westhoff & Den Held 1975). Als illustratie zijn enige voorbeelden in bijlage 1 opgenomen, maar dit verschijnsel komt zo algemeen voor, dat gevallen waar dat niet gebeurt uitzonderingen zijn. Vandaar dat

in nieuwe natuurgebieden langs de grote rivieren al direct grote grazers worden ingezet en in andere natuurgebieden in toenemende mate verschillende soorten grazers te vinden zijn, zelfs in stadsparken en recreatieterreinen.

Zonder beheermaatregelen is de kans groot dat de meeste natuurterreinen dichtgroeien met bos. Via begrazing kunnen terreinen afhankelijk van de begrazingsdruk in meer of mindere mate worden opgehouden en bosuitbreiding of bosverjonging worden tegengegaan (Hermy (red.) 1989; Van der Lans & Poortinga 1986; Londo 1991, 1997; Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1979; Thalen 1984, 1987; Vera 1997; Van Wieren & Borgesius 1988). Dat dichtgroeien met houtige soorten geldt ook voor de terreinen buiten de natuurreservaten, alleen ontbreken daar meestal grazers, behalve konijnen.

4.2.3 Bermen en greppels

Het meest sprekende voorbeeld van spontane houtige begroeiingen in bermen is te zien langs Nederlandse spoorwegen. Door te maaien, en tot ca. 1985-1987 door te branden, gaat en ging men de opslag van houtige soorten op veel plaatsen tegen. Op veel plekken waar de veiligheid van treinverkeer, wegverkeer en onderhoudspersoneel niet in het geding is, mogen houtige begroeiingen zich ontwikkelen. Dit heeft geleid tot lintbegroeiingen die qua soortensamenstelling, structuurvariatie en biologische waarden, in ieder geval in de jaren 1980-1990, de concurrentie met andere lijnvormige begroeiingen in beschermde landschappen goed konden doorstaan. Koster (1991b) geeft een beknopt overzicht van de voornaamste houtige vegetatietypen. De voornaamste worden hier samengevat:

- Klasse der sporken-wilgenbroekstruwelen: in hoofdzaak in het oostelijke gedeelte van het land.
- Klasse der elzenbossen: in hoofdzaak in het oostelijke gedeelte van het land.
- Eiken-klasse: in hoofdzaak in het oostelijke gedeelte van het land.
- Ruderale bremstruwelen: in hoofdzaak in het zuidelijke gedeelte van het land.
- Klasse der eurosiberische doornstruwelen: in hoofdzaak in Zuid-Limburg en het rivierengebied.
- Eiken-Beukenklasse: in Zuid-Limburg en het oostelijke gedeelte van het land.

Minimaal gaat het om bermgedeelten van 100 m lengte, gewoonlijk gaat (ging) het om enkele kilometers aaneengesloten begroeiing. Voor de locaties waar deze volledig zijn aangetroffen, wordt verwezen naar de verspreidingskaartjes (Koster 1991b). Voor een soortgelijk onderzoek in Engeland wordt verwezen naar Sargent 1984. Langs verschillende kanalen in Nederland is een gelijke ontwikkeling waar te nemen. Onder meer langs het Wilheminkanaal (N-Br), Eindhovens Kanaal (N-Br), Beatrixkanaal (N-Br), Oranjekanaal (Dr), Kanaal van Almelo naar Nordhorn (Ov) en in mindere mate langs het Apeldoorns Kanaal.

In wegbermen komt verhoudingsgewijs de minste spontane houtige opslag voor omdat de meeste bermen integraal worden gemaaid. Op plekken waar dat niet het geval is, slaan houtige soorten op (Vissers & Verhoek 1987), vooral op zandige bodems. Onder meer in de berm van de N 33 Gieten-Assen (bijlage 1). Een uitzondering is dit niet zoals uit een uitvoerig bermonderzoek blijkt, dat in de jaren tachtig in Nederland is verricht: 'In een groot aantal bermen vindt voortdurend opslag plaats van houtige plantesoorten (fanerofyten). Deze worden door het regelmatige maaibeheer elk jaar weer onderdrukt en wijzen erop dat na staken van het beheer een snelle successie naar struweel of bos kan plaatsvinden.' (Šýkora et al. 1993). Ongeveer de helft van de Nederlandse houtige soorten is in wegbermen aangetroffen. Langs wegen waar plasbermen zijn aangelegd, ontwikkelt zich vrij snel houtopslag (mededeling H. Heemsbergen).

Greppels vormen een ideaal milieu voor soorten van vochtige tot natte bodems. Het zijn plekken waar zich kilometerslange begroeiingen van wilgenbroekstruwelen kunnen ontwikkelen. Vooral op de vochtige en natte zandgronden kunnen bijna alle houtige soorten van vochtige tot natte bodems vaak langs één lijngedeelte voorkomen. Waar greppels aanwezig zijn, komen vaak twee begroeiingstypen naast elkaar voor. In de berm zelf groeien soorten van de droge bodem zoals Zomereik en Ruwe berk, in de greppel zijn het meestal wilgen. Deze worden gewoonlijk begeleid door verschillende struiksoorten. Onder en tussen de houtige begroeiingen die spontaan langs het spoor zijn ontstaan, groeien vaak varens zoals Koningsvaren, Dubbelloof, Brede stekelvaren, Smalle stekelvaren, Wijfjesvaren, Kamvaren; op zonnige plekken komen bloemrijke begroeiingen voor met soorten van onder meer het Moerasspirea- en het Marjoleinverbond.

4.2.4 Spoorwegemplacementsen

Op spoorwegemplacementsen slaan houtige soorten vrijwel zonder uitzondering overal op. Waar geen onkruidbestrijding plaatsvindt, ontwikkelen zich gesloten bosjes. Hierboven is al verwezen naar de begroeiing die op loswallen kan voorkomen. De meeste loswallen die in de periode 1980-1990 buiten gebruik waren en waar niet werd gespoten met chemische onkruidbestrijdingsmiddelen, hadden meestal wel enige houtopslag. Slechts enkele daarvan die twintig tot dertig jaar niet meer zijn gebruikt en volledig met rust zijn gelaten, zijn tot bosjes getransformeerd (Oldenzaal, Apeldoorn, Simpelveld en Kerkrade-West).

Verlaten spoorwegemplacementsen werden eveneens vaak tientallen jaren met chemische onkruidbestrijdingsmiddelen bespoten. Toen deze methode werd gestaakt, zijn er geleidelijk bos- en struweelachtige begroeiingen ontstaan, onder meer bij Eibergen, Simpelveld, Kerkrade-West, Nuth, Susteren, Waalwijk, Elst, Tienraij, Eijsden, Maas-tricht-Boschpoort, Stavoren en Valkenswaard. Er zijn ook situaties waarbij na aanleg overhoeken spontaan mochten begroeien. Een voorbeeld hiervan is te zien op het

emplacement van Onnen (Gr) waar in de jaren tachtig in de spontaan ontwikkelde singels massaal jonge planten van Koningsvaren te vinden waren. Het bekendste en meest onderzochte voorbeeld is te zien in de Spoorwegdriehoek bij de Diergaarde Blijdorp dat met zand is aangelegd afkomstig van de Utrechtse Heuvelrug. Er is aangetoond dat dit terrein een hoge natuurwaarde heeft (Buizer 1982; Koster 1991b; Molin 1982; Pfaff 1982; Van Vondel 1982; Van der Werf 1982a,b), maar dit geldt voor veel meer verlaten spoorwegemplacements die in sommige gevallen ook als park worden gebruikt. Het beste voorbeeld hiervan is te vinden in Kerkrade-West.

Verlaten spoorwegterreinen ontwikkelen zich vaak tot een bolwerk voor de natuur in de stad. Een van de tientallen voorbeelden daarvan is emplacement Kerkrade-West. Dit emplacement is in de jaren zestig met het sluiten van de kolenmijnen gedeeltelijk buiten gebruik geraakt. Sindsdien heeft zich daar een zeer interessante en diverse natuur ontwikkeld. Tientallen zeldzame soorten zijn hier waargenomen, onder meer Rietorchis, Stalkaars, Rapunzelklokje, Wilde marjolein en Klein wintergroen.

Het bos aan de zuidzijde van het emplacement is in ca. vijftien jaar ontstaan. Aanvankelijk groeiden er alleen berken die de eerste paar jaar massaal bij elkaar stonden. Door natuurlijke selectie zijn de berken sterk gedund. Verder hebben andere soorten bomen en struiken zich kunnen ontwikkelen en is er een bosachtige begroeiing ontstaan, die het meeste gemeen heeft met een bossingel. De volgende bomen en struiken zijn genoteerd: Amerikaanse eik, Appel, Boswilg, Eenstijlige meidoorn, Es, Gewone esdoorn, Grauwe wilg, Grauwe abeel, Robinia, Ruwe berk, Wilde lijsterbes, Zomereik. De aanblik van het totale terrein wekt in het zomerseizoen meer associaties met een natuurreservaat dan met een spoorwegterrein dat vrijwel midden in het stadscentrum is gelegen. Informeel wordt het terrein extensief door omwonenden gebruikt. Met minimale kosten zou dit terrein tot een meer multifunctioneel en kwalitatief hoogwaardig natuurpark kunnen worden omgevormd. De paden en de open plekken zijn er al. Voor de natuur is het beter als al deze spoorwegemplacements ontoegankelijk zijn. Wij kunnen ons evenwel afvragen of zulke terreinen onder bepaalde voorwaarden geen openbaar karakter kunnen krijgen. Clandestien zijn ze dat allang. Terreinen met zoveel betekenis zouden toch minstens een bijdrage moeten kunnen leveren aan de kwaliteit van de naaste woonomgeving. Voor de natuur is er een risico aan verbonden, maar aan de andere kant worden door zulke terreinen de ogen geopend en worden bewoners zich bewust van de natuurlijke rijkdom in hun woonplaats. Uiteindelijk is dat toch het draagvlak voor het voortbestaan van zulke terreinen op lange termijn. Het publiek mag hier niet komen omdat de natuur wordt bedreigd, maar als een projectontwikkelaar brood ziet in zo'n terrein, is alle natuur in een klap verdwenen. Als bewoners dan van niets weten, is zo'n liquidatie in het algemeen een geruisloos proces (Koster 1994). Op emplacements in het buitenland is sprake van een soortgelijke ontwikkeling (Asmus 1980; Kowarik 1986; Muller & Waldert 1981; Rebele 1988).

4.2.5 Industriële terreinen

Onder industriële terreinen worden hier terreinen verstaan die ten behoeve van de industrie worden geëxploiteerd. Hierbij zijn ook ontgrondingen inbegrepen die voor zand-, grind- en kleiwinning zijn ontstaan. Industriële terreinen die geheel of gedeeltelijk braak liggen, vormen vaak een goede voedingsbodem voor houtige soorten. Veel terreinen die ten gevolge van de zand-, grind- en kleiwinning zijn ontstaan, ontwikkelen zich in Nederland snel tot bos; in ieder geval alle droge en natte plekken die niet te diep zijn of af en toe droogvallen. In het hele rivierengebied zijn daar voorbeelden van te zien. In zandafgravingen is spontane bosvorming onder meer te zien in de gemeente Rhenen (Grebbeberg en Kwintelooyen), Maarn (Zanderij NS) en de Goudsberg bij Lunteren. Op de droge gedeelten slaan er meestal berken op, op de natte delen wilgen. In de loop der jaren worden daar andere soorten aan toegevoegd, zoals Zomereik, Zwarte els, Ratel populier en Robinia. Van Leeuwen (1958) heeft al eerder op de processen van bosvorming in ontgrondingen gewezen. Ook in het buitenland is er veel aandacht voor spontane begroeiingen in afgravingen en terreinen voor delfstofwinning. In de meeste gevallen is vroeg of laat sprake van bos- en struweelontwikkeling (Bauer 1970; Bauer & Prautzsch 1973; Bornkamm & Hennig 1982; Davis 1979; Dingethal et al. 1985; Hepburn 1942; Richter 1966; Usher 1978) maar in sommige gevallen kan dit langzaam gaan (Bradshaw 1983).

Een wellicht extreem milieu wordt gevormd door de mijnsteenbergen die op nog enkele plaatsen in het grensgebied van Zuid-Limburg en Duitsland voorkomen. Zowel aan de basis als op de top van deze bergen zijn bosachtige begroeiingen met Ruwe berk aanwezig. Voor andere soorten is dit milieu wellicht nog te extreem. Ondanks dit milieu kunnen deze berken hier wel 10 m hoog worden.

Verlaten fabrieksterreinen vormen weliswaar een tamelijk extreem milieu, maar zijn wat de houtige begroeiingen betreft vaak meer gevarieerd. In het verleden waren daar in het hele land voorbeelden van te zien zoals fabrieksterreinen in Enschede, de voormalige scheepswerf Gusto in Schiedam en verlaten wolspinnerijen in Veenendaal. Actueel is het fabriekscampus Emscher Park in het Duitse Ruhrgebied, dat tegenwoordig als park in gebruik is. Er is hier sprake van een volledige integratie tussen natuur en industriële bouwwerken. Slechts van een Nederlands fabrieksterrein is de houtige begroeiing volledig geïnventariseerd: een klein verlaten terrein van enkele ha dat pal tegen het oude stadscentrum van Zwolle lag en waar 19 soorten bomen en struiken werden waargenomen (bijlage 1).

4.2.6 Braakliggende en opgespoten terreinen

Bij braakliggende terreinen in de stad gaat het vaak om terreinen die een aantal jaren volledig met rust worden gelaten en waar voorheen gebouwen aanwezig waren. Door de aanwezigheid van een minerale ondergrond slaan er meestal vrij snel houtige soorten op. Op droge gronden vaak berken, op vochtige bodems wilgen, begeleid door

soorten als Gewone esdoorn, Spaanse aak, Buddleja, Boswilg en Robinia. Dit zijn beelden die in vrijwel alle steden, maar in steeds mindere mate kunnen worden waargenomen. Nog niet zo lang geleden konden zulke terreinen lang braak liggen. Tegenwoordig is de tijd tussen afbraak en opbouw zo kort dat houtige soorten nauwelijks nog een kans krijgen om zelfs maar te ontkiemen.

Het Griftpark in Utrecht was mede door de bodemverontreiniging een van de bekendste voorbeelden. Waarschijnlijk waren er ook soorten aangeplant of nog aanwezig uit de periode voor de sloop, maar overal op het terrein waren jonge bomen en struiken aanwezig die zich spontaan hadden gevestigd. Gates (1952) laat zien dat voormalig bebouwde terreintjes van het biologisch station van de universiteit van Michigan in twintig jaar tijd in bosschages veranderden.

Opgespoten terreinen zijn in Nederland in alle maten en soorten aanwezig. Een terrein van enkele hectaren is te vinden aan de rand van Veenendaal. In 1982 werd het voor een nieuw recreatieterrein integraal met enkele decimeters zand opgehoogd afkomstig uit een naastgelegen winplaats, die thans als surfmeer wordt gebruikt en omgeven is met een groene parkstrook. Een aantal jaren lag het opgespoten terrein volledig braak. Daarna begon de vegetatie zich te ontwikkelen; na een kleine vijftien jaar is een gedeelte begroeid met Ruwe berk en Grove den. Daarnaast komen er de volgende houtige soorten voor: Amerikaans krentenboompje, Amerikaanse vogelkers, Boswilg, Braam, Brem, Es, Gele kornoelje, Georde wilg, Grauwe wilg, Hazelaar, Hondsproos, Katwilg, Schierwilg, Viltroos, Wilde lijsterbes, Witte kornoelje, Zoete kers, Zwarte els. Op de grazige plaatsen groeien Blauwe zegge, Echte koekoeksbloem, Melkviooltje, Poelruit; verder veel planten van de drogere zandgronden. Op verschillende plekken begint zich struikheide te ontwikkelen. Ondanks het relatief korte bestaan van dit terrein zijn er veel soorten paddestoelen aanwezig zoals Vliegezwam (*Amanita muscaria*), Gewone berkenboleet (*Leccinum scabrum*), Gewone franjezwam (*Thelephora terrestris*), Gewone fopzwam (*Laccaria laccata*), Vuurzwammetje (*Hydrocybe miniata*) en Gewone krulzoom (*Paxillus involutus*). Het terrein wordt veel bezocht door hondenbezitters en door allerlei personen die er wat rondstruinen. Op het terrein rust een andere bestemming dan natuurpark. Toch is van dit opgespoten terrein te leren dat een relatief dunne laag voedselarm zand op een voedselrijke bodem tot een voor stedelijke begrippen hoge biologische diversiteit kan leiden, en dat deze terreinen al in een vroeg stadium door burgers als recreatieterrein worden gebruikt (zie ook 4.3).

Grote opgespoten terreinen zijn te vinden in de Randstad, met name in het Amsterdamse en Rotterdamse havengebied, verder tussen Delfzijl en Termunterzijl en bij Diemen langs het IJsselmeer. Een gedeelte van het Amsterdamse havengebied wordt gevormd door de Brettenzone. Voor stedelijke natuurontwikkeling op grote schaal is dit in de jaren zestig opgespoten terrein het ultieme voorbeeld. Riet, ruijge, bosjes en struwelen afgewisseld met grazige plekken die door konijnen worden kortgehouden, open zandige plekken waar pionierplanten kunnen groeien en graafbijen en -wespen hun nesten kunnen maken, zijn alle aanwezig. Verder zijn er natte plekken die ruimte

bieden aan water en moerasplanten en niet in de laatste plaats waterdieren. Dit uitgestrekte terrein heeft vanaf het begin al een hoge natuurwaarde gehad. Het is begonnen met de vogels die deze oase benutten als doortrek-, foerageer- en nestgelegenheid. Het ging aanvankelijk om vogels van strand en wad: Tureluur (*Tringa totanus*), Zilvermeeuw (*Larus argentatus*), Visdief (*Sterna hirundo*), Kluut (*Recurvirostra avosetta*), allerlei eenden en roofvogels. Sinds de jaren zestig was er voortdurend sprake van wisselende natuurbeelden. Dynamiek en ruimtelijke variatie zijn de kernbegrippen voor dit gebied. Met uitzondering van de meanderende rivieren is hier alles wat in plan Ooievaar, Goudplevier, Gelderse Poort e.d. wordt gewenst terug te vinden.

Interessant is de ontwikkeling van bos en struweel die de omgeving een groen aanzien geeft. Het maakt duidelijk dat het ontwerp van veel begroeiingen elders in en buiten Amsterdam door haast moet zijn ingegeven. Planning en architectuur van moeder natuur staan in schril contrast met dat wat door tuin- en landschapsarchitecten wordt gepresteerd. Er is niet alleen een afwisseling in structuur, maar ook diversiteit in tijd en ruimte. De volgende houtige soorten zijn genoteerd: Boswilg, Braam, Duindoornstruweel, Es, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Gladde iep, Grauwe wilg, Hondсроos, Katwilg, Meidoorn, Rimpelroos, Rode kornoelje, Schietwilg, Wilde kardinaalsmust, Gewone vlier, Wilde liguster, Wilde lijsterbes, Witte kornoelje, Zomereik. De kruidachtige soorten die buiten de bosjes en struwelen voorkomen, zijn onder meer: Bijorchis, Hazenpootje, Rietorchis, Rode ogentroost en Wilde kaardenbol. De fauna is van een kaliber dat niet onderdoet voor vele andere natuurreservaten van deze omvang. Baardman (*Panurus biarmicus*), Blauwborst (*Luscinia svecica*), Bruine kiekendief (*Circus aeruginosus*), Buizerd (*Buteo buteo*), Kleine karekiet (*Acrocephalus scirpaceus*), Putter (*Carduelis carduelis*), Rietzanger (*Acrocephalus schoenobaenus*), Roerdomp (*Botaurus stellaris*), Snor (*Locustella luscinioides*), Torenvalk (*Falco tinnunculus*) en Watersnip (*Gallinago gallinago*) zijn enkele van de vele tientallen soorten broedvogels. Een kleine twintig soorten zoogdieren zijn er waargenomen waaronder Bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), Egel (*Erinaceus europaeus*), Haas (*Lepus europaeus*), Hermelijn (*Mustela erminea*), Laatvlieger (*Eptesicus serotinus*), Vos (*Vulpes vulpes*), Waterspitsmuis (*Neomys fodiens*) en Wezel (*Mustela nivalis*). Het gaat hier om een terrein dat sinds zijn ontstaan betekenis heeft gehad voor natuur en recreatie. Zulke terreinen vormen een inspiratiebron voor ontwerpers en planologen. Natuurlijk hebben ze niet voor alle bevolkingsgroepen een functie. Toegankelijkheid, sociale veiligheid en allerlei andere zaken kunnen problemen opleveren die echter niet specifiek zijn voor een natuurgebied als de Brettenzone; ze spelen ook in de traditionele stadsparken.

4.2.7 Cultuurhistorische plaatsen

Cultuurhistorische plaatsen zijn vaak markante plekken in en om de stad die te maken hebben met de geschiedenis van de stad: kastelen, forten en vestingwerken, stadswallen en begraafplaatsen. Op en in vestingwerken en fortificaties zijn vaak spontane

houtige begroeiingen aanwezig. Voorbeelden hiervan zijn de forten van de Hollandse Waterlinie, de Lage Fronten te Maastricht en de vestingwerken in Den Helder. Op deze terreinen groeien onder meer spontaan: Bosrank, Boswilg, Brem, Eenstijlige meidoorn, Es, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Hazelaar, Iep, Ratelpopulier, Rimpelroos, Sleedoorn, Spaanse aak, Wilde roos en Zomereik. Sommige van deze soorten zijn vrijwel zeker nakomelingen van de begroeiingen uit vroegere jaren zoals Eenstijlige meidoorn en Sleedoorn die aan de voet van de aarden wallen als heg werden geplant (Belonje 1971; Bolhuis 1995; Woud 1987). Verder werden er ook beplantingen aangebracht om het fort min of meer te maskeren (Belonje 1971; Bolhuis 1995; Prick & Kruintjens 1991). Er waren ook gedeelten die kaal waren zoals dat bij het Fort Abcoude in 1930 nog het geval was (zie foto Koen 1993 p. 37) en een gedeelte van de Lage Fronten in Maastricht dat door schapen werden begraaasd (Prick & Kruintjens 1991). Het Fort Abcoude is inmiddels met houtige soorten begroeid. Dit gold ook voor de Lage Fronten. Hier was een ongebreidelde opslag van bomen en struiken een van de veroorzakers van de schrikbarende achteruitgang van Muurhagedis (*Lacerta muralis*) (Prick & Kruintjens 1991). Een andere schans 'De Mookerschans' was van oorsprong grotendeels kaal. De meeste stadswallen in Nederland worden minstens een maal per jaar gemaaid. Als dat niet het geval zou zijn, zouden ze net als de vestingwerken vrij snel met houtige soorten dichtgroeien.

Begraafplaatsen worden gewoonlijk netjes onderhouden. Zelfs de meeste begraafplaatsen die buiten gebruik zijn, worden ten minste een maal per jaar gemaaid waardoor verruiging en bosvorming worden tegengegaan. Toch zien we dat de neiging naar bosvorming sterk aanwezig is. Op plekken waar niet wordt gemaaid langs en tussen de grafzerken, slaan regelmatig houtige soorten op. Op de rooms-katholieke begraafplaats in Schiedam, die gedeeltelijk was ontruimd, was binnen een aantal jaren een berkenbos aanwezig; in het buitenland komt dit meer voor dan in Nederland (Gilbert 1989).

4.2.8 Natte terreinen

In het stedelijk gebied komen natte terreinen relatief weinig voor. Het zijn vaak enkele plekken die ongepland zijn ontstaan of zijn geïntegreerd bij stadsuitbreiding. Een voorbeeld hiervan is te vinden in een nieuwe woonwijk te Assen, waar een voormalig ven als vijver in de wijk is opgenomen en spontaan is begroeid met wilg en Zwarte els. In het spoordok van Sneek dat voor het spoorwegemplacement is gegraven, is in de loop der jaren een strook moerasbos ontstaan (Koster 1994). Op kleine schaal is dat overal in Nederland ook langs vijverkanten te zien; meestal slaan er Zwarte els en wilgen op, maar ook soorten als Ruwe berk, Zomereik, Es en Sporkehout. Als het maaien een paar jaar wordt overgeslagen, is de kans groot dat zich een dichte houtsingel langs de waterkant ontwikkelt. Een mooi voorbeeld hiervan is aanwezig langs het Valleikanaal tussen Veenendaal en Rhenen. Aanvankelijk was er in de jaren tachtig een natte greppel die met allerlei kruiden was begroeid. Na aanleg van een recreatief fiets-

pad heeft er geen beheer meer in de greppel plaatsgevonden. Reeds na vijf jaar was er sprake van een singelachtige begroeiing, die zo ver is uitgegroeid dat die gedeeltelijk moest worden afgezet.

4.2.9 Opslag in bestaande begroeiingen

Beplantingen

Tussen beplantingen groeien allerlei andere planten die niet zijn aangeplant. Vroeger werd de bodem er zwart gehouden door schoffelen en chemische onkruidbestrijdingsmiddelen. Kruiden kregen geen kans om zich te ontwikkelen, maar houtige soorten al helemaal niet. Dat gebeurt wel bij extensief beheer.

In de Vredenburg (Arnhem-Zuid) zijn dertig heestervakken geïnventariseerd. In 22 daarvan kwamen houtige soorten voor die spontaan zijn opgeslagen. 26 soorten in totaal. De soorten zijn waarschijnlijk afkomstig uit de omgeving, bijvoorbeeld uit tuinen, plantsoenen en parken (tabel 1; bijlage 2). Ook in veel andere plantsoenen komt houtopslag voor (bijlage 5), maar meestal zet de ontwikkeling niet door omdat er jaarlijks wordt uitgemaaid. Alleen bij grote plantsoenen mogen houtige soorten wel doorgroeien. Dit kan de variatie in soorten en structuur vergroten en bijdragen aan natuurlijke bosverjonging. Enkele gemeenten (onder meer Zoetermeer, Deventer, Maasland, Meppel, Schiedam) maken hiervan gebruik door bomen te ringen, te kappen of om te trekken (zie ook Oosterbaan 2000 en Van der Lans & Poortinga 1986). Als er niet zou worden uitgemaaid, zou er een reële kans bestaan dat de aangeplante soorten geleidelijk plaats moeten maken voor de spontaan opgeslagen concurrenten.

Tabel 1. Overzicht van spontaan gevestigde houtige soorten in ca. twintig jaar oude heester- en oorspronkelijke sierbeplantingen in de wijk Vredenburg te Arnhem-Zuid.

Aalbes: <i>Ribes rubrum</i>	3x*	Meelbes: <i>Sorbus aria</i>	1x*
Appel: <i>Malus spec.</i>	1x*	Noorse esdoorn: <i>Acer platanoides</i>	3x
Bosrank: <i>Clematis vitalba</i>	1x*	Pruim: <i>Prunus spec.</i>	1x*
Braam: <i>Rubus fruticosus</i>	2x*	Rimpelroos: <i>Rosa rugosa</i>	1x
Cotoneaster: <i>Cotoneaster spec.</i>	9x	Robinia: <i>Robinia pseudoacacia</i>	1x*
Eenstijlige meidoorn: <i>Crataegus monogyna</i>	12x	Roos: <i>Rosa spec.</i>	3x*
Es: <i>Fraxinus excelsior</i>	2x	Ruwe berk: <i>Betula pendula</i>	1x*
Gewone esdoorn: <i>Acer pseudoplatanus</i>	8x	Spaanse aak: <i>Acer campestre</i>	3x
Gewone kruisbes: <i>Ribes uva-crispa</i>	3x*	Wilde kamperfoelie: <i>Lonicera periclymenum</i>	4x*
Gewone vlier: <i>Sambucus nigra</i>	7x*	Wilde liguster: <i>Ligustrum vulgare</i>	7x
Gladde iep: <i>Ulmus minor</i>	7x	Zoete kers: <i>Prunus avium</i>	1x*
Hondsroos: <i>Rosa canina</i>	1x*	Zuurbes: <i>Berberis spec.</i>	3x
Mahonie: <i>Mahonia aquifolium</i>	5x	Zuurbes: <i>Berberis vulgaris</i>	2x
De soorten met * zijn niet in de directe omgeving aangeplant			

Experimenten op het gebied van spontane houtige begroeiingen in de stad zijn schaars. Een gedocumenteerde situatie is aanwezig in de natuurtuin van Rijswijk, waar in 1985 een bosje is aangelegd dat sindsdien zeer extensief is beheerd. De beheerder heeft bijgehouden wat is geplant en gezaaid en wat zich spontaan heeft ontwikkeld. In de loop der jaren hebben zich in het bosje veertien houtige soorten spontaan gevestigd (tabel 2).

Tabel 2. Vegetatieopname 'natuurbosje' in de natuurtuin te Rijswijk. (Bron: C. Los in Koster 1998a)

Opname 1		
Plaats: natuurtuin Rijswijk. Bodem: klei, vochtig tot nat. Data: voorjaar en zomer 1997. Proefvlak: 210 m ² . Beeld: genefhoutbosje (methode Braun-Blanquet)		
Boomlaag ontbreekt	Struiklaag 70% (inclusief opslag en zaailingen) aangeplant: Bitterwilg: <i>Salix pupurea</i> Boswilg: <i>Salix caprea</i> Zwarte els: <i>Alnus glutinosa</i> (60%)	Kruidlaag 100% Akkerdistel: <i>Cirsium arvense</i> + Fluitenkruid: <i>Anthriscus sylvestris</i> 1 Gestreepte witbol: <i>Holcus lanatus</i> 1 Gevlekte rietorchis: <i>Dactylorhiza maculata</i> r Gewone engelwortel: <i>Angelica sylvestris</i> 1 Grote brandnetel: <i>Urtica dioica</i> 1 Grote vossenstaart: <i>Alopecurus pratensis</i> 1 Harig wilgenroosje: <i>Epilobium hirsutum</i> 1 Henik: <i>Sinapsis arvense</i> + Hondsdrif: <i>Glechoma hederacea</i> 2a Kleefkruid: <i>Galium aparine</i> 2a Klein hoefblad: <i>Tussilago farfara</i> 2a Kropaar: <i>Dactylis glomerata</i> + Lidrus: <i>Equisetum palustre</i> 1 Moerasandoorn: <i>Stachys palustris</i> 1 Reuzenberenklauw: <i>Heracleum mantegazzianum</i> + Riet: <i>Phragmites australis</i> 2a/2b Tweerijsige zegge: <i>Carex disticha</i> + Veldzuring: <i>Rumex acetosa</i> + Wolfspoot: <i>Lycopus europaeus</i> +
	Spontaan: Cotoneaster spec. Dauwbraam: <i>Rubus caesius</i> Eenstijlige meidoorn: <i>Crataegus monogyna</i> Es: <i>Fraxinus excelsior</i> Gewone vlier: <i>Sambucus nigra</i> Rode kornoelje: <i>Cornus sanguinea</i> Rosa spec. Spaanse aak: <i>Acer campestre</i> Vogelkers: <i>Prunus padus</i> Sporkelhout: <i>Frangula alnus</i> Wegedoorn: <i>Rhamnus cathartica</i> Wilde liguster: <i>Ligustrum vulgare</i> Zoete kers: <i>Prunus avium</i> Zwarte bes: <i>Ribes nigrum</i>	

Op grote schaal - maar zonder dat dit is gedocumenteerd - is deze spontane ontwikkeling van de houtige begroeiing ook te zien in een voormalige boomweide met Schietwilg waaruit een nieuw bos aan het ontstaan is met een volledig andere samenstelling (tabel 3). Hetzelfde is te zien in een populierenbos in Zoetermeer waar zich onder de boomlaag een Essen-Iepenbos ontwikkelt (Prins 1997; bijlage 1).

Tabel 3. Vegetatieopname van een voormalige boomweide langs de Kleine Dommel in Geldrop. (Koster 1998a)

Opname 1		
Plaats: park Kleine Dommel. Bodem: zand/venig. Datum: 1-7-1996. Proefvlak: 100 m ² . Beeld: open bos. Dia: a-j; 1a-1d. (methode Braun-Blanquet)		
Boomlaag 50% hoogte 10-15 m; stamafstand 4-8 m Schietwilg: <i>Salix alba</i> dominant Zwarte els: <i>Alnus glutinosa</i>	Struiklaag 40% hoogte 2-4 m; stamafstand 2-5 m Braam: <i>Rubus fruticosus</i> Gelderse roos: <i>Viburnum opulus</i> Gruuwe wilg: <i>Salix cinerea</i> Vogelkers: <i>Prunus padus</i> Zomereik: <i>Quercus robur</i> Zwarte els: <i>Alnus glutinosa</i> Buiten het proefvlak Wilde kamperfoelie: <i>Lonicera periclymenum</i>	Kruidlaag 80%; hoogte 1-1,8 m; Zeer raij Grote brandnetel: <i>Urtica dioica</i> 2a (op de droge gedeelten) Haagwinde: <i>Calystegia sepium</i> 2m Hop: <i>Humulus lupulus</i> 1 Koninginnenkruid: <i>Eupatorium cannabinum</i> + Moerasspirea: <i>Filipendula ulmaria</i> 2m Riet: <i>Phragmites australis</i> 2b Hennegras: <i>Calamagrostis canescens</i> 2m

Gesloten grasland

Een van de voorwaarden voor spontane bosvorming is dat de bodem min of meer open is. In een massief plantendek krijgen houtige soorten weinig kans. Op het terrein van de Ekokathedraal te Mildam (Fr) is volgens Le Roy (mond. med. 1994) het grasland in geen twintig jaar gemaaid. Houtige opslag was vrijwel afwezig, vermoedelijk ten gevolge van begrazing door Ree (*Capreolus capreolus*) en Konijn (*Oryctolagus cuniculus*). Ook in grazige begroeiingen die sterk zijn vervilt, is het opslaan van houtige soorten ongewoon. In veel andere situaties echter waar vervilting door natuurlijke of culturele oorzaken geen rol speelt, kan bosvorming snel optreden. In het Vijfhoekpark in Zaandam dat door Schotse Hooglanders wordt begraasd en waar de begroeiing een aantal jaren geleden nog in hoofdzaak uit Engels raaigras bestond, kwam op veel plekken opslag van Zwarte els voor. In natte tot vochtige graslanden kunnen in enkele jaren Schietwilg, Zwarte els en Zachte berk zijn opgeslagen, zoals in de Blauwe Hel bij Veenendaal. Als het maaien hier maar een keer wordt overgeslagen, is er direct sprake van opslag. Bij het staken van het beheer in kalkgraslanden ontwikkelt zich vaak een doornstruweel.

4.3 Spontane ontwikkeling als product van planning en ontwerp

Bovengenoemde voorbeelden tonen aan dat aanplanten in de meeste gevallen in principe niet noodzakelijk is. Voorbeelden van geplande spontane houtige begroeiingen in de stedelijke omgeving zijn nog schaars. Deze zijn onder meer te vinden in Breda bij het bedrijventerrein Hoogeind en in de woonwijk Heusdenhout. Beide terreinen grenzen aan de A 27. De bovengrond van de terreinen is gedeeltelijk afgegraven tot aan de natte ondergrond. In de winter en in de natte perioden is er sprake van een plasdrassituatie. Het bijzondere van beide terreinen is dat er niet is gezaaid of aangeplant. Er zijn slechts voorwaarden geschapen voor natuurontwikkeling op een natte, relatief schrale bodem. De ontwikkeling is nog maar enkele jaren aan de gang maar er ontstaat een beeld dat duidelijk geassocieerd kan worden met natuur. De voornaamste gemeenschappelijke soorten zijn: Borstelbies, Boswilg, Brunel, Echte koekoeksbloem, Gewoon biggekruid, Grote kattenstaart, Grote lisdodde, Jacobskruiskruid, Knopig helmkruid, Koninginnekruid, Moerasrolklaver, Pitrus, Ruwe berk, Schietwilg, Sint-Janskruid, Wilde bertram, Wolfspoot en Zwarte els.

Op het terrein van Heusdenhout komen bovendien Rietorchis en Gevleugeld hertshooi voor. Ook voor de fauna is een ontwikkeling te bespeuren. Libellen komen er talrijk voor en vertegenwoordigers van de vlinderfauna zijn onder meer: Icarusblauwtje, Dik-kopje en Zandoogje. Pioniervegetaties, grazige vegetaties en ruigtkruidenvegetaties komen hier naast elkaar voor. De ontwikkeling van bos en struweel bevindt zich in een jonge fase. De vegetatie zal zich niet volledig spontaan kunnen ontwikkelen zoals dat bij Ruigoord het geval is. Er ligt een bescheiden programma van eisen waaraan de terreinen moeten voldoen. Voor ontwerp en planning zijn de Bredase voorbeelden daarom niet

minder interessant. In tegenstelling tot de gewoonlijke gang van zaken mag de natuur de eerste zet doen, de beheerder speelt hierop in en houdt de begroeiing binnen de kaders die in het programma van eisen zijn omschreven. Omdat het Hoogeind een zichtlocatie is (vanaf de autoweg moeten de bedrijven zichtbaar blijven) is het volledig dichtgroeien van hoogopgaande houtige soorten niet toegestaan. Het hout zal dus geregeld moeten worden afgezet of er zal eenmaal in de paar jaar moeten worden gemaaid. Aangezien ook het esthetische aspect een belangrijke rol speelt, moet er zo gemaaid worden dat storingsruigte (Grote brandnetel, Akkerdistel e.d.) wordt tegengegaan. Door verschillende maaieregimes kunnen er bloemrijke grazige vegetaties en een bloemrijke ruigte ontstaan. En ondanks het feit dat er sprake is van een zichtlocatie, is op uitgekende plekken een bescheiden en laag struweel mogelijk.

In alle gemeenten in Nederland bestaan er zeker tientallen locaties waar volgens dit principe gewerkt zou kunnen worden. Wat gepland wordt, is de plek waar natuurlijke processen de ontwikkeling van houtige begroeiingen bepalen. Welke sturende maatregelen worden genomen om successie tegen te gaan, hangt van de omstandigheden af. In het ene geval is bosvorming gewenst, in het andere geval een geheel of gedeeltelijk open vegetatie. Op de locatie van Heusdenhout is aanzienlijk meer speelruimte voor de natuur aanwezig. Hoeveel ruimte de natuur krijgt, hangt van de doelstelling van het terrein af. Men zou de regel kunnen opstellen dat in situaties met een multifunctionele doelstelling de eerste invulling door de natuur zelf gebeurt en dat de ontwerper achteraf inspeelt op de actuele ontwikkeling daarvan.

Geplande natuur op braakliggend terrein: Buitenpark Zoetermeer

Het Buitenpark te Zoetermeer is een gebied van ca. 40 ha gelegen op een puinstort die met een laag grond van minimaal 1 m dik is afgedekt. De top van deze berg is 23 m hoog. Voor ontwerpers en planologen zou deze berg een lustoord kunnen zijn om zich uit te leven. Van al te veel menselijke creativiteit is dit ontraditionele stadspark echter gevrijwaard. De natuur mag het grotendeels zelf invullen in de tijd die ze daarvoor nodig heeft. Een groot gedeelte van het terrein wordt door Galloway-koeien, Exmoor-pony's en heideschappen begraaasd en een kleiner deel wordt jaarlijks gemaaid met afvoer. Er zijn plekken die niet worden begraaasd en waar zich bos mag ontwikkelen. Dit is te zien als een revolutionaire ontwikkeling in het stedelijk groen. De vraag is nu wat het Buitenpark op den duur aan natuurwaarden oplevert. Dat weet men nog niet omdat dit een unieke gebeurtenis is in Nederland. Het enige wat gedaan kan worden is het proces te aanschouwen of desgewenst te monitoren. Sinds 1996 wordt de natuurontwikkeling gevolgd door verschillende natuurwerkgroepen, onder meer van KNNV en IVN (KNNV Zoetermeer 1998). In totaal werden er 142 soorten planten geregistreerd waaronder uiteraard veel soorten die bij de stadsnatuur horen: Keizerskaars, Klein streepzaad, Witte amarant en Wouw. Er zijn maar liefst 91 soorten vogels waargenomen zoals Blauwe kiekendief (*Circus cyaneus*), Graspieper (*Anthus pratensis*), Heggenmus (*Prunella modularis*), Kneu (*Carduelis cannabina*), Lepelaar (*Platalea leucorodia*), Watersnip (*Gallinago gallinago*) en Winterkoning (*Troglodytes troglodytes*). Het gaat hier alleen om soorten die gebruik maken van het park; soorten die alleen overvliegen zijn niet meegerekend. Als het om belevingswaarden van terreinen

gaat, spelen vogels vaak een belangrijke rol. Het terrein is nu nog erg open waardoor de broedgelegenheid voor veel vogelsoorten nog verre van optimaal is, maar dit kan in de toekomst alleen maar verbeteren. Voor vlinders geldt hetzelfde; meer variatie in het terrein zal gepaard gaan met een toename van het aantal soorten. Er zijn echter al 19 soorten waargenomen, onder meer Argusvlinder (*Lasiommata megera*), Bruin zand-oogje (*Maniola jurtina*), Icarusblauwtje (*Polyommatus icarus*) en Zwartsprietdikkopje (*Thymelicus lineola*).

Het Buitenpark laat zien dat in korte tijd een ogenschijnlijk eenvormige plantenmassa een tamelijk gevarieerde natuur kan omvatten. Het ontbreken van bomen, struiken en struwelen zou als een minpunt kunnen worden aangemerkt want niet iedere gebruiker is van zo'n ruige vlakte gediend. Naarmate de tijd vordert, zal het gebied voor een bredere bevolkingsgroep interessanter worden. Bovendien ligt het Buitenpark in de naaste omgeving van het veelzijdige Westerpark; er is dus voor elk wat wils. De tijd die nodig is om meer ruimtelijke variatie te krijgen is hier te zien als een investering in kwaliteit van de natuur en woonomgeving. De jonge generatie van de Zoetermeerse bevolking zal hier waarschijnlijk meer profijt van hebben dan de oude, kortom een park met hoge toekomstwaarde. Houtige opslag heeft zich in de eerste jaren nauwelijks kunnen ontwikkelen. Dat is voor een deel toe te schrijven aan het maaibeheer om distels tegen te gaan (klachten van de omliggende agrariërs) en vermoedelijk door een iets te hoge begrazingsdruk. De ontwikkeling begint nu op gang te komen.²¹

4.4 Vestiging van soorten

Een van de voorwaarden voor spontane houtige begroeiing is de aanwezigheid van een zaadbron. Zonder zaad geen bomen of struiken. In een afgeplagde, opgespoten of diep omgeploegde bodem en op plekken die ver van een zaadbron zijn verwijderd, kunnen zaden ontbreken. Als er dan geen zaden van buitenaf worden aangevoerd, zullen er nooit bomen of stuiken opslaan. In Nederland komt zo'n situatie niet of nauwelijks voor, zeker niet in de stedelijke omgeving. Vrijwel overal zijn zaadbronnen aanwezig: in parken, tuinen, begraafplaatsen, recreatieterreinen, landgoederen, erfbeplantingen, singels en allerlei andere houtige landschappelijke elementen. Vanuit deze groene elementen worden diasporen verspreid door de wind (anemochorie), door dieren (endozoöchorie, epizoöchorie), door mensen (agestochorie) en door het water (hydrochorie). Voor verspreiding van diasporen in het algemeen wordt verwezen naar Daamen 1976, Van Dorp 1991, 1993, Howe & Smallwood 1982 en Ridley 1930. Van een aantal houtige soorten worden de zaden goed door de wind verspreid; vooral bij sommige wilgen (onder meer Schietwilg en Boswilg) en Ratelpopulier. Berk wordt ook goed door de wind verspreid maar meestal niet verder dan enige honderden meters. Müller 1955 (in Daamen 1976) geeft een afstand op tot 320 m. Bij Zwarte els speelt waarschijnlijk een combinatie van wind en water een rol bij de zaadverspreiding. Hier zal verder alleen worden ingegaan op de zaadverspreiding door vogels.

²¹ Bron: diverse documenten beschikbaar gesteld door drs. Joh. Vos, namens de gemeente Zoetermeer.

Van een groot aantal bomen en struiken is bekend dat de zaden en vruchten door vogels worden gegeten (Bezzel 1987; Daamen 1976; Van Dorp 1987, 1991, 1996; Hiele 1988; Snow & Snow 1988; Turcek 1961; Vera 1998; De Vries 1939). De zaden en vruchten worden echter ook op verschillende wijzen verspreid.

- a. Vruchten die met zaad en al worden opgegeten. De zaden verlaten zonder verlies aan kiemkracht elders via het spijsverteringskanaal het lichaam (bessen door lijsters).
- b. Zaden worden verzameld en elders begraven, bijvoorbeeld eikels door Vlaamse gaai (*Garrulus glandarius*) als wintervoorraad.
- c. Zaden worden meegenomen om ze elders op te eten, onder meer walnoten door kraai (*Corvus corone*).
- d. Zaden blijven plakken aan veren en snavel en worden elders afgepoetst.

Veel literatuur over dit onderwerp is opgenomen in een aantal standaardwerken (Snow & Snow 1988; Turcek 1961). Het werk van Snow is grotendeels gebaseerd op eigen veldwaarnemingen; dat van Turcek grotendeels op literatuuronderzoek. Volgens Snow (1988: p. 11) is dat niet altijd even betrouwbaar. Hij maakt expliciet onderscheid tussen verspreiders en predatoren d.w.z. vogels die de zaden en vruchten wel eten, maar ze niet op een manier verspreiden dat de plant kans heeft om te ontkiemen. Vogelsoorten die Turcek als verspreider opgeeft, zijn bij Snow soms predatoren die niet bijdragen aan de verbreiding van de diasporen. Het is de vraag of dit zo zwart-wit kan worden gesteld. Predatoren kunnen in sommige gevallen verspreiders zijn. Zo wordt Okkernoot (Walnoot) door verschillende kraaiachtigen verspreid (Esch 1987; Joachim 1991); de inhoud wordt meestal opgegeten. Uit eigen waarnemingen blijkt dat er van deze noten nog vele ongeschonden worden verspreid. Dit lijkt ook het geval te zijn bij Gele kornoelje die volgens Snow niet door vogels wordt verspreid, maar volgens Turcek wel.

4.5 Tijdsduur van de ontwikkeling

De factor tijd is ook een van de argumenten om aan te planten. Dat er vanzelf eens ooit bos zal ontstaan, daarvan zijn velen overtuigd. De vraag is echter hoe lang dat duurt. Op een natte kale bodem kan er binnen drie tot vijf jaar een dichte houtige, manshoge begroeiing van wilg en Zwarte els aanwezig zijn. In bijlage 1 zijn jaartallen opgegeven die een redelijk betrouwbare indicatie geven van de leeftijd van de begroeiing. Bij de ontwikkeling van opslag spelen ook andere factoren een rol. Op een terrein in Veenendaal dat minstens tien jaar heeft braak gelegen en bedekt was met een dichte ruige begroeiing, kwam nauwelijks houtopslag voor en in het eerdergenoemde voorbeeld van de Ekokathedraal van Le Roy was er in 1994 zelfs na twintig jaar nog geen spoor van bosvorming te vinden. In deze gevallen hebben we te maken met een te dichte of vervilte vegetatie. In andere gevallen gaat het om begrazing door konijnen, betreding door publiek, brand en predatie van aangevoerd zaad door insecten en klei-

ne zoogdieren. Soms kan ook de bodem te sterk verontreinigd zijn. Zo duurde het op het verlaten spoorwegemplacement van Elst (Betuwe) zeker vijf tot zeven jaar voordat er berkenbos ging opstaan. Vermoedelijk heeft dit te maken met onkruidbestrijding in het verleden die volgens de plaatselijke beheerder intensiever was dan op andere terreinen. Zekerheid over een voorspoedige ontwikkeling van een houtige begroeiing is niet te geven; ook niet als er zaadbronnen in de omgeving zijn omdat de juiste kiemingsvoorwaarden van afzonderlijke soorten of ecotypen kunnen ontbreken. Er zijn echter wel situaties waar men een trage ontwikkeling kan verwachten. In natte en onbegroeide, maar relatief ongestoorde bodems is het vrijwel nooit een probleem. Bij de aanwezigheid van een zeer dichte kruidachtige vegetatie of op omgewoelde voedselrijke bodems is een ontwikkeling van een houtige begroeiing op korte termijn niet vanzelfsprekend. In die gevallen is het veiliger om al dan niet selectief aan te planten of natuurtechnische maatregelen te treffen. Voor het laatste wordt verwezen naar het handboek van Londo (1997).

5 AANZET TOT EEN TYPOLOGIE VOOR HOUTIGE BEGROEIINGEN

5.1 Inleiding

De ontwikkeling van houtige begroeiingen kan men vaak niet volledig aan de natuur overlaten zoals dat in hoofdstuk 4 is beschreven. Specifieke functies, de maatschappelijke context en de tijdfactor maken een ontwerp voor aan te leggen begroeiingen vaak noodzakelijk. Om aan de verschillende kwaliteitseisen van de omgeving te voldoen is er een ruime keuze aan begroeiingstypen beschikbaar. Over de namen daarvan bestaat in de praktijk spraakverwarring. Aan de hand van praktijkervaring en een analyse van de Nederlandse literatuur (Koster 1998a: p. 332) zal worden ingegaan op de begroeiingstypen die het meest van toepassing zijn op het stedelijk gebied. Een overzicht hiervan is te vinden in 5.6. De maatvoering is gebaseerd op eigen ervaring en zelf gemeten breedte van struiken (Koster 1998a: p. 323). Zie ook Van Heusden et al. 1994 en Reuver & Van den Hoven 1997.

5.2 Bosplantsoen

De begroeiingen die voor dit proefschrift zijn onderzocht (Koster 1998a), worden meestal aangeduid met de term 'bosplantsoen'. Bosplantsoen is een vakterm die in de Nederlandse woordenboeken niet voorkomt. In de term bosplantsoen heeft het 'bos' vermoedelijk veel meer betrekking op de wijze waarop het plantmateriaal werd aangeleverd dan op het landschappelijk begrip 'bos'. Het 'plantsoen' is afgeleid van het Oud-Franse woord *placon* dat oorspronkelijk stek betekende. In vakkringen gebruikt men de term bosplantsoen onder meer voor: beworteld, veelal inheems plantmateriaal, gebundeld plantmateriaal en beplantingen die uit bosplantsoen zijn opgebouwd. Als men het over bosplantsoen in de stedelijke omgeving heeft, gaat het niet uitsluitend over het houtige sortiment maar ook over de kruidachtige onderbegroeiing, zoombegroeiing en eventueel liaanachtige planten. De inheemse houtige soorten zijn gewoonlijk aangeplant; de kruidachtige begroeiing is meestal spontaan. Vooral na 1980 zijn deze plantsoenen in toenemende mate aangelegd. Op basis van de praktijk van het openbaar groenbeheer wordt de term 'bosplantsoen' hier gedefinieerd als: 'begroeiingen die structuurkenmerken hebben van bossen en struwelen en in hoofdzaak inheemse soorten bevatten'. In deze definitie blijft de term bosplantsoen echter een verzamelbegrip voor een reeks van verschillende begroeiingstypen.

5.2.1 Landschappelijke beplantingen

De term landschappelijke beplantingen heeft in de eerste plaats betrekking op de houtige begroeiingen van het agrarische landschap: houtwallen, singels, geriefhoutbosjes,

heggen etc. Ze zijn te gering van omvang om ze bos te kunnen noemen. Volgens de Nederlandse Bosstatistiek (CBS 1985) zouden dit terreinen moeten zijn kleiner dan 0,5 ha en smaller dan 30 m. In deze statistiek echter worden landschappelijke beplantingen gedefinieerd als: 'Bosterrein met een kroonprojectie van meer dan 60%, aangelegd als landschappelijke element voornamelijk langs verkeerswegen en in ruilverkavelingen. De beplantingen worden veelal gekenmerkt door een gevarieerde soortensamenstelling van loofhout van relatief lage leeftijd'. Landschappelijke beplanting echter is net zo'n algemeen begrip als bosplantsoen. Gelet op de praktijk kan men stellen dat de term bosplantsoen gebruikt wordt voor aaneengesloten begroeiingen in de bebouwde omgeving van stad en dorp en landschappelijke beplanting voor het gebied dat erbuiten ligt, vaak aangeduid als buitengebied.

5.3 Houtige begroeiingen

Indien de scheiding tussen stad en land duidelijk zou zijn, zou het geen bezwaar zijn om de eerdergenoemde termen naast elkaar te gebruiken: binnen de stenige stadsrand bosplantsoen, daarbuiten landschappelijke beplanting. Het probleem is echter dat deze scheiding sinds enkele decennia niet meer bestaat (Koster 1996) en dat bovendien de term landschappelijke beplanting net zo vaag is als de term bosplantsoen. Daarbij komt ook nog dat we bij houtige begroeiingen die volgens ecologische principes worden ontworpen en beheerd, te maken hebben met spontane ontwikkeling van houtige soorten, de kruidlaag en de zoomvegetatie. In die gevallen heeft de term 'beplanting' dan slechts betrekking op een klein gedeelte van het totale ontwikkelingsproces, namelijk de aanlegfase. In dit proefschrift gaat het om een ontwikkeling op langere termijn die sterk bepaald wordt door natuurlijke processen. Het aanplanten van houtige soorten is daarbij slechts de aanzet tot een bepaald begroeiingstype. Dit leidt tot de vraag of niet beter de term houtige vegetatie ingevoerd zou kunnen worden. In principe is dat mogelijk, maar dit kan eveneens weer aanleiding zijn tot spraakverwarring. In dit proefschrift wordt daarom zoveel mogelijk gebruikgemaakt van de term 'houtige begroeiing' die de termen bosplantsoen, landschappelijke beplanting, spontane houtige begroeiing en houtige vegetatie dekt. Waar het in wezen om gaat, is het begroeiingstype en het beeld dat daarbij hoort. In dit proefschrift wordt met begroeiing de houtige begroeiing bedoeld; zo niet, dan wordt het voorafgegaan door 'grazige' of 'kruidachtige'.

5.4 Begroeiingstypen

5.4.1 Inleiding

Uit jarenlange praktijkervaring met burgers, beheerders en ontwerpers is gebleken dat aan de verschijningsvorm van houtige begroeiingen veel belang wordt gehecht. Steeds is de vraag hoe een begroeiing er na verloop van een aantal jaren uitziet en welke ruimte nodig is om het beoogde beeld en de daarbij behorende kwaliteit te realiseren.

Soorten, beplantingsschema's, aanleg, beheer etc. spelen een belangrijke rol om het beoogde beeld tot stand te brengen, maar pas als we weten wat we met een begroeiing willen bereiken, krijgen deze aspecten betekenis. Voor landschapsarchitecten, ontwerpers en beheerders is het vooral van belang om verschijningsvormen van begroeiingen te kunnen benoemen. Als men het eens is over een bepaald beeld en over de betekenis en kwaliteit die daaraan gekoppeld zijn, kan men ook afspreken hoe dat beeld gerealiseerd kan of moet worden. Ook voor de communicatie tussen groendiensten, bestuurders en burgers is het van belang om eenduidig aan te geven wat er met een bepaald begrip wordt bedoeld. Aan de hand van het onderzoek naar het bosplantsoen in Nederland wordt er een overzicht gegeven van de voornaamste begroeiingstypen.

Op dit moment zijn er tamelijk wat termen voor allerlei typen houtige begroeiing in omloop (Koster 1998a: p. 332). De laatste jaren worden deze termen ook steeds meer door schematische tekeningen en foto's ondersteund. Met termen zoals streefbeelden, beelden, richtbeelden, doeltypen proberen beheerders en ontwerpers aan te geven hoe een begroeiing er uiteindelijk moet gaan uitzien. Op deze wijze kan de beheerder de te nemen maatregelen afstemmen op het doel en het beeld dat wordt beoogd. Maar eenduidigheid is er nog niet. Een typologie en uiteraard een indicatie van maatvoering die daarbij hoort, zijn dus noodzakelijk. Als we ons bij de indelingen laten inspireren door de natuur, zouden we in grote lijnen twee groepen kunnen onderscheiden: bossen en struwelen. Bij bossen wordt het beeld bepaald door opgaande bomen, bij struwelen zijn de struiken dominant.

5.4.2 Bos

De term bos is veelomvattend. Volgens de Grote Van Dale: een met opgaande bomen beplante uitgestrektheid grond. Volgens de Nederlandse Bosstatistiek (CBS 1985) is een bos een met boom- of struikvormende soorten begroeid terrein met een oppervlakte van ten minste 0,5 ha en een breedte van minimaal 30 m. Volgens deze maatstaven valt het dan met de uitgestrektheid nogal mee. Het Rijksinstituut voor Natuurbeheer (1979) geeft de volgende definitie: 'Bos is een levensgemeenschap van planten en dieren waarbij boomvormende soorten aspectbepalend zijn'. In principe kan een bos dan heel klein zijn. De vraag blijft toch of een oppervlakte van 0,5 ha in ecologisch opzicht nog bos kan worden genoemd. Storingsfactoren van buiten dringen vaak tientallen meters het bos in en veel levensgemeenschappen die karakteristiek zijn voor bos, hebben vaak een minimumareaal dat varieert van 10-100 ha (Koop & Van Os 1995; Van der Werf 1991). In dat geval zijn er maar heel weinig stedelijke terreinen die bos genoemd kunnen worden. Bos is ook iets dat je kunt ervaren als een ruimte met een bepaalde sfeer, zonder dat men besef heeft van levensgemeenschappen. Afgezien van de minimumarealen die gelden voor specifieke bosgemeenschappen, is het voor het openbaar groen interessant om na te gaan welke kenmerken van bos op een minimaal oppervlak van 0,5 ha en een minimale breedte van 30 m of zelfs minder nog een rol kunnen spelen om een groenstrook als bos te kunnen beleven of betitelen. Gezien vanuit het openbaar groen zou men iets bos kunnen noemen als het de belevingswaarde van bos heeft.

In bossen die min of meer natuurlijk genoemd mogen worden, vallen de onregelmatigheid en de ogenschijnlijke wanorde ten opzichte van productiebos, aangelegde stadsparken en recreatiebossen het meeste op. In de eerste plaats staan bomen van allerlei leeftijden door elkaar heen. Dit is een voorwaarde om als bos duurzaam te blijven voortbestaan (Koop 1994). Struik- en kruidlaag zijn in principe aanwezig, een aspect dat positief wordt gewaardeerd (Heytze & Herbert 1991). Waar de bodem ongelijk is en waar geen blad blijft liggen, is vaak een moslaag aanwezig. Waar het bos wat ouder is, komen tientallen zwammen en paddestoelen voor. De afstand van de houtige soorten is onregelmatig, soms staan de bomen 10 m van elkaar en dan weer vormen enkele bomen op een paar vierkante meters een boomgroep. Hetzelfde geldt voor struiken. De vorm van de stammen is heel gevarieerd. Van krom tot recht, van enkelstammig tot meerstammig. Vooral op stammen die sterk gekromd zijn, kunnen mossen groeien. Door ongelijke leeftijdsopbouw en natuurlijke verjonging in combinatie met de struiklaag is het bos meestal veel minder doorzichtig dan een productiebos. Op veel plekken ligt er dood hout en hier en daar staat een dode of stervende boom. De sporen van menselijk ingrijpen zijn minimaal. Deze kenmerken zijn zeker niet beperkt tot een strook die breder is dan 30 m; ook op smallere singels van bijvoorbeeld 15-30 m is zoiets mogelijk.

Open en gesloten bos

Op structuurniveau wordt bos verdeeld in gesloten en in open bos. Bij gesloten bos is de kroonprojectie groter dan 60%. In de praktijk is dat een vrij schaduwrijk tot vrij donker bos, vooral als Beuk, Haagbeuk, Gewone esdoorn en Tamme kastanje talrijk tot dominant aanwezig zijn. Op minder voedselrijke bodems groeien er dan, met uitzondering van het voorjaar, nauwelijks kruiden en struiken. Bij de meer lichtdoorlatende soorten is er meestal een ijle struik- en kruidlaag aanwezig. Indien er veel schaduw is, zullen veel struiken niet of in beperkte mate bloeien, weinig of geen vruchten dragen en is het milieu alleen geschikt voor echte schaduwplanten als varens. Aan de randen op de zon, in halfschaduw situaties, op plekken waar zijdelings licht kan toetreden, en op plekken waar de opening in het kronendak zo groot is dat de zon er enige uren op de bodem kan doordringen, zullen ook in de zomer kruiden en heesters normaal kunnen groeien en bloeien. Bij open bos met een kroonprojectie tussen 20 en 60% kan er veel meer zon doordringen. Daardoor is de struiklaag veel meer gesloten en kan ze beter tot bloei en vruchtzetting komen. Waar de struiklaag niet te dicht is, is veelal een kruidlaag aanwezig. Op plekken waar de zon volop kan schijnen zal - indien struiken ontbreken - de vegetatie grasachtig of ruig zijn.

5.4.3 Bosachtige begroeiingen

Onder bosachtige begroeiingen worden hier bosachtige terreinen verstaan die te klein zijn om ze volgens de Bosstatistiek bos te noemen, maar die wel een bosachtig beeld hebben. Dit zijn onder meer bosjes en bossingels met opgaande bomen. Begroeiingen als houtwallen en singels vallen er ook onder, omdat ze te beschouwen zijn als derivaten van bos.

Bosjes

Een bosje wordt hier gedefinieerd als een terrein met opgaande bomen kleiner dan 0,5 ha dat niet lint- of lijnvormig is. Bij een terrein breder dan 50 m zou nog een onderscheid gemaakt kunnen worden tussen open en gesloten bos, maar bij een kleinere breedte gaat bij open bos het bosachtige karakter snel verloren. Een smalle strook met enkele bomen, ook als dat meer dan 20% is, zal niet meer aan een bos doen denken. Een bedekking van 60% wordt hier als minimum gesteld om nog van een bosachtig karakter te kunnen spreken. Voor kleinere boomsoorten en soorten met een tamelijk lichtdoorlatende kroon zoals Es, Ruwe berk en Robinia kan onder bepaalde omstandigheden een oppervlakte van 10x10 m al voldoende zijn. Zoals eerder gezegd, is een harde ondergrens niet aan te geven. Indien zware bomen deel uitmaken van de begroeiing, zou 30x30 m een betere maat zijn. Als op deze oppervlakte zo'n bosje als middenbos wordt beheerd, kan dat een gevarieerd bosje opleveren. Zulke bosjes kunnen een bijdrage leveren aan de biologische verscheidenheid (Teeuwisse 1984).

Bossingels

Een bossingel wordt hier gedefinieerd als een langwerpige gevormd terrein dat met opgaande bomen en struiken is begroeid. Volgens de Bosstatistiek is een beplante strook smaller dan 30 m een singel. Dat wil nog niet zeggen dat een bosachtige begroeiing die smaller is dan 30 m niet als bos kan worden beleefd. Zo komen in de Gelderse Vallei boswallen, wildwallen en bosachtige singels voor van 15-30 m breed met een sterk bosachtig karakter. Van de buitenkant ziet het er als bos uit en binnenin heerst er een bosachtige sfeer. Ook in de bebouwde kom komen zulke smalle bosachtige singels voor. In verschillende situaties is niet de oppervlakte van een begroeiing doorslaggevend om bos te worden genoemd, maar veel meer de sfeer die het oproept. Bij een strook van 50 m breed zal dit eerder het geval zijn dan bij een strook van 30 m, maar bij een uitgekiend ontwerp en beheer kan op den duur, of na omvorming van een bestaand plantsoen, ook op een strook van 15 m nog iets ontstaan dat door de term bossingel gedekt kan worden. Op deze breedte hebben de meeste bomen en struiken nog redelijk wat ruimte om goed uit te groeien en is er zelfs een bescheiden bospad mogelijk.

Smalle lijnvormige begroeiingen

Het verschil tussen smalle lijnvormige begroeiingen en bossingels is dat het bosachtige karakter ontbreekt. In de praktijk gaat het meestal om smalle aangeplante singels die niet breder zijn dan 15 m. Ze zijn het meest te vergelijken met bosranden: opgaande bomen met een goed ontwikkelde struik- en, steeds vaker, een kruidlaag. Het gaat hier om hagen, singels en houtwallen. Vroeger werden ze onder meer gebruikt als afscheiding en windkering. Singels worden nog steeds aangeplant, losgroeierende hagen veel minder en houtwallen zelden, maar door stadsuitbreiding komen er steeds meer houtwallen in de bebouwde kom te liggen. Daarnaast zijn vele gemeenten medeverantwoordelijk voor de ecologische en landschappelijke kwaliteit van hun grondgebied. Hierbij gaat het niet alleen om beheer en herstel van oude lijnvormige landschapselementen, maar ook om nieuwe aanleg. Deze elementen zijn vooral interessant als biotoop voor talloze planten en dieren, voor de ecologische infrastructuur maar ook als

begeleidende groensingels langs allerlei wegen, paden en watergangen (Alleijn 1980; Logemann & Schoorl 1988; Opdam et al. 1986; Schmitz 1993; Zonderwijk 1955. Zie ook Natura 78,4; Het Vogeljaar 27, 5; Nederlands Bosbouw tijdschrift 49, 11). Verder zijn ze van groot belang om de ruimte van het landschap in te delen. Voor de schaal (groot-, kleinschalig) en de daarmee samenhangende biologische diversiteit van het landschap zijn ze vaak van doorslaggevende betekenis.

Singels

Het begrip singel blijkt divers te zijn. Het zijn onder meer rijen van:

- a. solitaire bomen langs het water, eventueel gemengd met struiken;
- b. knotbomen langs water en afscheidingen;
- c. een- of meerrijige elzensingels langs allerlei waterkanten die als hakhout kunnen worden beheerd;
- d. meerrijige gemengde loofhoutbeplantingen bestaande uit opgaande bomen en struiken.

a en b vallen buiten het kader van deze studie; op c en d zal nader worden ingegaan.

Singels met opgaande bomen en struiken

Singels worden gekenmerkt door opgaande bomen met een niet te zware kroonsluiting. Als onderbegroeiing zijn struiken aanwezig. Boom- en struiklaag zijn vaak niet scherp te onderscheiden; ze vloeien in elkaar over. Singels zijn relatief smal waardoor zijwaarts licht goed kan toetreden en struiken zich vaak veel beter kunnen ontwikkelen dan in bos of bossingels. Doordat het aantal bomen beperkt is (geen bos), kunnen de kronen van de bomen breder uitgroeien zoals dat bij boomgroepen en eenrijige singels het geval is. Zo kunnen de kronen van schietwilgen, in eenrijige singels in een plantafstand van ca. 1 m, een breedte van 12 m bereiken. De kronen blijven wel tamelijk plat. In minder extreme gevallen krijgen de kronen een meer natuurlijke vorm. Doordat er in singels relatief veel licht beschikbaar is, kan de plantafstand voor bomen wat minder zijn dan voor bos en bossingels. Met uitzondering van laanbegroeiing zijn singels waarschijnlijk de meest aangeplante lijnvormige begroeiingselementen in de woonomgeving. Ze komen voor langs allerlei wateren (sloten, vijvers, recreatieplassen), langs recreatieve routes, om sportaccommodaties, erfbeplantingen etc.

Het meest karakteristiek van singels is dat ze relatief smal zijn. Ze variëren van 2-15 m. Voor singels breder dan 8 m hoeft er, indien er zeer extensief beheer plaatsvindt, voor struiken in ieder geval geen ruimtegebrek te ontstaan. Voor de smallere singels is dat anders. Vooral als ze smaller zijn dan 6 m, zal er van tijd tot tijd tot jaarlijks toe gesnoeid moeten worden. Bij singels minder dan 6 m breed kan men beter geen snel of breed uitgroeïende struiken aanplanten (Amerikaans krentenboompje, Gewone vlier, Grauwe wilg, Hazelaar, Spaanse aak) als men niet zeker weet of er op tijd kan worden gesnoeid. Dat geldt nog veel meer voor singels die minder dan 4 m breed zijn. Slechts enkele soorten struiken beperken zich onder normale omstandigheden tot deze breedte.

In het openbaar groen zijn singels vaak begeleidende elementen van allerlei wegen en paden. Afhankelijk van het gebruik en de functie kunnen er per gedeelte andere eisen aan een singel worden gesteld, zoals fysieke en sociale veiligheid, behaaglijkheid, recreatie, microklimaat en natuurontwikkeling. Dit zijn aanleidingen die de structuur van de singel kunnen bepalen. In de praktijk betekent het dat de begroeiing dicht of minder dicht moet zijn. Gaat het om nestgelegenheid voor vogels, dan zal de singel vrij dicht moeten zijn. Als ruimtelijke beleving een rol speelt, zal de beplanting op verschillende plekken transparant moeten zijn. Fysieke veiligheid vraagt om een goed uitzicht en behaaglijkheid en sociale veiligheid vragen om een bepaalde mate van openheid. Deze openheid kunnen we vertalen in doorzicht: de mate van doorzicht op ooghoogte (tussen 1-2 m) op 1 juli.

- Weinig of ondoorzichtig: een doorzicht kleiner dan 40% (met een verticale projectie groter dan 60%).
- Matig tot goed doorzichtig: met een doorzicht tussen 40% en 80% (met een verticale projectie tussen 20 en 60%).²²
- Volledig doorzichtig: de struik- en kruidlaag is lager dan 1 m en de kronen van de bomen zijn hoger dan 2 m.

Houtwallen

Volgens de Bosstatistiek is een houtwal een singel van meestal verwaarloosd hakhout of middenbos op een aarden wal. Oorspronkelijk zijn houtwallen dichte aaneengesloten loofhoutbeplantingen op aarden wallen die 1 m boven het maaiveld uitsteken. Als openbaar groen komen deze oude landschapselementen de laatste decennia in beeld. Dit wordt veroorzaakt door stadsuitbreidingen, waarbij houtwallen in de planning worden betrokken, een proces dat zich vooral op de zandgronden afspeelt. In verband met beheer, herstel en eventueel nieuwe aanleg dienen houtwallen hier nadrukkelijk te worden genoemd. Houtwallen die als hakhout worden beheerd zijn ecologisch waardevol. De wallen zelf zijn 2-4 m breed en als ze breder zijn dan 5-15 m, is er sprake van een wildwal. De begroeiing is vaak aanmerkelijk breder. Wallen breder dan 10 m hebben een tamelijk bosachtig karakter. Er zijn hoge opgaande bomen (overstaanders) met een min of meer open struiklaag en pleksgewijs is er ook een kruid- en moslaag aanwezig. Voor de fauna zouden deze wallen als hakhout kunnen worden beheerd.

Hakhout

Evenals houtwallen komen hakhout- en geriefhoutbosjes steeds vaker binnen de sfeer van het openbaar groen te liggen. Als landschappelijke elementen hebben ze cultuurhistorische waarde en biologisch gezien zijn ze eveneens waardevol. Karakteristiek zijn de stobben met daarop opgaande takken die een tamelijk dicht bosje kunnen vormen. Een kruidlaag is meestal aanwezig. Wegens zijn hoge natuurwaarde dient hakhout veel meer te worden aangeplant. Het zal echter tientallen jaren duren voordat het enigszins op een hakhoutbosje gaat lijken. Op de zandgronden bestaat hakhout voornamelijk uit Zomereik, op löss onder meer Haagbeuk en op de meer natte bodems uit Zwarte els

²² Deze normen zijn arbitrair, maar afgeleid van criteria van open en gesloten bos.

en Es. Het oorspronkelijke beheer omvatten vaak meer dan alleen het kappen van bomen (De Kroon 1986).

Grienden kunnen eveneens tot hakhout worden gerekend. Meestal zijn ze te vinden in uiterwaarden en op binnendijkse gronden met een natte bodem. Het beeld is een soort stronkenbos van wilg of Es met drie- tot vijfjarige schuin tot rechtop omhooggroeiende takken. Bij enkele gemeenten is het een onderdeel van openbaar groen. De stronken staan ca. 1 m uit elkaar. Over minimale afmeting als element in openbaar groen is niets bekend. In principe kan op een betrekkelijk klein terrein (10x10 m) al een hakhoutbosje worden aangelegd maar voor gefaseerd beheer is een groter oppervlak van bijvoorbeeld 10x30 m aan te bevelen (zie ook Kalkhoven & Opdam 1984).

Een meer lijnvormige hakhoutbegroeiing wordt gevormd door elzensingels. Deze landschappelijke elementen groeien oorspronkelijk langs waterkanten en greppelkantjes. Ze beschermden de kanten tegen het intrappen van vee. Zwarte els slaat in Nederland overal langs oevers van vijvers en waterlopen op. Indien er op natte en vochtige bodems singels worden aangeplant, is Zwarte els de meest voor de hand liggende soort. Elzen worden meestal als hakhout beheerd. Net als in de andere soorten hakhout ontstaan ook hier micromilieus voor allerlei soorten planten en dieren. Elzensingels die als hakhout worden beheerd, worden door het uitgroeien van de stobben (vergelijk met knotbomen) geleidelijk dikker. Na enkele tientallen jaren moet men op kniehoogte rekening houden met een minimale breedte van 2 m. Tweerijige singels zijn op kniehoogte als snel 3 m breed. De kruin wordt dan vaak dubbel zo breed.

Bij stadsuitbreiding worden elzensingels als openbaar groen geïntegreerd. Het hakhoutbeheer wordt dan meestal al dan niet planmatig gestaakt, waardoor de elzen tot bomen uitgroeien. Zulke uitgegroeide singels kunnen er fraai uitzien, maar ze worden, mede door het opsnoeien in verband met de beperkte ruimte, meestal hol en verliezen daardoor een belangrijk deel van hun ecologische betekenis.

5.4.4 Struwelen en struweelachtige begroeiingen

Struwelen zijn 1-6 m hoge begroeiingen die in hoofdzaak zijn samengesteld uit struikvormende soorten. Verspreid kunnen er lage bomen voorkomen. Afhankelijk van het soort struiken, de bodemvruchtbaarheid en het beheer is de breedte minimaal 10-15 m. In natuurlijke omstandigheden kunnen struwelen wel enkele hectaren groot worden; in de duinen zien we daar voorbeelden van. Indien we struwelen willen aanplanten, zal een strook van minimaal 10-15 m nodig zijn. Bij niets doen zal ook 15 m na verloop van jaren te smal zijn. Een Sleedoorn op voedselrijke bodem kan na vier tot vijf jaar al een diameter van 4 m hebben bereikt en groeit daarna vrij snel uit naar 6 m; sommige soorten braam maken op vruchtbare bodem ranken tot 6 m. In deze gevallen is bij niets doen zelfs 15 m aan de krappe kant. Een milieu waarin smalle lintvor-

mige struwelen door het hele land algemeen voorkomen, zijn spoorbermen en spoorwegtaluds. Deze struwelen zijn te vergelijken met randstruwelen van bossen. Enkele karakteristieke struwelen zijn bremstruwelen, doornstruwelen en wilgenbroekstruwelen.

Solitair groeiend kunnen de meeste struiken 6-8 m breed worden. Doordat de buitenste takken op zeker moment naar de grond zakken, kan deze breedte afhankelijk van de soort 2-6 m toenemen. Hazelaar en Grauwe wilg kunnen dan 10-15 m halen. Op den duur kan een struik of struikgroep de hele breedte van 10-15 m in beslag nemen. Dat kan twintig tot dertig jaar duren. Als de bodem niet al te vruchtbaar is en enig beheer mogelijk, kan een struweel zich ontwikkelen op een minimumbreedte van 10 m. Net als op de spoorbermen varieert zo'n struweel weinig in breedteprofiel, maar des te meer in lengteprofiel. Doordat de struiken niet solitair groeien maar in onderlinge concurrentie, is er ook een bescheiden variatie in het breedteprofiel mogelijk. Als er geen mogelijkheden zijn voor extensief beheer, geldt voor vrij uitgroeiende struwelen een minimumbreedte van 15 m, waarbij de eerste 6 m niet wordt beplant maar als grasland en/of ruige zoom wordt beheerd. In een periode van twintig tot dertig jaar zal de onbeplante strook steeds smaller worden. Het is echter de vraag of aangeplante struwelen het zolang zonder actief beheer kunnen stellen. Als men het struweel of de struweelachtige begroeiingen ononderbroken in stand wil houden, zal een periodiek extensief beheer noodzakelijk zijn.

Net als bij bossen kan bij struweel een onderscheid worden gemaakt tussen gesloten en open struweel. Gesloten struwelen zijn aaneengesloten houtige begroeiingen met weinig open ruimte voor kruidachtigen. Doordat gesloten struwelen vrij donker zijn, kan alleen in het voorjaar (eind maart-begin juni) een kruidlaag aanwezig zijn. In de zomer kunnen er slechts enkele varensorten en andere echte schaduwplanten groeien, maar zelfs die moeten het soms afleggen in de diepe schaduw van de struwelen. In een niet al te donkere situatie kan er ook Klimop groeien. Aan de buitenkant hebben veel struikbegroeiingen in de stad iets gemeen met gesloten struwelen, maar de variatie in de begroeiingsstructuur is vaak minimaal. Gesloten struwelen zijn vaak zo dicht dat ze voor mensen en grotere diersoorten vrijwel ontoegankelijk zijn.

Open struweel bestaat uit kleinere en grotere groepen struikvormende soorten die geregeld door kruidachtige veelal ruige begroeiingen worden afgewisseld. Op plaatsen waar de struiken dicht opeenstaan, zal alleen in voorjaar een kruidlaag aanwezig kunnen zijn. Op plekken waar de struiken in kleinere groepen of alleenstaand voorkomen, zal een lichtbehoevende kruidachtige vegetatie de bodem bedekken. Indien het open struweel zich ongehinderd kan ontwikkelen, ontstaat er na verloop van tijd een gesloten struweel met wellicht opgaande bomen. Op allerlei terreinen die met rust worden gelaten, komen deze struwelen voor. Buiten de natuurreservaten zijn deze struwelen vooral langs de spoorwegen veelvuldig aanwezig. De meer open struwelen bieden meer ruimte voor grasland- en ruigteplanten. Dit geldt uiteraard ook voor de randen van de struwelen.

Grazig struweel is een variant op open struweel, maar met dit verschil dat de open plekken in hoofdzaak uit een grazige begroeiing bestaat. Onder natuurlijke omstandigheden worden deze grazige vegetaties door begrazing instandgehouden. In het openbaar groen komen soms struweelachtige begroeiingen voor die overeenkomst vertonen met grazig struweel. Doordat er een of twee keer per jaar wordt gemaaid, wordt een grasachtige begroeiing instandgehouden terwijl het struweel niet dichtgroeit.

Houtige begroeiingen die duidelijk overeenkomst vertonen met natuurlijke struwelen komen, met uitzondering van enkele kustplaatsen, in het openbaar groen nog nauwelijks voor. Dit is voornamelijk toe te schrijven aan de wijze waarop struiken worden aangeplant. Voor struwelen moeten het plantmateriaal en de plantafstand onregelmatig zijn. Alles moet niet in een keer worden dichtgeplant, zodat er ook ruimte overblijft voor spontane vestiging. Bovendien ontstaan de meeste struwelen in concurrentie met grassen en ruigten. Waar de concurrerende vegetatie al aanwezig is, dient deze als er wordt ingeplant zeker voor een deel te worden gehandhaafd en op open bodems dient onkruidbestrijding achterwege te blijven. Ongelijke groei, concurrentie en een matige begrazing zullen op den duur een begroeiing opleveren die sterk op een struweel lijkt.

Losse doornhaag

Een losse doornhaag is een haag die in hoofdzaak uit struikvormende soorten bestaat die doorns en stekels bezitten. Meestal is Eenstijlige meidoorn de hoofdsoort, een enkele keer is dat Sleedoorn. Daarnaast komen ook Hondсроos, Braam en diverse andere struweelsoorten voor met hier en daar opgaande bomen. Er is meestal een zoombegroeiing aanwezig en bij niet al te brede en te donkere hagen ook een kruidachtige onderbegroeiing. In de stuiken zijn lianen als Bitterzoet, Heggenrank, Hop en Bosrank te vinden. Dit heggentype komt vooral veel voor in het rivierengebied (Maas, Waal, Lek, IJssel). Oorspronkelijk dienden ze als veekering. Door hun bloei en bessen zijn ze esthetisch van grote waarde. Ze bieden ook nestgelegenheid voor vogels. Als begeleidend en afscheidend element zijn ze in veel opzichten te benutten. Zie literatuurverwijzing in 5.5.3

Als solitaire struik kan Eenstijlige meidoorn in een periode van enkele decennia gemakkelijk 8 m breed en 6-8 m hoog worden. Voor heggen is een kleinere afmeting wenselijk. Eenrijige losse meidoornhagen zijn 3-4 m breed en 3-4 m hoog. Plaatselijk waar Gewone vlier en Spaanse aak zich vestigen, kan de haag enkele meters breder zijn. Mits er een ruige onderbegroeiing aanwezig is, is deze afmeting optimaal voor vogels. Dat houdt in dat de hagen dan om de vijf tot tien jaar moeten worden teruggesnoeid. Bij achterstallig beheer kan de haag breder (tot 8 m) uitgroeien en wordt dan ook hol. Bij meerrijige hagen hangt de breedte van het aantal rijen af, voor de buitenste rijen moet bij normaal beheer 3 m worden gerekend. Vrij uitgroeïende hagen zonder enig beheer kunnen bij drie rijen op den duur (twintig tot dertig jaar) mede door het uitzakken van de onderste takken of het ombuigen van de buitenste plantrij wel 10-14 m breed worden. In de bloeiperiode levert dat schitterende beelden op, maar door de holheid van zulke hagen blijft de ecologische kwaliteit ver achter.

Scheerhaag

In verband met de beschikbare ruimte is een uitgroeiende haag niet altijd mogelijk; een scheerhaag is dan een alternatief. Ze zijn er in tientallen soorten, maar niet alle hagen zijn uit een oogpunt van natuurontwikkeling interessant. Hagen van meidoorn, hulst (geen cv.) Beuk, Haagbeuk, Taxus en Zuurbes bieden meer nest- en schuilgelegenheid voor vogels dan coniferenhagen. In geschoren vorm zijn zulke hagen 0,5-1 m dik en 0,8-2 m hoog, maar rond de langste dag moet er ongeveer 1 m bij worden opgeteld. Deze hagen kunnen in geschoren toestand meer dan 2 m breed worden, maar worden dan ook holler, wat voor vogels minder aantrekkelijk is. De ruimte neemt toe terwijl de ecologische kwaliteit afneemt. Indien scheerhagen met rust worden gelaten, groeien ze als losse haag uit en individuele planten kunnen zelfs tot bomen uitgroeien. Voorbeelden hiervan zijn te zien rond de Oude Begraafplaats van Veenendaal en langs de Rielerweg in de gemeente Deventer. De strak geschoren beukenhagen van weleer zijn uitgroeid tot rijen dicht open staande volwassen bomen.

Struikbegroeiing

Veel struikbegroeiingen zijn te beschouwen als afgeleiden van struweel, maar zien er te cultureel uit om struweel genoemd te kunnen worden. Dit zijn vaak begroeiingen met struiken van gelijke leeftijd of begroeiingen die te kunstmatig in stand worden gehouden door de eisen die door de omgeving of aan het beheer worden gesteld. Vaak is hier een beperkte natuurontwikkeling mogelijk. Het gaat dan meestal om omgevormde, sterk gedunde of nieuw aangelegde struikbegroeiingen waarin de ontwikkeling van de kruidachtige begroeiing wordt gestuurd door middel van een of twee keer per jaar maaien. Zulke struikbegroeiingen zijn vooral in woonwijken te vinden. Toch is in de praktijk gebleken dat deze vormen van begroeiing een zekere natuurwaarde kunnen hebben. Verschillende kruidlaagtypen zijn mogelijk, die zowel voor de fauna als voor de flora van belang kunnen zijn. Uitgroeiende struiken kunnen door hun bloei en vruchten voor insecten en vogels van betekenis zijn. Kleine zoogdieren zoals Bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), waarvan de nesten in een later stadium door hommels kunnen worden gebruikt, kunnen in de wat ruigere kruidachtige begroeiing aanwezig zijn. In alle gevallen kunnen enkele bomen voorkomen en in combinatie hiermee ook paddestoelen. Veel begroeiingen lijken nog niet op struweel, maar er zijn wel natuurlijke processen die tot struweelvorming kunnen leiden, onder meer natuurlijke opslag van struiken, braam en lianen.

Evenals bij het struweel zijn er bij struikbegroeiingen open en gesloten vormen te onderscheiden, maar zonder beheer of begrazing groeien ook de struiken dicht. Bij struiken is het van groot belang om de breedte in de gaten te houden. Hoewel solitaire struiken tot 8 (en soms tot 10-15) m breed kunnen uitgroeien, is bij een matig extensief beheer een minimale breedte van 6 m voldoende. Op deze breedte kunnen de struiken in een tamelijk natuurlijke vorm uitgroeien. Na ongeveer tien jaar moet er dan wel worden ingegrepen. Bij een extensief beheer van meerrijige open en gesloten struikbegroeiingen moet voor het uitgroeien van de buitenste struiken vanaf de stam minimaal 5-6 m worden gerekend. De beheercyclus kan dan meer dan tien jaar bedragen.

Voor zelfregulerende struikbegroeiingen moet men voor de buitenste struiken rekening houden dat ze in een periode van twintig tot vijftientig jaar 6-8 m naar buiten kunnen uitgroeien. Zowel ecologisch als esthetisch is dat echter niet altijd gewenst. Vooral in de openbare ruimte lijkt het wenselijk om ze nu en dan terug te zetten. Dit kost extra arbeid maar functie en kwaliteit blijven hierdoor behouden op een kleinere ruimte. Smallere stroken grond bieden ook mogelijkheden voor struikbegroeiingen, op voorwaarde dat er vrijwel jaarlijks wordt gesnoeid. Pas aangeplante struikvormers kunnen in vier tot acht jaar uitgroeien tot een breedte van 3-6 m. Daarna moeten de planten vrijwel jaarlijks worden gesnoeid of om de paar jaar worden afgezet.

Kleinschalige houtige begroeiingen

Niet alles is door bovengenoemde termen te dekken. Vrijwel de meeste gemeenten in ons land zitten nog jaren lang opgescheept met een planologische erfenis van de afgelopen decennia. Het kleinschalige groen, dat met goede bedoelingen is ontworpen en aangelegd, is vaak niet berekend op uitgroeïende struiken en bomen. Heel vaak is de ruimte voor begroeiingen aanzienlijk kleiner dan 100 m² en daarbij slechts enkele meters breed. Toch biedt het vaak ruimte aan enkele kleine bomen en niet al te hard groeiende struiken. In principe kan ook hier een kruidlaag aanwezig zijn en als er ook nog sprake is van enige bewonersparticipatie, kan er van 25 m² zelfs nog een aardig vlinderbosje gemaakt worden en is er zelfs een stinzenflora of een Zuid-Limburgse bosflora mogelijk. Er wordt nogal eens denigrerend over zulke kleine stukjes groen gesproken. Vaak terecht, maar we mogen niet vergeten dat er talloze woonwijken bestaan waar dit zogenaamde snippergroen nog de enige groene plekken zijn. In tientallen steden zijn bewoners bereid om in samenwerking met de groendiensten van zulke plekken iets aardigs te maken. Misschien mogen we dat geen natuur meer noemen, maar het kan door de aangrenzende bewoners wel als natuur worden beleefd.

5.4.5 Begeleidende kruidachtige begroeiing

De kruidachtige begroeiing kent ook verschillende aspecten die bij het ontwerp een rol spelen, onder meer de structuur, de soortensamenstelling en de wijze van ontstaan. In het volgende hoofdstuk wordt hier verder op ingegaan, maar om praktische redenen zijn de voornaamste in 5.6 geplaatst.

5.5 Overzicht van de typologie voor houtige begroeiingen

5.5.1 Typologie voor bos en bosachtige begroeiingen

Bos	Volgens de Nederlandse Bosstatistiek een met boom- of struikvormende soorten begroeid terrein.	De oppervlakte is tenminste 0,5 ha en 30 m breed.
Gesloten bos	Bosterrein met een kroonprojectie groter dan 60%. In de praktijk een vrij schaduwrijk tot vrij donker bos.	De oppervlakte is tenminste 0,5 ha en 30 m breed.
Open bos	Bosterrein met een kroonprojectie tussen 20 en 60%. In de praktijk een vrij zonnig tot schaduwrijk bos.	De oppervlakte is tenminste 0,5 ha en 30 m breed.
Bosachtige begroeiingen	Terreinen die met bomen en struiken zijn begroeid, maar te klein of te smal zijn om ze volgens de Bosstatistiek tot bos te rekenen. Ze kunnen wel een bosachtig beeld hebben.	< 0,5 ha.
Bosjes met opgaande bomen	Kleine, niet langgerekte, met bomen en struiken begroeide terreinen en met een kroonprojectie van minimaal 60%.	Afhankelijk van de soorten en het beheer minimaal 10x10 m tot 30x30 m.
Bossingel	Een langwerpig gevormd terrein met opgaande bomen en struiken begroeid. En met een kroonprojectie van minimaal 60%.	Minimaal 60-80 m lang; minstens vier maal zo lang als breed; breder dan 15-20 m en smaller dan 30 m.
Hakhout- en geriefhoutbosjes	Bosjes die periodiek (7-15 jaar) worden afgezet. Op de zandgronden bestaat hakhout voornamelijk uit Zomereik en op de meer natte bodems uit Zwarte eis en Es.	Op een terrein van 10x10 m is een hakhoutbosje mogelijk; voor gefaseerd beheer is een groter oppervlak wenselijk, bijvoorbeeld 10x30 m.
Grienden	Wilgenbossen die als hakhout worden beheerd.	De stronken staan ca. 1 m uit elkaar; in verband met gefaseerd beheer niet te klein oppervlak, minimaal 10x10 m tot 10x30 m.
Houtsingels	Worden gekenmerkt door opgaande bomen met niet te zware kroonsluiting; als onderbegroeiing zijn struiken aanwezig; boom- en struiklaag zijn vaak niet scherp te onderscheiden. Elzensingels groeien oorspronkelijk langs waterkanten en greppelkantjes.	Bij zeer extensief beheer: 8-15 m breed; matig extensief beheer: 4-8 m breed; bij jaarlijks snoeien: 2-4 m breed. Eenrijige singel als hakhout beheerd: 2 m breed op kniehoogte; tweerijige singel; 3 m breed op kniehoogte. De kruin wordt vaak dubbel zo breed.
Houtwallen	Hakhout of middenbos op een aarden wal.	Als voormalige veekering: 2-4 m breed; als voormalige wildwal: 4-15 m breed.
Kleinschalig bosplantsoen	In principe alle begroeiingen met kenmerken van bosplantsoen.	Breedte is afhankelijk van beheer, bodem en soorten; <100 m ²
Opslagbos en derivaten	Bos en houtige begroeiing die spontaan door natuurlijke aanzaaiing zijn ontstaan.	Singelachtige begroeiingen vanaf 2 m breed; bosachtige begroeiingen vanaf 15-30 m breed.

5.5.2 Typologie voor struweel en struweelachtigen

Struweel ²³	1-6 m hoge begroeiing met struikvormende soorten; met verspreid voorkomende lage, 6-10 m hoge bomen.	10-15 m breed.
Gesloten struweel	1- 6 m hoge begroeiingen met struikvormende soorten en een kroonprojectie groter dan 60%; met verspreid voorkomende lage, 6-10 m hoge bomen. Er is dus weinig open ruimte voor kruidachtige begroeiing.	10-15 m breed.
Open struweel	1- 6 m hoge begroeiingen met struikvormende soorten en een kroonprojectie tussen de 20 en 60%; met verspreid voorkomende lage, 6-10 m hoge bomen. Er is dus veel ruimte voor kruidachtige begroeiing.	10-15 m breed.
Grazig struweel	Is een variant op het open struweel, maar de open plekken bestaan in hoofdzaak uit een grazige begroeiing.	10-15 m breed.
Randstruweel	Struweel langs of rond bosachtige begroeiingen; in de vegetatiekunde wordt dat ook wel mantelvegetatie genoemd.	8-15 m breed.
Struweelachtige begroeiingen	Begroeiingen met kenmerken van struweel.	
Losse doornhaag	Een haag die in hoofdzaak uit struiken bestaat die met doorns en stekels zijn bezet; o.m. Meidoorn, Sleedoorn, Hondсроos. Losse meidoornhagen moeten om de tien tot vijftien jaar worden afgezet.	3-6 m breed; zonder beheer kunnen deze hagen tot 8-14 m breed uitgroeien. Bij eenrijge heggen is, voor de fauna, een kleinere afmeting wenselijk.
Scheerhaag	Zeer dichte, strakke begroeiing van houtige soorten die minimaal eenmaal per jaar wordt geschoren. Groeit bij staken van het beheer tot brede losse haag of bomenrij uit.	In geschoren vorm: 0,5-1 m breed en 0,8-2 m hoog; rond de langste dag ongeveer een meter bij optellen.
Randbegroeiing met struiken en struikenrij	Stroken met struiken langs een bos, bosachtige begroeiing of als afscheiding.	Afhankelijk van de soorten en het plantverband: zelfregulerend: 8-15 m breed; met extensief beheer: 6-8 m breed; met intensief beheer: 2-6 m breed.
Gesloten struikbegroeiing	Een struikbegroeiing met een kroonsluiting groter dan 60% en vooral in het voorjaar met een kruidlaag of met bodembedekkers.	Idem.
Open struikbegroeiing	Een struikbegroeiing met een kroonsluiting tussen 20 en 60% met onder de struiken een grazige tot kruidachtige onderbegroeiing of bodembedekkers; met een grazige tot ruige vegetatie tussen de struiken.	Idem.
Kleinschalig bosplantsoen	In principe alle begroeiingen met kenmerken van bosplantsoen.	Breedte is afhankelijk van beheer, bodem en soorten; <100 m ² .

²³ Zie Koster 1998a voor breedte- en hoogtematen van struiken.

5.5.3 Typologie voor de kruidlaag naar beheer en structuur

Kruidlaag Cultuurlijk	Beschrijving en enkele soorten die kunnen voorkomen Begroeiingen waarin soorten zijn geïntroduceerd of zich spontaan hebben gevestigd, maar die alleen met bijzondere beheermaatregelen in stand kunnen worden gehouden; dus door wieden en schoffelen.
Halfcultuurlijk/ halfnatuurlijk	Begroeiingen waarin soorten zijn geïntroduceerd en/of zich spontaan hebben gevestigd en zich zonder extra of bijzondere beheermaatregelen kunnen handhaven en uitbreiden. Van oorsprong kan deze kruidlaag cultuurlijk zijn, maar zich in de loop der jaren hebben ontwikkeld tot een natuurlijk ogende begroeiing. Afhankelijk van de intensiteit van het beheer en de geïntroduceerde soorten zal het accent op halfcultuurlijk of halfnatuurlijk liggen. In het kader van deze publicatie is het niet van belang om hier nader op in te gaan.
Natuurlijk	Begroeiingen die zich zonder menselijk ingrijpen ontwikkelen.
Lage voorjaarsbloeiende kruidlaag. (kruidlaag met bloeiaccent in het voorjaar; overeenkomst stinzenflora en middenbosflora)	Cultuurlijke tot natuurlijke begroeiingen van overwegend vroeg bloeiende en laagblijvende (tot 0,5 m) soorten. Meestal spontaan: Speenkruid. Zowel spontaan als ingezaaid: Geel nagelkruid, Robertskruid, Stinkende gouwe etc. Meestal aangeplant of ingezaaid: Bosaardbei, Bosanemoon, Bosvergeet-mij-nietje, Daslook, Donkere ooievaarsbek, Gevlekte aronskelk, Gewoon sneeuwkllokje, Groot heksenkruid, Gulden boterbloem, Holwortel, Lievevrouwebedstro, Maagdenpalm, Maarts viooltje, Muskuskruid, Vingerhelmbloem, Boerenkrokus, Wilde hyacint, Wilde narcis, Winterakoniet. Cultuurlijke tot halfnatuurlijke begroeiingen kunnen in het begin veel begeleiding nodig hebben, onder meer selectief wieden en uitmaaien; na verloop van jaren kan worden volstaan met extensief beheer.
Grazig	Meestal halfnatuurlijke begroeiingen waarin de grassen de overhand hebben; met of zonder bloeiende graslandplanten (Paardebloem, Pinksterbloem en stinzenplanten). Afhankelijk van de lichtinval en de dichtheid van de zode kunnen ook planten van de andere groepen aanwezig zijn. Er kan worden volstaan met uitmaaien.
Zomergroene halfhoge kruidlaag	Meestal halfcultuurlijke tot halfnatuurlijke ca.0,3-0,8 m hoge, veelal gesloten begroeiingen. Voorkomende soorten zijn: Brede stekeelvaren, Echte koekoeksbloem, Groot heksenkruid, Kleine springbalsemien. Kan eventueel worden uitgemaaid (varens met rust laten).
Ruig	Halfcultuurlijke tot natuurlijke, halfhoge tot hoge (0,6-1,5 m), al dan niet zomergroene begroeiingen. Voorkomende soorten zijn: Fluitenkruid, Grote brandnetel, Groot hoefblad. Indien nodig uitmaaien.
Heterogeen	Halfcultuurlijke tot natuurlijke begroeiingen die uit verschillende van de bovengenoemde aspecten zijn samengesteld; kan sterk in hoogte verschillen. Indien nodig uitmaaien.
Bodembedekkend	Meestal halfcultuurlijke / halfnatuurlijke (zelden natuurlijke), gesloten, zomergroene, halfhoge begroeiingen die door een of enkele soorten worden gedomineerd; onder meer door Gele en Gevlekte dovenetel en Zevenblad. Wordt nogal eens aangeplant om ongewenste kruidachtige soorten tegen te gaan. In dit verband dient ook Klimop te worden genoemd. Meestal selectief wieden en uitsteken van houtopslag.
Moslaag	De begroeiing van mossen op de bodem. Komt nog zelden voor. Is te bevorderen door het aanbrengen van hoogteverschillen en voldoende schaduw. Voor veel mossen moet de bodem vrij zijn van blad en kruidachtige begroeiing.

5.5.4 Typologie voor zomen

Bloemrijk	Als half juni-half augustus de zoom voor meer dan 20% uit bloeiende planten bestaat die niet gerekend kunnen worden tot de grassen en storingssoorten zoals Akkerdistel, Grote brandnetel en Ridderzuring.
Ruig	Als half juni-half augustus de zoom voor meer dan 20% uit bloeiende ruigtkruiden bestaat die niet gerekend kunnen worden tot de grassen en storingssoorten zoals Akkerdistel, Grote brandnetel en Ridderzuring.
Grazig	Als half juni-half augustus grassen dominant aanwezig zijn en de zoom minder dan 20% bloeiende planten bevat die niet gerekend kunnen worden tot de grassen en storingssoorten zoals Akkerdistel, Grote brandnetel en Ridderzuring.
Sterk verstoord	Als half juni-half augustus storingssoorten zoals Akkerdistel, Grote brandnetel en Ridderzuring dominant aanwezig zijn.
Heterogeen	Als half juni-half augustus er twee of meer van de definities van toepassing zijn.

5.5.5 Termen voor begroeiingen

Bepanting	Alle planten, zowel kruidachtige als houtige, die op een bepaalde plek zijn aangeplant.
Vegetatie	De ruimtelijke massa van plantenindividuen, in samenhang met de plaats waar zij groeien en in een rangschikking die zij uit zichzelf hebben aangenomen (Westhoff & Den Held 1975: p.18); m.a.w. de begroeiing die zich spontaan of natuurlijk heeft ontwikkeld.
Halfnatuurlijke vegetatie	Begroeiing waarvan de structuur door de mens is bepaald, maar waarvan de soortensamenstelling spontaan is (dus niet is aangeplant of ingezaaid).
Begroeiing	Alle planten op een bepaalde plek, ongeacht de wijze waarop ze op die plek zijn ontstaan.
Bosplantsoen	Begroeiingen die structuurkenmerken hebben van bossen en struwelen en in hoofdzaak inheemse soorten bevatten.
Bodembedekkers	Bodembedekkende soorten die vaak gebruikt worden voor het beteugelen van ongewenste kruiden maar die ook spontaan tot dominantie kunnen komen (aangeplant en spontaan: Klimop of Bonte gele dovenetel; spontaan: diverse soorten braam of Zevenblad).
Lianen en klimplanten	Planten met slappe klimmende of windende stengels die in hoofdzaak via bomen en struiken naar het licht toe groeien (Hop, Kamperfoelie, Bosrank, Heggenrank, Klimop).

5.5.6 Termen voor structuur

Gelaagdheid

Boomlaag	De begroeiing die door opgaande bomen (min. 6 m hoog) wordt bepaald.
Struiklaag	De begroeiing die door struiken wordt bepaald.
Kruidlaag	De begroeiing die door kruiden wordt bepaald.
Moslaag	De vegetatie die door mossen wordt bepaald.
Schimmellaag	Het mycelium levend in de bodem in het strooisel (als paddestoelen zichtbaar).

Bedekking / Open en gesloten

Bedekking / open en gesloten	De mate waarin de bodem wordt bedekt of een begroeiingsstructuur doorzichtig is.
Percentages	Voor alle typen begroeiing worden voor 'gesloten' 60% en voor 'open' 20%-60% aangehouden. Anders is er sprake van solitaire bomen en struiken dan wel boom- en struikgroepen of een pleksgewijze begroeiing van kruiden.

Kroonsluiting

Kroonsluiting	De mate waarin de kronen van bomen en struiken de lucht bedekken. In de praktijk is dat de eenvoudigste wijze om de bedekking te schatten. Dit wordt ook uitgedrukt in:
Kroonprojectie	Loodrechte projectie van de omtrek van de kruinen van bomen en struiken op de bodem.
Open en gesloten begroeiingen	Wat open en gesloten inhoudt is voor bossen duidelijk gedefinieerd; voor de overige begroeiingen nauwelijks. Volgens de Bosstatistiek van 1985 heeft gesloten bos een kroonprojectie (kroonsluiting) van meer dan 60% en open bos van 20 tot 60%.

Doorzicht

Doorzicht	De mate van doorzicht op ooghoogte (tussen 1-2 m) op 1 juli.
Weinig of ondoorzichtig	Een doorzicht kleiner dan 40% (met een verticale projectie groter dan 60%).
Matig tot goed doorzichtig	Met een doorzicht tussen 40% en 80% (met een verticale projectie tussen 20 en 60%).
Volledig doorzichtig	De struik- en kruidlaag is lager dan 1 m en de kronen van de bomen zijn hoger dan 2 m.

Randen

Vrij uitgroeiend	Randen die zich lange tijd (15-25 jaar) zonder beheer kunnen ontwikkelen. Ze vertonen een struweelachtig beeld.
Strak en dicht	Komt onder normale omstandigheden alleen bij scheerheggen voor. Door deze dichte structuur vormen ze een goede nestgelegenheid voor vogels en bieden vogels bovendien bescherming tegen katten en roofvogels.
Los en vrij regelmatig (gesnoeid)	Een losse heg of een singel met min of meer vrij uitgroeiende struiken. Per struik is de rand onregelmatig, maar voor de totale begroeiing tamelijk uniform.
Los en onregelmatig (gesnoeid)	Met inhammen of met duidelijk ingesprongen rand. Inhammen zijn vooral van belang voor bloembezoekende insecten. Ze geven de voorkeur aan warme, zonnige en luwe plekken. Voor een inham zijn geen duidelijke maten te geven. De zon moet er het grootste deel van de dag kunnen schijnen en de wind moet worden getemperd. Voor begroeiingen die breed genoeg zijn, is de minimale diepte 3 m en de minimale lengte 6 m. Dat is de ruimte van een halve uitgegroeide struik. Waar de ruimte het toelaat, is de dubbele maat beter.

6 ONTWIKKELING VAN DE KRUIDLAAG

6.1 Inleiding

Welke plantensoorten ontwikkelen zich als we vanuit een bestaande situatie met ecologisch groenbeheer beginnen en wat is daarvan te leren voor het ontwerp? Over de samenstelling van de kruidlaag in houtige begroeiingen in de stad is eigenlijk weinig bekend. Enkele beheerders zijn in grote lijnen wel op de hoogte van wat er in hun eigen plantsoenen aan kruiden groeit; sommigen weten dat zelfs heel nauwkeurig. Op symposia en andere studiebijeenkomsten zijn er geregeld inleiders die resultaten van ecologisch groenbeheer tonen, verder bestaan er tientallen publicaties en rapporten die gedeeltelijk betrekking hebben op kruiden in houtachtige begroeiingen (Koster & Claringbould 1991a; Koster 1993; Koningen 1988-1995; Koningen & Leopold 1994, 1996; Van Leeuwen & Doing 1984; Londo 1977, 1996; Vermij 1988; Vonk 1992; Vos 1986; Zemmeling 1989), maar over de werkelijke plantengroei en soortensamenstelling in stedelijke begroeiingen (buiten bosverband) is weinig of niets schriftelijk vastgelegd. Als we vragen over het ontwerp van houtige begroeiingen en beelden die daarmee samenhangen willen beantwoorden, is het in de van belang te weten:

- a. Welke soorten er in de kruidlaag kunnen voorkomen,
- b. op welke plekken ze zich in de begroeiing kunnen ontwikkelen,
- c. Welke structuren deze soorten kunnen vormen,
- d. wat de herkomst is van de soorten die zich in begroeiingen vestigen,
- e. wat kruiden voor het ontwerp en voor het beheer betekenen.

Om hier zicht op te krijgen zal in het eerste gedeelte van dit hoofdstuk worden nagegaan hoe de kruidachtige begroeiing zich ontwikkelt na het omschakelen naar ecologisch beheer of beter gezegd na de eerste stappen daartoe. Vervolgens zal worden aangegeven op welke plekken deze planten kunnen groeien en vanaf 6.7 zal antwoord worden gegeven op de vragen c-e.

6.2 Ontwikkeling van de kruidlaag na staking of afname van de chemische onkruidbestrijding

Hoe ontwikkelt de kruidachtige begroeiing zich in beplantingen (heestervakken) die jaren achtereen met chemische onkruidbestrijdingsmiddelen zijn behandeld na het staken van dit beheer: welke kruiden groeien er en in welke verhoudingen komen ze voor? Deze vragen kunnen niet volledig worden beantwoord omdat het onderzoek hierover pas op gang gekomen is nadat enkele gemeenten al een aantal jaren de chemische onkruidbestrijding in de beplantingen geheel of gedeeltelijk hadden gestaakt. Een overzicht van de ontwikkelingen in het prille begin ontbreekt dus. Dit had echter geen grote gevolgen voor het verloop van het onderzoek.

Aanvankelijk zou in 1991 alleen in woonwijken in Arnhem, Den Bosch en Utrecht onderzoek plaatsvinden. In Den Bosch en Utrecht is wel een inventarisatie gehouden maar door veranderingen in het beheer tijdens het onderzoek (Den Bosch) en door geplande omvormingen²⁴ (Utrecht) is er verder geen onderzoek verricht. Ter compensatie zijn in 1993 in Enschede nog drie proefvlakken en in Boxtel nog een proefvlak geïnventariseerd die het meest met Arnhem gemeen hadden (Koster 1998a: p. 115 en 291). De geïnventariseerde begroeiingen lagen alle in woonwijken en hadden naast andere functies oorspronkelijk een esthetische functie. In deze begroeiingen kwamen gewoonlijk veel exotische houtige soorten voor of cultivars daarvan.

Aangezien er over de eerste ontwikkelingsfase van de kruidengroei weinig of niets bekend was, is er als ondersteuning ook een inventarisatie gemaakt van de kruiden in de houtige begroeiingen van Veenendaal en is gebruikgemaakt van de inventarisatie van de gemeente Breda (Koster 1998a: p. 95). In beide gemeenten was men minder ver met ecologisch groenbeheer dan in Arnhem. Veenendaal was op beperkte schaal nog maar een aantal jaren bezig met ecologisch groenbeheer. In de houtige begroeiingen worden echter sinds 1986 vrijwel geen chemische middelen meer gebruikt ter bestrijding van kruiden. Incidenteel wordt er een uitzondering gemaakt voor haarden van Haagwinde. In begroeiingen die er redelijk verzorgd moeten uitzien, wordt min of meer selectief geschoffeld.

De kruidlaag in beplantingen van Utrecht kwam in grote lijnen overeen met die van Arnhem: beide waren op de zonnige en licht beschaduwde plekken min of meer gesloten. Dit is een teken van langdurig extensief beheer en te zien als een langere ontwikkelingsfase. In Den Bosch, Breda en Veenendaal werd de aanwezigheid van kruiden door schoffelen beperkt; er mocht van alles groeien, zolang het er nog 'redelijk netjes' uitzag. Dit leverde het beeld op van plekken met een kale aangeharkte bodem afgewisseld met plekken waar kruiden groeiden. Verder waren er allerlei plekken die minder in het zicht lagen en waar de groei van kruiden minder werd tegengegaan. In Breda, waar sinds 1988 het gebruik van chemische onkruidbestrijding geleidelijk werd verminderd, werden er ook soorten uitgezaaid, waardoor het beeld enigszins werd vertroebeld. Omdat sommige uitgezaaide soorten hier ook spontaan te verwachten waren, is geen onderscheid meer mogelijk tussen spontaan en ingezaaid. Hoewel er in de laatste drie gemeenten onduidelijkheden zijn over het exacte beheer en het moment dat men met chemische middelen is gestopt, is er toch een redelijk zicht op de ontwikkeling van de kruidengroei op plekken waar het chemisch beheer al enkele jaren is gestaakt.

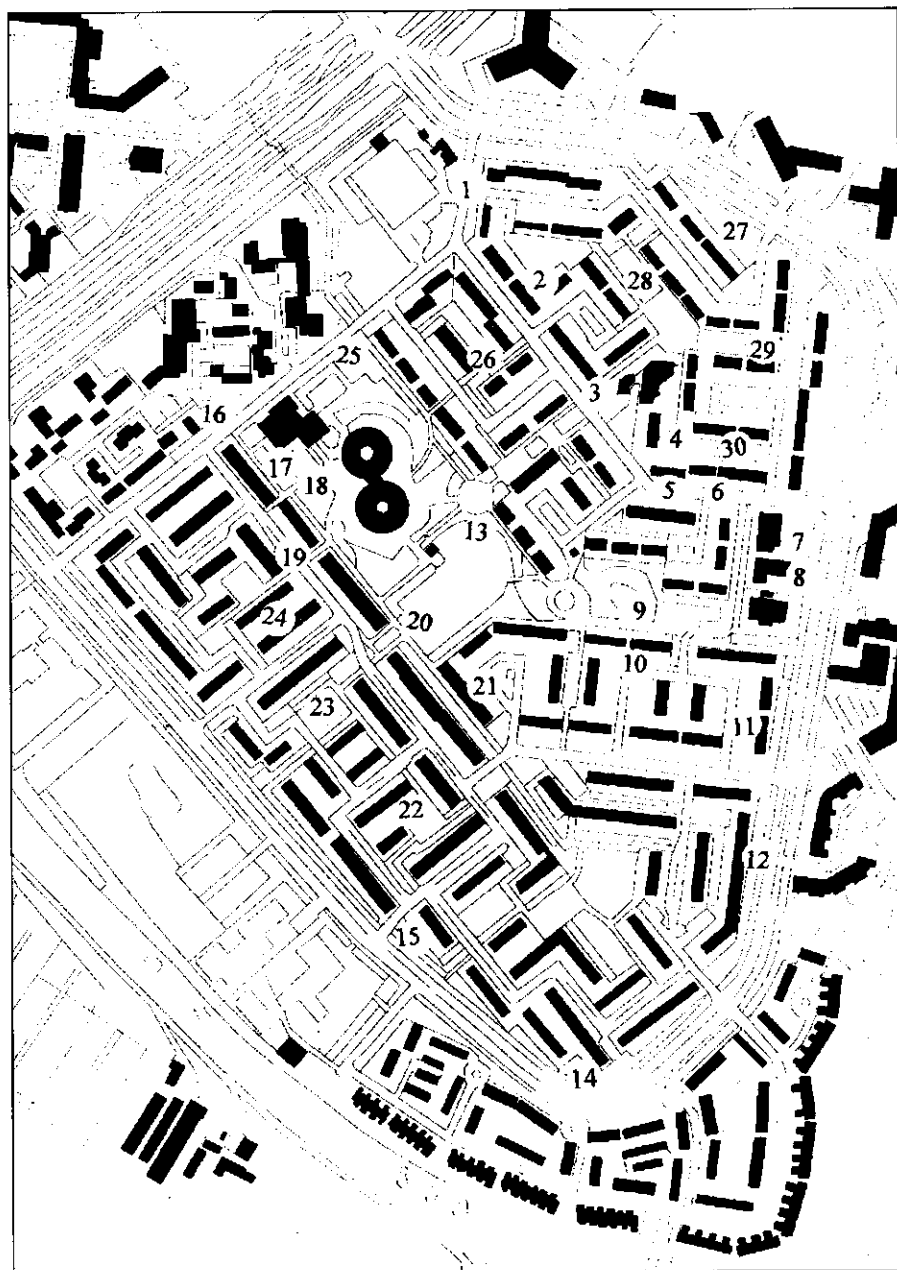
²⁴ Bij aanleg gaat het om een nieuwe begroeiing, bij omvorming gaat het om een aanpassing van de bestaande begroeiing, vaak ten behoeve van ecologisch groenbeheer en natuurontwikkeling. Begroeiingen worden dan extra gedund, exoten en sommige cultivars worden verwijderd als voorste struikengrij om ruimte te krijgen voor een zoomvegetatie. Verder worden er ook inhammen en open plekken gemaakt voor vlinders en andere warmteminnende insecten.

6.3 De kruidachtige begroeiing in de wijk Vredenburg in Arnhem-Zuid

In Arnhem worden sinds 1983 geen chemische onkruidbestrijdingsmiddelen meer gebruikt. Pas in 1991 zijn in de wijk Vredenburg dertig heestervakken volgens de Tansley-methode geïnventariseerd (kaart 1). Steeds zijn de totale plantvakken geïnventariseerd. Het gaat hier gewoonlijk om relatief kleine heestervakken die alle midden in de woonwijk liggen, meestal bij de bewoners voor de deur of grenzend aan hun achtertuin. Veel begroeiingen waren omgeven door verhardingen. Zowel voor de beeldvorming als voor de beperkte ruimte was hier kruidenbeheer gewenst en noodzakelijk. Sinds 1983/1984 werden daarom de randen met de bosmaaier uitgemeaid, de ergste haarden van Kleefkruid werden hier en daar verwijderd, maar er werden geen kruidachtige soorten ingezaaid of aangeplant. De randen van de heestervakken waren vaak sterk beïnvloed door het (uit)maai-beheer, waardoor de begroeiing een grazig karakter kreeg, maar binnen deze randen was er doorgaans sprake van een meer natuurlijke ontwikkeling. De onderzochte heestervakken bestonden meestal uit vrij lage (1-2 m), soms tot halfhoge (3-4 m) veelal uitheemse of gecultiveerde struiken. Ze zijn te classificeren als open tot gesloten struikbegroeiingen (hoofdstuk 5). Sommige van deze begroeiingen waren sterk gedund zodat er meer licht op de bodem viel. De groei van kruiden werd hierdoor bevorderd. Daarnaast waren er ook lage begroeiingen die wel tamelijk dicht waren, maar toch nog voldoende licht doorlieten voor groei van kruiden; verder ook begroeiingen die tamelijk open waren, vooral die met Rimpelroos waren sterk lichtdoorlatend. De sterk lichtdoorlatende begroeiingen en de begroeiingen die sterk waren gedund, hadden een rijke en meestal heterogene kruidlaag (5.6.3). Globaal waren er vier begroeiingstypen te onderscheiden:

- a. zeer gesloten en weinig lichtdoorlatende begroeiingen waar kruiden in hoofdzaak langs de randen groeiden (tabel 4);
- b. gesloten, maar goed lichtdoorlatende begroeiing met een vrij dichte begroeiing van kruiden langs de randen en een ijlere kruidlaag (tabel 5);
- c. gesloten, maar zeer lichtdoorlatende begroeiingen met zowel langs de randen als tussen de struiken een vrij dichte kruidlaag (tabel 6);
- d. gedunde (of omgevormde begroeiingen) met een doorgaans grazige kruidlaag (tabel 7).

Kaart 1. Overzicht van de wijk Vredenburg in Arnhem-Zuid met opnamenummers (Koster 1998a).



In het algemeen waren de beelden van half maart tot in juni frisgroen en vaak bloemrijk. Vanaf eind juni vond er een gedeeltelijk verval van de begroeiing plaats terwijl sommige ongewenste soorten meer gingen opvallen. Er ontstond in verschillende straten een beeld waarover vaak wordt geklaagd. De teneur hierbij is tot en met de bloei is het aardig maar daarna wordt het rommelig. Dit is weliswaar een kwestie van smaak maar als beheerder en bestuurder van de stad moet men er wel rekening mee houden. Voor een overzicht van de voornaamste soorten per plantvak wordt verwezen naar Koster 1998a. Voor een samenvatting daarvan naar bijlage 2.

De vraag was hoe deze kruiden zich zouden ontwikkelen bij ecologisch groenbeheer. De vraag werd ingegeven door de discussie over dit beheer, vooral over de beelden die daarmee samenhangen. Want klachten over het uiterlijk van de begroeiingen waren er voortdurend.

Uitgaande van een aantal structuren van kruidachtige begroeiingen die in houtige begroeiingen zijn te verwachten en van veel gehoorde klachten zijn de soorten in groepen ingedeeld (zie overzicht). Per heestervak is dat nader uitgewerkt (Koster 1998a). Om misverstand te voorkomen wordt hier duidelijk gesteld dat het in principe niet om de werkelijke situatie ging, maar om een verwachting. Het merendeel van de soorten was al aanwezig in de structuur of op de plekken (a-c in tabel 4-7) die daarvoor in aanmerking kwamen. De soorten die schaduw kunnen verdragen, groeiden meestal onder de struiken, de lichtbehoevende soorten meestal langs de randen en op de open plekken van de begroeiing. De soorten van pioniervegetaties zijn niet als afzonderlijke groep of structuur in tabel 4-7 opgenomen. Deze zijn wel karakteristiek voor kale bodems, dus plekken waar wordt geschoffeld en gespit, maar niet voor dichtgroeïende bodems. Alleen op open plekkjes en restanten van oude molshopen zijn deze soorten dan nog te vinden. In de praktijk zijn pionierplanten vrijwel altijd in beperkte mate aanwezig, maar meestal van ondergeschikt belang.

Overzicht van de indeling van kruiden naar potentiële standplaats en wenselijkheid in de woonwijk Vredenburg in Arnhem-Zuid. De letters a-f corresponderen met die van tabel 4-7

- a. Soorten die van belang kunnen zijn voor de onderbegroeiing of bodembedekking; in die gevallen is voldoende lichtinval noodzakelijk, maar door te veel licht zullen de soorten door andere, lichtbehoevende soorten worden verdrongen. Bij sterke dunning of rigoureuze omvorming is de kans groot dat de soorten die in de schaduw groeien, worden overwoekerd door de ruigere lichtbehoevende soorten.
- b. Soorten die van belang zijn voor de zoomvegetatie. Er moet dan voldoende ruimte zijn tussen begroeiing en de bestrating; de begroeiing zou dan 1-3 m vanaf de bestrating moeten worden teruggezet; het beheer zou met behulp van bosmaaier moeten plaatsvinden. Op grotere aaneengesloten gedeelten zou een dergelijke vegetatie ook met een maai-zuigcombinatie kunnen worden beheerd.

- c. Soorten die van belang zijn voor een grazige vegetatie, dus voor het geval men de bodem laat vergrassen: de struiken moeten dan zover worden teruggezet dat er tussen de begroeiing en de verharding een grasstrook van minstens 1 m breed mogelijk is. In verband met de vruchtbaarheid van de bodem zou er minstens een of twee maal per jaar, zoals onder b wordt vermeld, moeten worden gemaaid en afgevoerd.
- d. Soorten die boven of over de begroeiing uitgroeien, maar van esthetische en faunistische betekenis zijn. Het gaat hier om vrij lage, sterk lichtdoorlatende heestervakken. Vaak gaat dit samen met andere ruige, door de burger minder gewenste soorten.
- e. Minder gewenste soorten die bijzondere aandacht kunnen vragen. Bij rigoureuze ingrijpen kunnen deze soorten tot dominantie komen. Ze worden door de omwonenden meestal minder gewaardeerd en vormen regelmatig aanleiding tot klachten.
- f. Spontaan gevestigde houtige soorten. Indien men deze soorten ongehinderd zou laten groeien, zou op termijn een totaal ander begroeiingstype kunnen ontstaan.

Tabel 4. Voorbeeld van zeer gesloten en weinig lichtdoorlatende begroeiingen waar kruiden in hoofdzaak langs de randen groeien. (Koster 1998a)

<i>Arnhem Locatie 1: Slachterweg</i>		
Data: 3 april, 6 juni, 5 september 1991. Plantvakken: Spiraea en Sneeuwbes. Hoogte tussen: 1-2 m. Oppervlakte: ca. 500 m ² . (9x30 m + 6x40 m); Licht: vrij donker. Aantal soorten: 36. Plaats kruiden: in hoofdzaak langs de randen. (Tansley-schaal)		
a. Onderbegroeiing	b. Zoom	c. Grasstroken
Hondsdrif: <i>Glechoma hederacea</i> o	Bijvoet: <i>Artemisia vulgaris</i> o	Echt bitterkruid: <i>Picris hieracioides</i> r
Speenkruid: <i>Ranunculus ficaria</i> f	Fluitenkruid: <i>Anthriscus sylvestris</i> f	Gewone margriet: <i>Leucanthemum vulgare</i> o
	Look-zonder-look: <i>Alliaria petiolata</i> o	Gewoon biggekruid: <i>Hypochaeris radicata</i> o
	Prachtklokje: <i>Campanula persicifolia</i> r	Groot streepzaad: <i>Crepis biennis</i> f
	Vogelwikkje: <i>Vicia cracca</i> o	Ijle dravik: <i>Anisantha sterilis</i> f
		Kraailook: <i>Allium vineale</i> o
		Kruipertje: <i>Hordeum murinum</i> o
		Madeliefje: <i>Bellis perennis</i> o
		Rode klaver: <i>Trifolium pratense</i> o
		Rood zwenkgras: <i>Festuca rubra</i> o
		Scherpe boterbloem: <i>Ranunculus acris</i> o
		Sint-Janskruid: <i>Hypericum perforatum</i> o
		Witte klaver: <i>Trifolium repens</i> o
		Zachte dravik: <i>Bromus hordeaceus</i> f
	e. Minder gewenste soorten	f. Opslag houtige soorten
	Akkerdistel: <i>Cirsium arvense</i> o	Eensstijlige meidoorn: <i>Crataegus monogyna</i>
	Bijvoet: <i>Artemisia vulgaris</i> o	Gewone esdoorn: <i>Acer pseudoplatanus</i>
	Grote brandnetel: <i>Urtica dioica</i> o	Gladde iep: <i>Ulmus minor</i>
	Kleefkruid: <i>Galium aparine</i> o	
Fauna: Winterkoninkje, hommels		

Tabel 5. Voorbeeld van een gesloten, maar goed lichtdoorlatende begroeiing met een vrij dichte begroeiing van kruiden langs de randen en een ijlere kruidlaag. (Koster 1998a)

<p>Amhem Locatie 2: Winschotenstraat Data: 4 april, 6 juni 1991. Begroeiingen: Rimpelroos. Hoogte: 1-2 m. Oppervlakte: ca.450 m². (4,5x100 m) Licht: sterk lichtdoorlatend. Aantal soorten: 75; sterk vergrast. Plaats kruiden: door het hele plantvak. Bedekking kruiden: 70-90%. (Tansley-schaal)</p>		
<p>a. Onderbegroeiing Bosvergeet-mij-nietje: <i>Myosotis sylvatica</i> o Hondsdraf: <i>Glechoma hederacea</i> f Kruipende boterbloem: <i>Ranunculus repens</i> f Maarts viooltje: <i>Viola odorata</i> o Gevlekte dovenetel: <i>Lamium maculatum</i> o Penningskruid: <i>Lysimachia nummularia</i> o Schijnaardbei: <i>Potentilla indica</i> o Speenkruid: <i>Ranunculus ficaria</i> o</p>	<p>b. Zoom Akkerkool: <i>Lapsana communis</i> Fraaie vrouwenmantel: <i>Alchemilla mollis</i> o Aster: <i>Aster spec.</i> o Judaspenning: <i>Lunaria annua</i> f Kruldistel: <i>Carduus crispus</i> o Look-zonder-look: <i>Alliaria petiolata</i> o Prachtklokje: <i>Campanula persicifolia</i> o Vogelwikke: <i>Vicia cracca</i> o Zeepkruid: <i>Saponaria officinalis</i> o</p>	<p>c. Grasstroken Gestrepte witbol: <i>Holcus lanatus</i> o Ijle dravik: <i>Anisantha sterilis</i> f Kruipertje: <i>Hordeum murinum</i> f Pinksterbloem: <i>Cardamine pratensis</i> o Rode klaver: <i>Trifolium pratense</i> o Rood zwenkgras: <i>Festuca rubra</i> f Ruw beemdgras: <i>Poa trivialis</i> f Scherpe boterbloem: <i>Ranunculus acris</i> o Vijfvingerkruid: <i>Potentilla reptans</i> o Witte klaver: <i>Trifolium repens</i> o Zachte dravik: <i>Bromus hordeaceus</i> f</p>
<p>d. Boven de begroeiing uitstekend Fluitenkruid: <i>Anthriscus sylvestris</i> o Kruldistel: <i>Carduus crispus</i> o Harig wilgenroosje: <i>Epilobium hirsutum</i> o Gewone berenklauw: <i>Heracleum sphondylium</i> o Reuzenberenklauw: <i>Heracleum mantegazzianum</i> o Late guldenroede: <i>Solidago gigantea</i> o</p>	<p>e. Minder gewenste soorten Akkerdistel: <i>Cirsium arvense</i> o Haagwinde: <i>Calystegia sepium</i> o Heermoes: <i>Equisetum arvense</i> f Kleeftkruid: <i>Galium aparine</i> f Ridderzuring: <i>Rumex obtusifolius</i> o Speerdistel: <i>Cirsium vulgare</i> o</p>	<p>f. Opslag houtige soorten r-o Aalbes: <i>Ribes rubrum</i> Es: <i>Fraxinus excelsior</i> Eenstijlige meidoorn: <i>Crataegus monogyna</i> Gewone vlier: <i>Sambucus nigra</i> Gladde iep: <i>Ulmus minor</i> Wilde liguster: <i>Ligustrum vulgare</i> Mahonia: <i>Mahonia aquifolium</i> Noorse esdoorn: <i>Acer platanoides</i> Spaanse aak: <i>Acer campestre</i> Zoete kers: <i>Prunus avium</i> Zuurbes: <i>Berberis vulgaris</i></p>
<p>Fauna: hommels, zandbijen, veel honingbijen.</p>		

Tabel 6. Voorbeeld van een gesloten, maar zeer lichtdoorlatende begroeiing met zowel langs de randen als tussen de struiken en vrij dichte kruidlaag. (Koster 1998a)

<p>Amhem Locatie 19 Data: april/juni 1991. Begroeiingen: Cotoneaster. Hoogte: tussen 1-2 m. Oppervlakte: ca.120 m² (4x30 m). Licht: tamelijk open. Aantal soorten: 21; sterk vergrast. Plaats kruiden: binnen- en buitenkant. Bedekking kruiden: ca.90%. (Tansley-schaal)</p>		
<p>a. Onderbegroeiing Bleeksporig bosviooltje: <i>Viola riviniana</i> o Maarts viooltje: <i>Viola odorata</i> o Robertsknuid: <i>Geranium robertianum</i> f</p>	<p>b. Zoom: Harig wilgenroosje: <i>Epilobium hirsutum</i> o Look-zonder-look: <i>Alliaria petiolata</i> f</p>	<p>c. Grasstroken Gewone paardebloem: <i>Taraxacum officinale</i> a Ijle dravik: <i>Anisantha sterilis</i> a Kruipertje: <i>Hordeum murinum</i> f Scherpe boterbloem: <i>Ranunculus acris</i> o</p>
	<p>e. Minder gewenste soorten Kleeftkruid: <i>Galium aparine</i> o</p>	

Tabel 7. Voorbeeld van een gedunde of omgevormde begroeiing met doorgaans een grazige kruidlaag. (Koster 1998a)

Arnhem Locatie: 28 Sleggeplantsoen Data: april/juni 1991. Plantvakken: Vuurdoorn, Liguster. Hoogte: tussen 1-2 m. Oppervlakte: ca.350 m ² (17x22 m). Licht: plantsoen sterk gedund en zeer licht. Aantal soorten: 39, sterk vergrast. Plaats kruiden: vrij egaal bedekt. Bedekking kruiden: 50-70%. (Tansley-schaal)		
a. Onderbegroeiing Bosvergeet-mij-nietje: <i>Myosotis sylvatica</i> o Geel nagelkruid: <i>Geum urbanum</i> o	b. Zoom Akkerkool: <i>Lapsana communis</i> o Echte valerian: <i>Valeriana officinalis</i> r Gewone berenklauw: <i>Heracleum sphondylium</i> o Heggenwikke: <i>Vicia sepium</i> o Judaspenning: <i>Lunaria annua</i> 0 Prachtklokje: <i>Campanula persicifolia</i> o Reuzenberenklauw: <i>Heracleum mantegazzianum</i> o Speerdistel: <i>Cirsium vulgare</i> r Vogelwikke: <i>Vicia cracca</i> o	c. Grasstroken Gele morgenster: <i>Tragopogon pratensis</i> o Gewone paardebloem: <i>Taraxacum officinale</i> f Gewone smeerwortel: <i>Symphytum officinale</i> o Groot streepzaad: <i>Crepis biennis</i> o Ijle dravik: <i>Anisantha sterilis</i> f Kropaar: <i>Dactylis glomerata</i> o Kruiptertje: <i>Hordeum murinum</i> o Madeliefje: <i>Bellis perennis</i> o Peen: <i>Daucus carota</i> o Veldzuring: <i>Rumex acetosa</i> o Vlasbekje: <i>Linaria vulgaris</i> o
	e. Minder gewenste soorten Akkerdistel: <i>Cirsium arvense</i> o Kleefkruid: <i>Galium aparine</i> o	f. Opslag houtige soorten Cotoneaster: <i>Cotoneaster</i> Eenstijlige meidoorn: <i>Crataegus monogyna</i> Gewone esdoorn: <i>Acer pseudoplatanus</i> Mahonia: <i>Mahonia aquifolium</i> Roos: <i>Rosa spec.</i> Wilde kamperfoelie: <i>Lonicera periclymenum</i>
Fauna: hommels, zweefvliegen, zandbijen.		

6.4 Kanttekeningen bij beheer en acceptatie

De heestervakken waren niet van dien aard dat ze efficiënt waren te beheren. Ze zijn in een periode ontworpen waarin de term ecologisch beheer nog niet bestond en bezuinigingen minder ingrijpend waren dan in de jaren tachtig. Wellicht werd er al bij voorbaat uitgegaan van het gebruik van chemische onkruidbestrijdingsmiddelen. Het gevolg was dat men moest schipperen om zonder gebruik van chemische middelen een acceptabel beeld te handhaven. Over de acceptatie echter waren de meningen nogal verdeeld. Niet iedereen vond de resultaten van het nieuwe groenbeheer een succes. Thans zijn veel plantvakken omgevormd tot gras of zelfs volledig opgeheven. Toch moeten we het dit groenbeheer als een waardevol experiment blijven zien. Het heeft informatie opgeleverd die bruikbaar is voor de ontwikkeling van ecologisch groenbeheer.

- a. De problemen vloeiden in de eerste plaats voort uit een ontwerp dat niet was berekend op de ontwikkelingen van de jaren tachtig. De vormgeving, het sortiment struiken, de maatvoering en de versnippering van het groenareaal maakten efficiënt groenbeheer vrijwel onmogelijk. Bij meer ruimte en een ander ontwerp zou een efficiënt beheer mogelijk zijn geweest waardoor deze soorten meer tot hun recht hadden kunnen komen. Ruige randen en zogenaamde ongewenste soorten waren dan minder op de voorgrond getreden.
- b. Het feit dat er klachten waren en dat het beheer niet op een passende wijze kon plaatsvinden, zouden als kinderziekten kunnen worden gezien. Een aantal grassen

met name IJle dravik trad inderdaad op de voorgrond, maar deze eenjarige soort is veel meer een pionierplant dan een ruigtesoort. Met andere woorden het is een soort die slechts tijdelijk (een aantal jaren) aanwezig is. De meest in het oog lopende ruigtesoort was Kleefkruid, onder normale omstandigheden een tijdelijk plant. In een aantal situaties kan deze soort hardnekkig dominant zijn, voor al in de zeer lichtdoorlatende plantvakken met Rimpelroos. De andere ongewenste soorten verkeren zowel in aantal als in abundantie in de minderheid, maar zij vormden voor sommige bewoners een bron van ergernis en overschaduwden in ernstige mate de soorten die voor de meeste burgers wel interessant zouden kunnen zijn.

- c. De kruidlaag die volledig spontaan was, bevatte soorten voor aantrekkelijke begroeiingen. Van de soorten die zijn opgenomen in bijlage 3 heeft tweederde opvallende bloemen die in het algemeen aantrekkelijk worden gevonden (tabel 8) en een positieve bijdrage kunnen leveren aan het totale begroeiingsbeeld. Een bijna even groot aantal soorten produceert stuifmeel of nectar of zelfs beide. Voor bijen, hommels en vlinders, zweefvliegen, kevers, graafwespen zijn deze soorten onontbeerlijk.²⁵ Vooral hommels en vlinders zijn soorten die gemakkelijk door bijna iedereen waargenomen kunnen worden en juist daardoor een bijdrage kunnen leveren aan de belevingswaarde van de begroeiingen. Veel andere soorten met minder opvallende bloeiwijzen, zelfs soorten waar men zich aan ergert, zijn vaak waardplant voor verschillende vlinderrupsen zoals Grote brandnetel voor Daga-pauwoog (*Inachis io*), Kleine vos (*Aglais urticae*) en Atalanta (*Vanessa atalanta*) en grassen voor Zwartspriddikkopje (*Thymelicus lineola*) en Bont zandoogje (*Pararge aegeria*). Zo worden distels in het stedelijke gebied meer en meer door Putters bezocht. Ecologisch gezien waren er van het Arnhemse experiment alleen maar positieve resultaten te melden en te verwachten. De beeldvorming was een veel besproken kwestie, maar het kunnen nooit meer dan tien plantensoorten zijn geweest die daartoe aanleiding gaven.

Tabel 8. Samenstelling van de voornaamste kruidachtige soorten in heestervakken in Arnhem, Breda, Den Bosch, Utrecht, Veenendaal (bijlage 3). * heeft alleen betrekking op Arnhem.

Totaal 185 kruidachtige soorten waargenomen. De kwalitatieve verdeling is als volgt:		
	totaal	gemiddeld per plantvak Arnhem
opgenomen soorten in bijlage 3	124	
soorten van graslanden	54	8
soorten van bos en struweel	21	4
pionierplanten	26	5
soorten van ruigte/zoom	22	7
soorten met duidelijke bloemen of bloeiwijze	79	18
stuifmeel- en nectarplanten ²⁶	81	18
ongewenste soorten*	8	3
houtige soorten*	26	3 (tabel 1)

²⁵ Veel insecten leven tijdens het larvale stadium van diertlijke of plantaardige eiwitten, maar voor hun energie zijn de volwassen dieren vaak op nectar aangewezen.

²⁶ Bedoeld is: planten die bloembezoekende insecten aantrekken. Het gaat hier in hoofdzaak om tweezaadlobbige planten.

6.5 Floristische verscheidenheid

Opvallend is het aantal soorten per plantvak in vergelijking met de proefvlakken van de opgaande houtige begroeiingen. Een dergelijke diversiteit werd ook aangetroffen in enkele plantvakken met lage struikbegroeiingen in Enschede na het staken van de chemische onkruidbestrijding (Koster 1998a: p. 115-116, opname 1 en 3). Dit is vrijwel zeker toe te schrijven aan het pionierstadium. Op open gronden kunnen veel soorten zich tijdelijk ontwikkelen. Naarmate de successie voortschrijdt, zal het aantal soorten afnemen. Hierbij verdwijnen de pionierplanten het eerst en zijn daarom niet in de opnamen verwerkt. Ze zullen geen zelfstandige vegetatiestructuur vormen maar in kleine aantallen worden opgenomen in grazige of ruige vegetatiestructuren. Het gemeenschappelijke fenomeen in alle vijf gemeenten is dat kruiden van uiteenlopende ecologische groepen (bijlage 3) zich op de kale bodem onder de houtige begroeiingen ontwikkelen. Dit is toe te schrijven aan het ontbreken van concurrentie. Pas als de concurrentie een rol gaat spelen, kunnen alleen die planten standhouden die het best aan dat milieu zijn aangepast. Veel eenjarige soorten zullen na een vrij korte tijd worden verdrongen door overjarige of overblijvende planten. In de praktijk spelen vergrassing en verruiging daarbij een belangrijke rol. Een gelijksoortig fenomeen is ook gevonden op verhardingen (Van Dort 1990; Koster 1989d, 1990b). In het begin kunnen er planten groeien die sterk uiteenlopende eisen stellen aan het milieu. De ervaring is ook hier dat er veel planten na een aantal jaren door vergrassing en verruiging worden verdrongen op plaatsen waar het beheer uitblijft. Exact dezelfde ervaringen zijn op spoorwegemplacements opgedaan (Koster 1991b: p. 42).

6.6 Onderzoek in andere gemeenten

In ruim 40 plaatsen zijn in meer dan 100 plantsoenen ruim 200 proefvlakken onderzocht, waarin 258 plantensoorten zijn waargenomen. Het totaal aantal plantensoorten bedroeg 286 (bijlage 4). De begroeiing is geanalyseerd en aan de hand van tientallen vraaggesprekken en excursies met de beheerders is een betrouwbaar beeld verkregen van de wijze waarop de huidige begroeiingstypen en de daarbij behorende kruidlagen tot stand zijn gekomen. Minder systematisch, maar niet minder relevant, zijn daarnaast vele tientallen begroeiingen met onder- en zoombegroeiingen bezocht en voor verder onderzoek fotografisch vastgelegd. Het eerste wat opvalt in vergelijking met tien tot vijftien jaar geleden is dat plantsoenen in het algemeen veel diverser zijn geworden. Het lijkt minder divers dan de plantvakken in Arnhem. Dit is in het algemeen niet toe te schrijven aan de meer gesloten kroonlaag van de bomen en struiken of het beheer. Doordat in verband met de homogene proefvlakken de randen van de begroeiingen niet zijn geïnventariseerd, vallen veel soorten weg die min of meer aan zonnige standplaatsen zijn gebonden. In de open heestervakken van Arnhem komen deze lichtbehoevende soorten wel voor en zijn bovendien de randen geïnventariseerd (Koster 1998a). Langs de randen van de begroeiingen komen deze soorten ook in andere gemeenten voor. Dat blijkt onder meer uit het onderzoek naar wilde bijen (Koster 2000b). Aan de hand van beide rapporten en het dia-archief blijkt het overzicht in 6.3

en tabel 8 (6.4) een basis te vormen voor richtlijnen waar ontwerpers rekening mee kunnen houden. In 6.7 zal nader op ontwerpaspecten worden ingegaan. De ecologische groepen die vrijwel volledig ontbreken, zijn de soorten van water- en verlandingsvegetaties (6.11.9).

6.7 De kruidlaag in relatie tot het ontwerp

Aan de hand van de inventarisatie (Koster 1998a) zal worden ingegaan op de betekenis van kruiden voor het ontwerp. De vraag is dan of dat allemaal zo nodig moet. Bij ecologisch groenbeheer hoeven ontwerpers zich toch geen zorgen te maken over de samenstelling en de structuur van de kruidlaag? Dat regelt de natuur toch helemaal zelf? In principe geldt dit ook voor bomen en struiken, daar zouden we ons evenmin om hoeven te bekommeren (hoofdstuk 4). Mensen willen echter een bepaald beeld dat past bij een bepaalde functie op een bepaalde plaats. Behalve gewenste beelden en functies moet het groen ook een bijdrage leveren aan de biologische verscheidenheid (biodiversiteit) van de omgeving. In het algemeen wil men dat niet te veel aan het toeval overlaten; sterker nog, gewenste beelden of kwaliteiten wil men het liefst zo snel mogelijk gerealiseerd zien. Het is de taak van de ontwerper beeld, functie en natuur tot een geheel te integreren. Bij alle drie de aspecten kunnen kruiden een rol spelen:

- Uit praktijkervaring is vrijwel zonder uitzondering duidelijk dat mensen bloemrijke begroeiingen aantrekkelijk vinden of bepaalde vormen van bodembedekkende kruiden op prijs stellen.
- Bloemrijke begroeiingen kunnen verschillende functies vervullen voor educatie, recreatie en gezondheid.
- Bijna alle plantensoorten hebben een meerwaarde voor de natuur. Ze zijn niet alleen een tastbaar onderdeel van de natuur maar doordat ze allerlei soorten dieren aantrekken, brengen ze zelf ook weer natuur voort.

Een groot gedeelte van de plantensoorten waar we in de praktijk mee te maken hebben, staat vermeld in bijlage 4. In principe komen veel meer soorten in aanmerking. De hoogstandjes van aanleg en beheer die in sommige heemparken en botanische tuinen zijn te vinden, zijn daarvoor een bewijs. Of echter alle toepassingen op grote schaal in de praktijk haalbaar zijn, lijkt op korte termijn niet waarschijnlijk.

Met plantensoorten alleen kun je als ontwerper niets beginnen. Bij het ontwerp gaat het niet alleen om de afzonderlijk soorten, maar vooral ook om de structuren en patronen waarin deze soorten zich kunnen ontwikkelen. Betrekken we dit op de kruidachtige planten, dan zegt een begroeiing met Bosanemoon in de kruidlaag heel weinig zolang niet duidelijk is welke fenologische toestand en welke abundantie daarmee wordt bedoeld. Daarnaast gaat het ook om de soortensamenstelling. Op dit gebied zijn veel raakvlakken met de vegetatiekunde. Door ontwerp, aanleg en beheer zijn de beelden die geassocieerd zijn met bosvegetaties voor een groot gedeelte te realise-

ren. Richtlijnen voor soortensamenstelling worden onder meer gegeven door Van der Werf (1991) en zijn bovendien te herleiden uit het werk van Stortelder et al. (1999). De vraag is echter of gezien vanuit de praktijksituatie de stap om het werk van Stortelder als handleiding te gebruiken niet te groot is. In de praktijk blijkt dat er een grote leemte bestaat tussen praktijksituatie van ontwerpers en het optimaal benutten van de verworvenheden van de vegetatiekunde. Op basis van Van der Werf 1991 en de praktijksituaties van het stedelijk groen (Koster 1998a) is al een aanzet gegeven tot een betere toepassing van kruidachtige soorten (Koster 2001c). Het gaat hierbij om een synthese van kennis met de verwachting dat de toepassing daarvan onder bepaalde omstandigheden tot de meest passende soortencombinaties zal leiden. Door een goede monitoring van de ontwikkeling en evaluatie van het ontwerp en het beheer, kunnen we een stap verder komen maar dan zijn we minstens vijftien jaar verder. Voorlopig moeten we het doen met de praktijkervaring. Er zal eerst worden ingegaan op enkele ecologisch factoren, vervolgens op de structuur van de kruidachtige begroeiing en ten slotte op de herkomst van de planten die in houtige begroeiingen kunnen worden aangetroffen.

6.8 Ecologische aspecten

6.8.1 Bodem

De bodem bepaalt in de eerste plaats welke plantensoorten zich optimaal kunnen ontwikkelen. Verschillende bodemeigenschappen zijn hierbij van groot belang, onder meer de bodemtypen (veen, klei, zand), voedselrijkdom, chemische eigenschappen (zuurgraad) en grondwater (kwelwater, grondwaterstand). Vrijwel overal in het landschap variëren bodem en bodemeigenschappen, en daarmee ook de natuurlijke begroeiing. Als we de biologische verscheidenheid in het stedelijk gebied willen bevorderen, is het van belang om de verschillen in bodemeigenschappen te benutten. Dit heeft echter alleen zin als de bodem niet te veel wordt verstoord. Activiteiten zoals ophogen, omwoelen, bemesten en ontwateren van de bodem betekenen nivellering. Als we de kansen die de natuur ons biedt willen benutten, moeten deze storende activiteiten zoveel mogelijk worden tegengegaan. Ontgraven van de voedselrijke bovenlaag en herstel van de natuurlijke grondwaterstand hebben meestal een zeer gunstig effect op natuurontwikkeling. Hierover is omvangrijke literatuur beschikbaar (onder meer Londo 1997). De bodemsoorten worden hier zoveel mogelijk buiten beschouwing gelaten. Voor de praktijk van het stedelijk groen wordt verwezen naar Van der Werf 1991, Jager & Oosterbaan 1994 en Koster 1993, 2001c. Hier wordt alleen ingegaan op de omgang met de bodem.

6.8.2 Het Arnhemse voorbeeld

In de Arnhemse situatie hebben we te maken met gestoorde grond die is opgebracht, omgewoeld en een aantal jaren met chemische middelen bespoten en die ook nog eens voedselrijk is. Daar lijkt niet veel goeds van te verwachten. Maar toch waren de meeste plantvakken betrekkelijk soortenrijk, en viel het met de ruige en ongewenste begroeiing best mee. Dat meevallen is niet alleen een subjectief gegeven maar blijkt ook uit de soortenrijkdom. Indien ruigtkruiden werkelijk de overhand zouden hebben gehad, hadden veel soorten geen kans gehad om zich te ontwikkelen. Dit is toe te schrijven aan het feit dat deze bodem een aantal jaren niet is omgewoeld. De massale groei van ruigtesoorten zoals we die op pas verlaten volkstuinen en akkers aantreffen, krijgt daardoor veel minder kans.

Indien op de gebruikelijke wijze begroeiingen worden aangelegd, gaat het voorbeeld van Arnhem en de andere gemeenten niet op. Gewoonlijk worden ze aangelegd op opgebrachte en op omgewoelde grond (gespit, geploegd of gefreesd) waarbij meestal sprake is van een voedselrijke bodem. Op deze bodems zien we hetzelfde verschijnsel als op verlaten volkstuinen: het onkruid groeit hier vaak letterlijk sneller dan kool. Een ander verschijnsel is dat het vaak of meestal planten van een of enkele soorten zijn: Akkerdistel, Koolzaad, Melganzenvoet en Zwarte mosterd. Op omgewoelde bodems verdwijnen de eenjarige soorten meestal vrij snel maar worden dan opgevolgd door andere ruigtesoorten zoals Bijvoet, Grote brandnetel en Ridderzuring. Vooral op voedselrijke bodems, met name klei- en lössgonden en ontwaterde venige bodems, kan het jaren duren voordat deze groei van storingssoorten plaatsmaakt voor een meer soortenrijke en minder ruige begroeiing. In de praktijk betekent dat vaak intensiever onderhoud en hogere onderhoudskosten.

In de eerdergenoemde gemeenten (6.2) hebben we in alle gevallen te maken met opgebrachte en zwaar verstoorde, voedselrijke bodems. In de loop der jaren zijn deze bodems tot rust²⁷ gekomen, dat wil zeggen mechanisch zijn ze lange tijd niet verstoord. Door de chemische onkruidbestrijding was spitten en schoffelen niet nodig. De bodem werd daardoor compacter, dit betekende minder zuurstof, minder oxidatie en een lagere pH. Dus een minder onstuimige groei van de kruidachtige planten dan bij een pas aangelegde begroeiing.

Van dit principe wordt in de natuurtechniek bewust gebruikgemaakt. De methode die grotendeels door de Adviesgroep Vegetatiebeheer (Gardenier & Schippers 1996; Pruijssen 1989; Schippers 1994; Schippers & Pruijssen 1991) en Londo (1977, 1997) is ontwikkeld, gaat uit van een ongestoorde bodem, dus zoveel mogelijk van het oor-

²⁷ Het tot rust komen van de bodem is een begrip dat in het ecologisch groenbeheer wordt gebruikt. Hoe lang het duurt voordat de bodem tot rust is gekomen, is niet exact aan te geven. Als er regelmatig sprake is van storing, grote onnatuurlijke schommelingen in vochtigheid, voortdurende betreding, instuiven van meststoffen en plotselinge lichtinval is dat doorgaans niet gunstig voor de verscheidenheid in de vegetatie. Enkele soorten als Grote brandnetel en Kleefkruid overheersen dan. Als de bodem is omgewoeld en andere noemenswaardige storingsfactoren achterwege blijven, kan de bodem in begroeiingen na vijf tot tien jaar tot rust zijn gekomen zodat een meer diverse kruidenbegroeiing mogelijk is. Na die periode kunnen meer plantensoorten zich vestigen of worden geïntroduceerd.

spronkelijke bodemprofiel. Indien er sprake is van losse grond, moet deze worden afgevoerd naar een plek waar bijvoorbeeld bomen extra snel moeten groeien. Als dat niet mogelijk is, moet de losse bodem met een bak voorzichtig worden aangedrukt, de lucht wordt dan grotendeels uit de grond geperst. Londo (1991: p. 95; 1997) wijst op het belang van ongestoorde bodems voor een kansrijke natuurontwikkeling. Van Tol (1977) stelt dat bodembewerking de concurrentie van kruiden verhoogt. Jager & Oosterbaan (1994) geven aan dat bodembewerking niet in alle gevallen noodzakelijk is. Op plaatsen waar de bodem ernstig is verdicht - bijvoorbeeld door het rijden met zware voertuigen - is bodembewerking vaak noodzakelijk. Bij grotere natuurtechnische objecten zou de gestoorde bovengrond kunnen worden verwijderd, bovendien is er dan ook de mogelijkheid om gradiënten te creëren (Londo 1997). Als grond moet worden opgebracht, moet deze geschikt zijn voor de gewenste begroeiing.

6.9 De kruidlaag in relatie tot lichtfactoren

Wat we vooral uit de Arnhemse situatie kunnen leren, is dat op plekken waar licht kan toetreden een grote verscheidenheid aan plantensoorten spontaan tot ontwikkeling kan komen en dat deze soorten kenmerkend zijn voor verschillende ecologische groepen (bijlage 3). Aanvankelijk groeien deze soorten min of meer door elkaar en lijkt er geen verband te bestaan tussen de soorten onderling. Soorten van pioniervegetaties en die van bos komen naast elkaar voor. Dit is een typisch verschijnsel van successie, een reeks opeenvolgende veranderingen in de begroeiing, bijvoorbeeld van grasland via ruigte naar bos. Dat is geen bladzijde van een boek die wordt omgeslagen, maar een min of meer geleidelijke overgang van de ene naar de andere fase. Op de plekken die in te diepe schaduw lagen, kwamen kruiden nauwelijks tot ontwikkeling.

De vraag is nu wat ontwerpers met zo'n natuurlijke ontwikkeling kunnen doen. Eigenlijk niet meer dan de mogelijkheden van ruimte en lichtintensiteit benutten om de verschillende vegetatiestructuren (ecologische groepen) in het ontwerp tot hun recht te laten komen. Iedere structuur vraagt haar eigen ruimte die min of meer gescheiden is van de andere. De structuur van de begroeiing is een onderdeel van het ontwerp. De verschillende structuren zullen op hoofdlijnen nader worden belicht. Er zijn verschillende combinaties van begroeiingsstructuren mogelijk. De aard van deze structuren is voor een belangrijk gedeelte afhankelijk van ruimte en lichtcondities. Verschillende structuren kunnen onder invloed van beheer leiden tot ruimtelijke verscheidenheid. Dat betekent niet alleen een verscheidenheid in beelden, maar meestal ook in het planten- en dierenleven, dus biologische verscheidenheid.

Het overgrote deel van de waarnemingen is verricht in begroeiingen met opgaande bomen. Deze hebben een totaal andere structuur dan de heestervakken van Arnhem. Het meest kenmerkende verschil is dat er een boomlaag aanwezig is, die meestal lichtdoorlatend genoeg is voor de groei van kruiden. Gesloten heesterbegroeiingen hebben, doordat het licht niet alleen van boven maar ook van opzij wordt tegengehouden,

in de kern van de begroeiing vaak een kale bodem. Vooral onder hogere bomen kan er zijwaarts licht binnenvallen waardoor zich in de kern van de begroeiing kruiden kunnen ontwikkelen. Soorten die enig zonlicht nodig hebben, ontbreken in de kern van begroeiingen met een volledig gesloten kroonlaag, maar meer naar de randen nemen deze soorten toe.

In begroeiingen met opgaande bomen zien we vaak het volgende proces. In veel gevallen dreigt jonge aanplant, indien onkruidbestrijding uitblijft, overwoekerd te worden door kruiden. Na een aantal jaren raakt de beplanting goed aan de groei waardoor de kruiden door het sluiten van de houtige begroeiing te weinig licht krijgen en verdwijnen. Zelfs de schaduwplanten kunnen in zo'n situatie niet of nauwelijks groeien. Deze situatie kan wel tien tot vijftien jaar duren. Naarmate bomen hoger worden, treedt er meer licht binnen en kunnen er zich weer soorten vestigen en verder ontwikkelen. Dat zijn meestal soorten die in schaduw of halfschaduw kunnen groeien. In dit stadium verkeren de meeste begroeiingen die bij het onderzoek zijn betrokken. De kruidachtige vegetatie ontwikkelt zich in gesloten begroeiing meestal minder onstuimig dan op zonnige plaatsen. In gesloten houtige begroeiingen vindt het beheer in hoofdzaak aan de randen plaats: het zogenoemde randenbeheer. Naar de kern toe neemt de beheerintensiteit af. Voor de meest voorkomende beheervarianten en beelden die daarbij horen wordt verwezen naar eerder verschenen publicaties (Koster 1998a, 2001c). Hier wordt volstaan met enkele voorbeelden van de proefvlakken. De buitenste halve meter is in verband met de heterogeniteit meestal niet in het proefvlak opgenomen.

In de proefvlakken (tabel 9-11) gaat het dus om de onderbegroeiing. De mogelijkheden daarvan worden verderop in dit hoofdstuk belicht. De essentiële punten voor de onderbegroeiing zijn eigenlijk niet anders in de Arnhemse situatie. Als het te donker is, groeit er vrijwel niets, zelfs geen soorten als Speenkruid. Is het te licht, dan zal er zolang deze situatie zich voordoet een zekere mate van verruiging en vergrassing plaatsvinden. Als men soorten wil die min of meer in de schaduw kunnen groeien, en tegelijkertijd vergrassing en verruiging wil vermijden, is het dus zoeken naar een zeker evenwicht van niet te veel of te weinig licht. Exacte richtlijnen zijn op dit moment niet te geven. Dit is een kwestie van ervaring en een aspect dat vooral de beheerder aangaat. De ontwerper moet aangeven in welke richting de totale begroeiing zich moet ontwikkelen; de beheerder is de persoon die deze ontwikkeling begeleidt. De volgende tabellen geven voorbeelden van begroeiing in enkele proefvlakken.

Tabel 9. Voorbeeld opname opgaande begroeiing. (Koster 1998a)

Amstelveen: opname 2.
 Plaats: gehuidswal achter de Fiddioliiaan. Aanleg: tussen 1967 en 1974; eerste dunning na negen jaar. Bodem: klei. Data: 18-4-1996; 28-5-1996
 Proefvlak: 15x20 m. Beeld: Bossingel. Dia: 2a-2k. (methode Braun-Blanquet)

Boomlaag 70%	Struiklaag 60%	Kruidlaag 60%
Hoogte 8-20 m; stamafstand 3-10 m	hoogte 2-6 m; stamafstand 2-5 m	Akkerkool: <i>Lapsana communis</i> 2m
Gewone esdoorn: <i>Acer pseudoplatanus</i>	Eenstijlige meidoorn: <i>Crataegus monogyna</i>	Daslook: <i>Allium ursinum</i> 4 (60%)
Grauwe abeel: <i>Populus canescens</i>	Haagbeuk: <i>Carpinus betulus</i>	Geel nagelkruid: <i>Geum urbanum</i> 1
Haagbeuk: <i>Carpinus betulus</i>	Hazelaar: <i>Corylus avellana</i>	Grote brandnetel: <i>Urtica dioica</i> +
Zwarte els: <i>Alnus glutinosa</i>	Rode kornoelje: <i>Cornus sanguinea</i>	Hondsdrاف: <i>Glechoma hederacea</i> 2m
		Fluitenkruid: <i>Anthriscus sylvestris</i> 1
		Kleefkruid: <i>Galium aparine</i> +
		Look-zonder-look: <i>Alliaria petiolata</i> 1
		Speenkruid: <i>Ranunculus ficaria</i> 2m
		Zevenblad: <i>Aegopodium podagraria</i> 2a

Tabel 10. Voorbeeld opname opgaande begroeiing. (Koster 1998a)

Amstelveen: opname 5
 Plaats: Park aan de De Ruyschlaan; fietspad tussen de Mr. Bardseslaan en de De Ruwiellaan. Bodem: kleiachtige aarde. Datum: 18-6-1992 (bekeken 28-5-1996). Proefvlak: 4x25 m. Beeld: Singel. Dia: 5-5a. (methode Braun-Blanquet)

Boomlaag 60%;	Struiklaag 50%	Kruidlaag 70%
Hoogte 10-20 m; stamafstand 6-10 m	hoogte 2-4 m; stamafstand 2-6 m	Geel nagelkruid: <i>Geum urbanum</i> 1
Es: <i>Fraxinus excelsior</i>	Eenstijlige meidoorn: <i>Crataegus monogyna</i>	Bonte gele dovenetel: <i>Lamium galeobdolon</i> 2b
Gladde iep: <i>Ulmus minor</i>	Haagbeuk: <i>Carpinus betulus</i>	Gevlekte aronskelk: <i>Arum maculatum</i> 1
Schietwilg: <i>Salix alba</i>	Rode kornoelje: <i>Cornus sanguinea</i>	Groot heksenkruid: <i>Circaea lutetiana</i> 2m
Zwarte els: <i>Alnus glutinosa</i>		Lievrouwewedstro: <i>Galium odoratum</i> 2m
		Look-zonder-look: <i>Alliaria petiolata</i> 1
		Ruig klokje: <i>Campanula trachelium</i> +
		Schaduwkruid: <i>Senecio ovatus</i> 1
		Speenkruid: <i>Ranunculus ficaria</i> 50% (april); 2 m (18-6-93)

Tabel 11. Voorbeeld opname opgaande begroeiing. (Koster 1998a)

Gouda: opname 1
 Plaats: Atlantispark. Bodem (veraard) Veen, voedselrijk, vochtig tot nat vrij zuur. Datum: 29-5-1996. Proefvlak: 5x20 m; Beeld: Singel. Dia: 1a-1j. (methode Braun-Blanquet)

Boomlaag 40%	Struiklaag 20%	Kruidlaag 80%
Hoogte 8-15 m; stamafstand 2-6 m	hoogte 2-4 m; stamafstand 2-4 m	Akkerkool: <i>Lapsana communis</i> +
Canadese populier: <i>Populus canadensis</i>	Gewone vlier: <i>Sambucus nigra</i>	Bosandoorn: <i>Stachys sylvatica</i> 2m
Es: <i>Fraxinus excelsior</i>	Haagliguster: <i>Ligustrum ovalifolium</i>	Dagkoekoeksbloem: <i>Silene dioica</i> 2m
Gladde iep: <i>Ulmus minor</i>	Spaanse aak: <i>Acer campestre</i>	Donkere ooievaarsbek: <i>Geranium phacum</i> 1
Spaanse aak: <i>Acer campestre</i>	Zwarte els: <i>Alnus glutinosa</i>	Fluitenkruid: <i>Anthriscus sylvestris</i> +
Zwarte els: <i>Alnus glutinosa</i>		Geel nagelkruid: <i>Geum urbanum</i> 2m
		Bonte gele dovenetel: <i>Lamium galeobdolon</i> 2m
		Gewone paardebloem: <i>Taraxacum officinale</i> +
		Herfsttijloos: <i>Colchicum autumnale</i> +
		Italiaanse aronskelk: <i>Arum italicum</i> +
		Kruipende boterbloem: <i>Ranunculus repens</i> +
		Ridderzuring: <i>Rumex obtusifolius</i> +
		Speenkruid: <i>Ranunculus ficaria</i> 2b
		Stinkende gouwe: <i>Chelidonium majus</i> 2m

Enkele aandachtspunten

Lichtdoorlatendheid van bomen en struiken

De lichtdoorlatendheid kan per boomsoort sterk verschillen. Onder een gesloten begroeiing van Beuk, Haagbeuk, Tamme kastanje, Gewone esdoorn, Linde en Iep is het snel te donker voor de meeste plantensoorten. Hier kunnen slechts enkele planten groeien als de boomlaag van deze soorten niet te veel is gesloten of zijwaarts licht kan binnendringen. Berk, Es en Robinia laten tamelijk wat licht door, voor sommige kruidachtige begroeiingen al snel te veel licht. De meeste struiken zijn eveneens tamelijk lichtwerend zodat een kruidlaag in de zomer ontbreekt.

Periode dat de kruidlaag aanwezig is

In het basistrapport (Koster 1998a) zijn de bedekkingen van alle kruidlagen opgenomen. In de meeste gevallen is dat een momentopname; de bedekking is immers geen constant gegeven. Zo kan Speenkruid in de maanden maart-april de bodem volledig bedekken terwijl in de zomer op dezelfde plek de bodem volledig kaal is. Vanaf de tweede helft van mei tot half juni kan Fluitenkruid de bodem grotendeels bedekken: in juli en augustus is daar nog een klein gedeelte in vegetatieve toestand van over. De bedekkingen hebben dus betrekking op de datum van de opnamen. Bij het ontwerp gaat het er niet alleen om wel of geen kruidlaag, maar ook om de vraag in welke periode deze kruidlaag aanwezig moet zijn, dus om de gewenste beelden in bepaalde seizoenen. Wordt het accent gelegd op het voorjaar, de zomer of prevaleert het winterbeeld?

Zijwaarts licht

Om aan te geven wat het effect is van de boom- en struiklaag, is op basis van de zomergroene planten een schatting gemaakt van de bedekking van de kruidlaag in het zomerseizoen. Het gaat dus om de periode dat de houtige soorten volledig in het blad zitten. De bodem van ecologisch beheerde houtige begroeiingen is in de zomer nooit helemaal kaal: 5-10% bedekking is op zijn minst wel aanwezig, zo niet dan is de bodem voor een gedeelte met Klimop bedekt. Symbool W in bijlage 5 en 6 staat voor weinig begroeid, minder dan 20%.²⁸ Tussen 20% en 60% hebben we dus te maken met een matig tot goede bodembedekkende, maar open vegetatie die uit verschillende begroeiingstypen kan bestaan (bijlage 6). Het onderzoek geeft niet een duidelijke relatie weer tussen de totale kroonsluiting van de houtige soorten en de aanwezig kruidlaag. Dat heeft in belangrijke mate te maken met de zijwaartse lichtinval die bij kleinschalige begroeiingen een belangrijke rol speelt (figuur 3-7). Het verschil tussen een geheel open en gesloten zijkant is in de periode 1985-2000 overduidelijk geworden. Volledig gesloten begroeiingen - dus waar ook geen zijwaarts licht kan binnendringen - hebben zowel in het voorjaar als in de zomer een kale bodem. Begroeiingen waarvan de eerste of de eerste twee rijen struiken zijn weggehaald, vertoonden zonder

²⁸ In dit proefschrift wordt voor minimale bedekkingen of bloemenrijkdom een ondergrens van 20% aangehouden. Enerzijds is het zeer arbitrair, anderzijds moet er naar worden gestreefd om voor alle situaties die met bedekkingen of abundantie te maken hebben zoveel mogelijk één getal aan te houden. Hier wordt uitgegaan van 20% en 60%; dit zijn getallen die worden gebruikt bij de classificatie van bos. Zie hoofdstuk 5.

uitzondering een explosieve groei van meestal ruigtekruiden waarin Grote brandnetel en Kleefkruid domineerden. Hetzelfde verschijnsel treedt ook op als er te grote openingen in de kroonlaag worden gemaakt. Tussen het ene en het andere uiterste moet een gebied liggen waar de begroeiing van een kruidlaag mogelijk is die niet door ruigtekruiden of grassen wordt gedomineerd.

Echte schaduwplanten

Enkele soorten blijken goed in de zomerschaduw te kunnen groeien. Dat zijn Bonte gele dovenetel en Zevenblad die de bodem wel voor het grootste deel bedekken, maar die in sommige proefvlakken zo in de schaduw groeien dat ze niet meer tot bloei komen. Het betekent dat deze planten op hun retour zijn en in die situatie ook niet meer van belang voor de bloembezoekende insecten. Voor varens zie 6.11.4.

Lichtinval en kruidlaag

In relatie tot de lichtinval zijn er in de kruidlaag globaal drie hoofdgroepen te onderscheiden:

- sterk begroeid met grassen of ruigte; gekoppeld aan open bos en struweel dus een kroonbedekking van 20-60%;
- een zomergroene kruidlaag van schaduw- en min of meer halfschaduwplanten; de kroonsluiting ligt tussen de 60-80% dus gesloten bos of struweel;
- weinig begroeid in het zomerseizoen; de kroonsluiting bedraagt meer dan 70-80%.

De drie hoofdgroepen zijn niet scherp van elkaar te scheiden en er is dus een mate van overlap. Uit bijlage 6 blijkt geen sterke relatie te bestaan tussen kruidlaag en bodembedekking: in open begroeiingen uiteraard wel, maar niet in de gesloten begroeiingen. In dit onderzoek is gebleken dat in verband met variabele factoren van zijwaarts licht en invloed van dit licht op de dichtheid van de struiken bij de opgaande begroeiingen niet duidelijk zichtbaar is dat de zomergroene kruidlaag afneemt bij toename van de kroonsluiting. Vooral bij een toename van de totale bedekking (boom- en struiklaag) ligt het voor de hand dat de kruidachtige vegetatie afneemt.

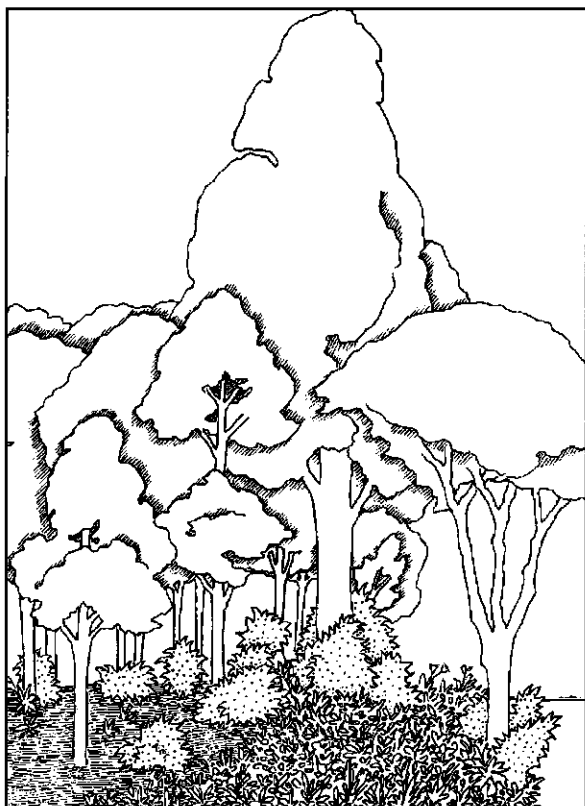
Het effect van struiken neemt in de onderbegroeiing sterk af. De bedekking is soms aanzienlijk, maar doordat deze struiken vaak dun in het blad zitten, de vertakking vaak geringer is en de bodem niet afsluit, is het effect op de kruidlaag minder dan in de Arnhemse situatie. Dat wordt weer anders als er zijwaarts licht binnentreedt. Hoe dichter de struiken aan de zijkant groeien, des te meer licht ze tegenhouden. Vooral als deze struiken zo ver aan de buitenkant groeien dat ze met een messenbalk moeten worden gemaaid. Achter deze struiken heerst volledige schaduw. Men kan dus stellen dat het lichtwerend vermogen van de struiken afhankelijk is van hun vitaliteit. Deze loopt terug onder een gesloten kroonlaag. Dit is ook af te leiden uit de literatuur: Jager & Oosterbaan 1994, Reuver & Van den Hoven 1997, Vera 1998, Van der Werf 1991.

Een aaneengesloten struiklaag onder een tamelijk lichtdoorlatende boomlaag kan wel van grote invloed zijn op de kruidlaag. Een voorbeeld hiervan werd geregistreerd in Woerden (Koster 1998: opname 1 p. 239). Een voorbeeld dat ook bij een betrekkelijk

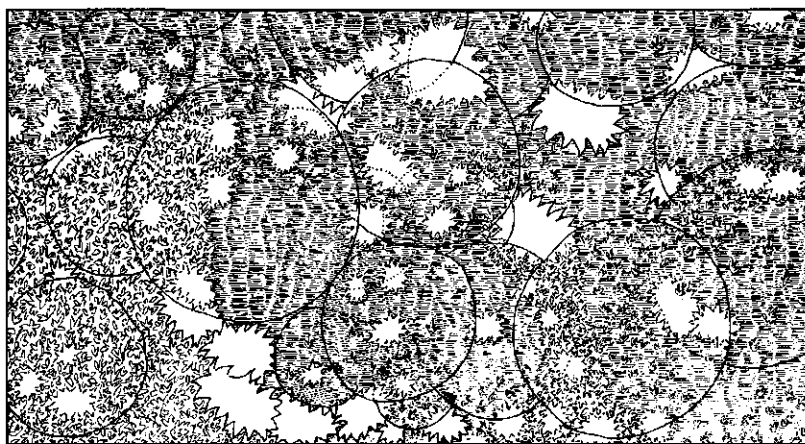
geringe kroonsluiting de bodem kaal kan zijn, is te zien in opname 3 Amstelveen (Koster 1998a: p. 42). De kroonsluiting van de bomen bedraagt slechts 60%, maar het gaat hier om een brede begroeiing met betrekkelijk weinig zijwaartse lichtinval. Bovendien zitten de struiken hier dichter in het blad. De kruidlaagtypen worden in 6.11 besproken; in alle gevallen speelt de kroonsluiting daarin een rol.

Op het eerste gezicht zou het ideaal zijn om exact aan te geven bij welke hoeveelheid licht een bepaalde kruidlaag zich optimaal kan ontwikkelen. Met de getallen van Ellenberg (symbool L) zouden we al een stuk in de goede richting kunnen komen. In een kunstmatige constructie van dode materialen is het zelfs mogelijk om de ideale lichtsterkte te regelen zoals dat in kassen al decennialang het geval is. Het probleem waar ontwerpers mee te maken hebben, is dat het lichtregelende mechanisme bestaat uit levende materialen die sterk aan verandering onderhevig zijn. Dit zijn de bomen en de struiken die de neiging hebben om steeds volledig gesloten begroeiingen te vormen. Het gaat hier in de eerste plaats om gesloten begroeiingen die een zekere hoeveelheid licht moet doorlaten. De ontwerper kan aangeven dat bedekking van de boom- of struiklaag bijvoorbeeld tussen 60 en 70% moet liggen, maar wat is dat precies? Voor kleinschalige begroeiingen is het vrijwel onmogelijk dat voor praktische toepassing aan te geven. Bovendien zijn er andere factoren die van invloed zijn op de kruidlaag. Een voedselrijke bodem kan het gebrek aan licht gedeeltelijk compenseren (Westhoff 1970). En wellicht dat het schaduwverdragend vermogen ook wordt bepaald door de genetische eigenschappen van de planten ter plaatse. Een exacte norm voor de kroonbedekking bestaat waarschijnlijk niet, hoogstens in theorie. De kroonsluiting die het ene jaar nog 60% is, kan het jaar daarop 70 of 80% zijn. Een interval tussen 60 en 80% zegt weinig als zijwaarts licht vrijelijk kan toetreden.

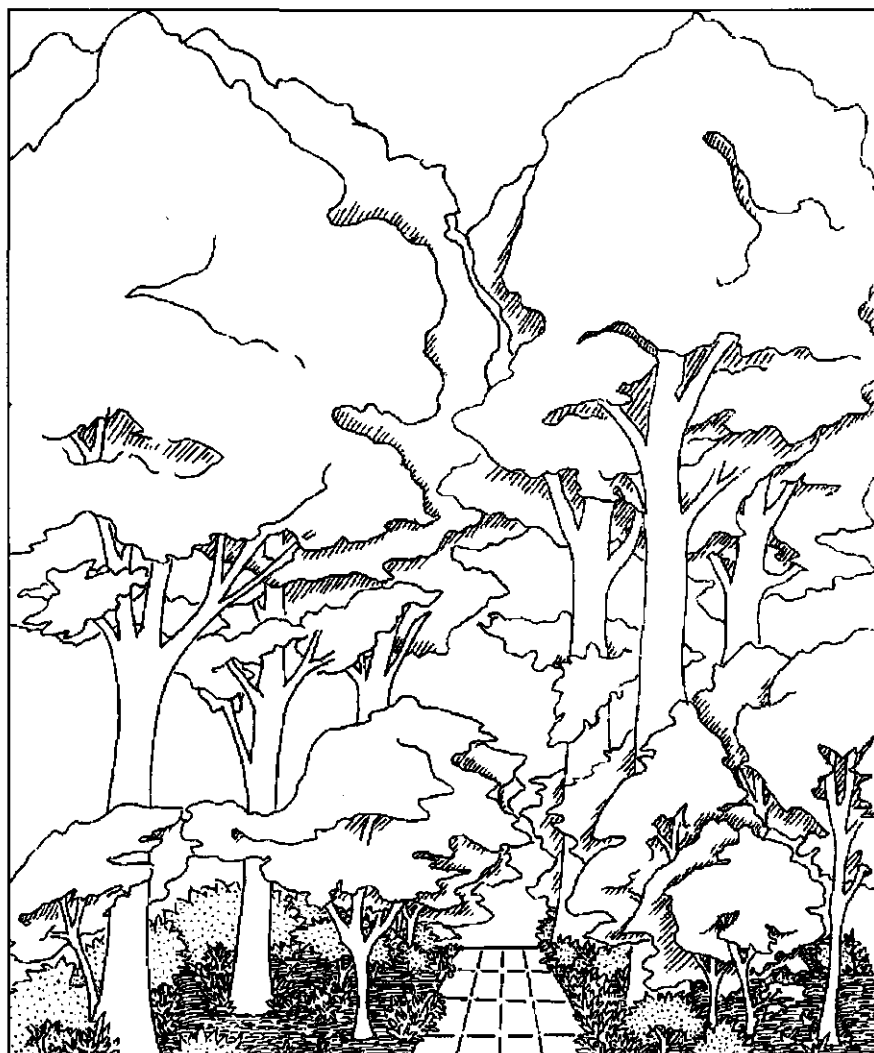
Een maat voor de kroonsluiting zal niet meer zijn dan een grove indicatie, maar voor het ontwerp- en beheerdoel is dat voldoende om het gewenste resultaat te bereiken. De praktijk is dat de beheerder keer op keer zelf zal moeten bepalen of er meer licht in een begroeiing moet worden toegelaten. Waar het dan om gaat, is om de juiste kroonsluiting te krijgen die past bij de gewenste kruidenbegroeiing. In vrijwel alle gevallen geven kruiden dat zelf aan. Het gaat dan om de vitaliteit en fenologie van de aanwezige plantensoorten. Een teruglopende bloei, afnemende groei of de toename van ongewenste lichtbehoevende soorten moeten door de beheerder in beheermaatregelen worden vertaald: in dunnen, ringen, snoeien of niets doen. Dit staat in schril contrast met de huidige bestekcultuur. Als we begroeiing van een bepaalde kwaliteit wensen, zullen we moeten onderkennen dat bestekken hun beperkingen hebben. Waar bestekken eindigen, begint het vakmanschap of het gezonde verstand: gelet op de betekenis van stedelijk groen dient dit te prevaleren.



Figuur 3. Dwarsprofiel gedeelte Baanackerspark in Amsterdam. Het effect van zijwaarts licht is hier goed te zien. Rechts is de kruidlaag goed ontwikkeld terwijl die links vrijwel ontbreekt. In veel gelijksoortige begroeiingen is en was de begroeiing met een struikenrij afgeplant. De schaduw die daardoor ontstaat, maakt kruidenbegroeiing vrijwel onmogelijk. In dat geval moet het licht van boven komen. Een kroonsluiting van 80% veroorzaakt dan te veel schaduw (tekening A. de Man). Voor legenda zie bijlage 14.



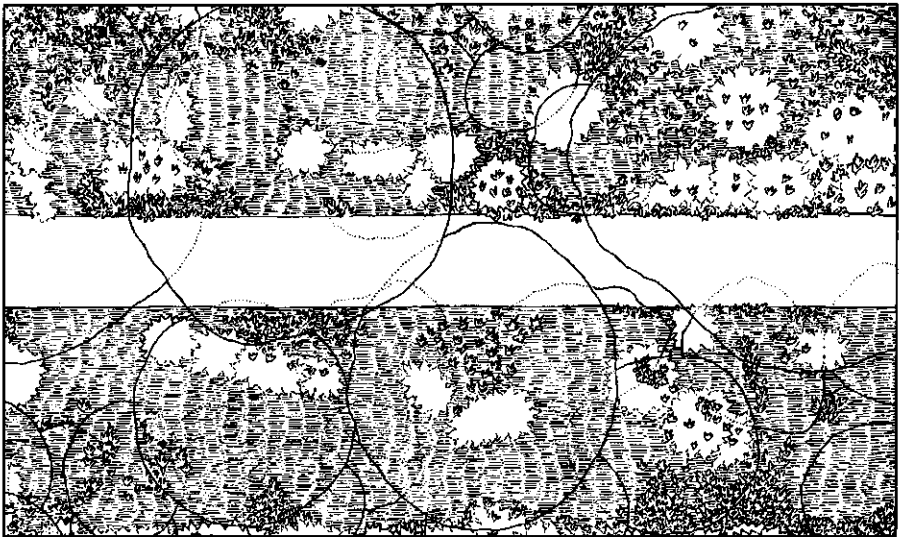
Figuur 4. Kroonprojectie gedeelte Baanackerspark ca.20x30 m. Kroonsluiting 80% (tekening A. de Man). Voor legenda zie bijlage 14.



Figuur 5. Dwarsprofiel gedeelte Park aan de De Ruyschlaan in Amstelveen. Doordat hier de struiklaag tamelijk dicht in het blad zit, zou een zomergroene kruidlaag niet voor de hand liggen. Door zijwaarts licht en door een betrekkelijk open kroonlaag boven het pad is er toch plantengroei mogelijk (tekening, A. de Man). Voor legenda zie bijlage 14.



Figuur 6. Lengteprofiel gedeelte Park aan de De Ruyschlaan; lengte 30 m (tekening A. de Man). Voor legenda zie bijlage 14.



Figuur 7. Kroonprojectie gedeelte Park aan de De Ruyschlaan: lengte 30 m. De boomlaag is hier 60%. De gaten in de afzonderlijke kronen van Es en Schierwilg zijn niet getekend. Op de kale plekken groeien in het voorjaar Speenkruid, Daslook en andere vroegbloeiende soorten (tekening A. de Man). Voor legenda zie bijlage 14.

6.10 Soorten van bos en struweel

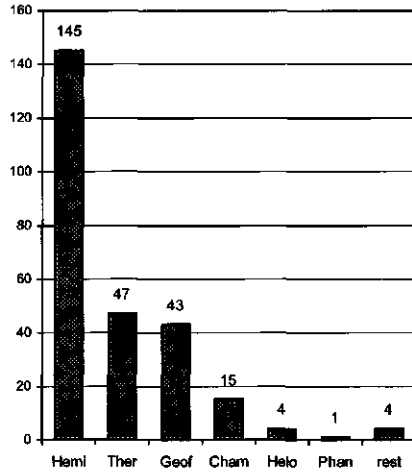
Soorten reageren sterk op licht; de ene soort groeit op plekken waar 's zomers diepe schaduw heerst, andere soorten hebben de volle zon nodig en groeien alleen in de zoom die op het zuiden ligt. Vroege voorjaarssoorten die hun levenscyclus kunnen voltooiën voordat al het blad aan de bomen zit, kunnen ook op plekken groeien die in de zomer in de schaduw liggen. Ze voltooiën hun levenscyclus in voorjaar en laten na afsterven in de zomer een kale onbegroeide plek achter (figuur 7). Als het te donker wordt, verdwijnen ook deze voorjaarssoorten. Een soort als Speenkruid kan dan nog wel dominant voorkomen, maar komt dan niet of weinig tot bloei; een stap verder is dat deze soorten wegwijnen.

Veel kleinschalige houtige begroeiingen die niet volledig met struiken zijn afgeplant, hebben een gevarieerde lichtinval. Op de donkerste plekken groeit bijvoorbeeld alleen Daslook (L2), op plekken waar de kroonsluiting wat minder is, Speenkruid (L4) en op de lichtere plekken bijvoorbeeld Hondsdraf (L6). Een voorbeeld hiervan is te zien in Amstelveen (Koster 1998a: opname 2; p. 41).

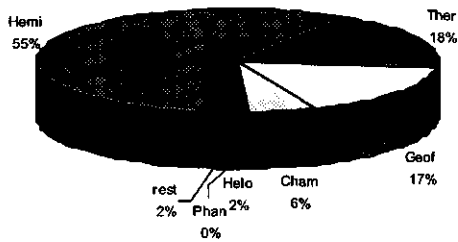
In figuur 12 en 13 zijn de planten verdeeld naar de getallen van Ellenberg et al. (1992); zie ook bijlage 4. Het valt op dat de soorten van dit onderzoek in het hele lichttraject voorkomen; een derde deel (L2-L6) is schaduw- of halfschaduwplant, de overige zijn aan meer licht gebonden. In bosachtige begroeiingen zoals ze in Amstelveen voorkomen, overheersen de schaduw- en halfschaduwplanten. In open struweelachtige begroeiingen ontbreken de echte schaduwplanten en varieert het spectrum van halfschaduw- tot vollezonplanten (L5-L9). Een voorbeeld hiervan is te vinden in Apeldoorn (Koster 1998a: p. 79-80). Tussenvormen van lichtintensiteit komen vaak voor in brede, min of meer gesloten parkachtige begroeiingen waar een pad van een paar meter breed doorheen loopt. Vaak is de kroonsluiting boven deze paden minder dicht. Er ontstaat dan een halfschaduw situatie; het licht van opzij is beperkt terwijl het licht van boven wordt gecompenseerd. In volle zomerschaduw kunnen per plek slechts een of enkele voorjaarssoorten groeien (Koster 1998a: p. 203, 209); waar een zekere lichtinval mogelijk is, wel meer dan tien soorten (Koster 1998a: p.119; opname 2 p. 199).

Houtige begroeiingen in beeld

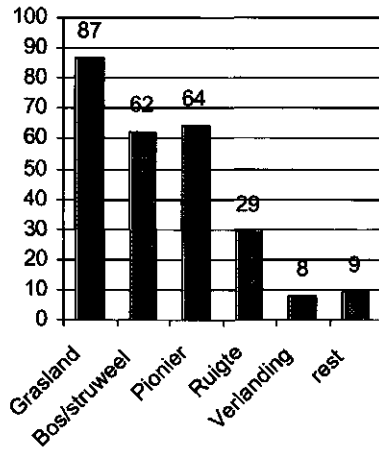
Figuur 8. Verdeling van de soorten naar levensvorm.



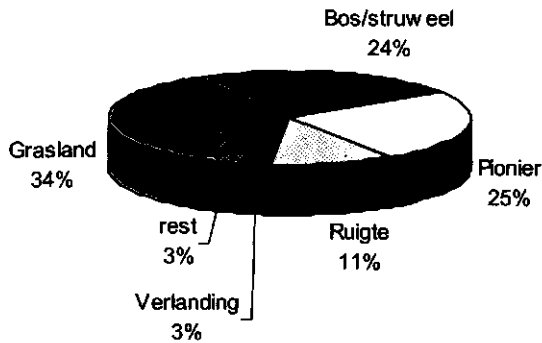
Figuur 9. Procentuele verdeling van de soorten naar levensvorm.



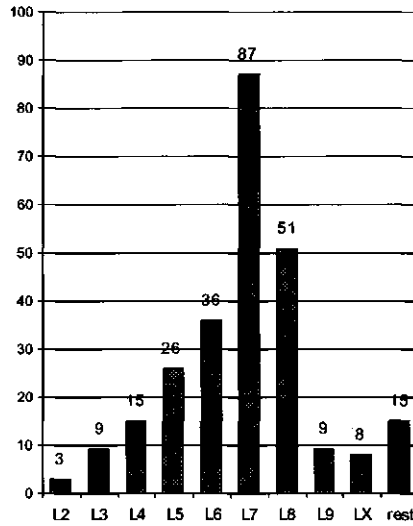
Figuur 10. Verdeling van de soorten naar milieu.



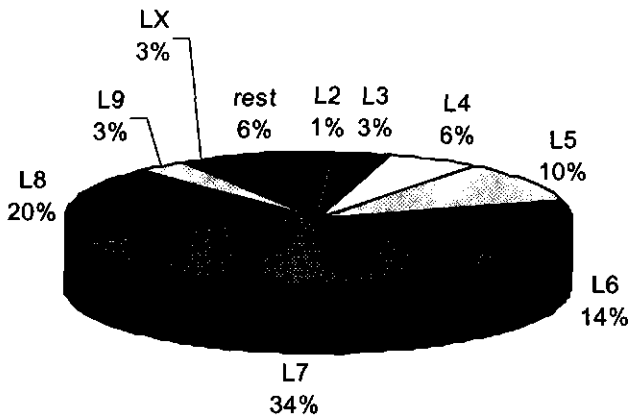
Figuur 11. Procentuele verdeling van de soorten naar milieu.



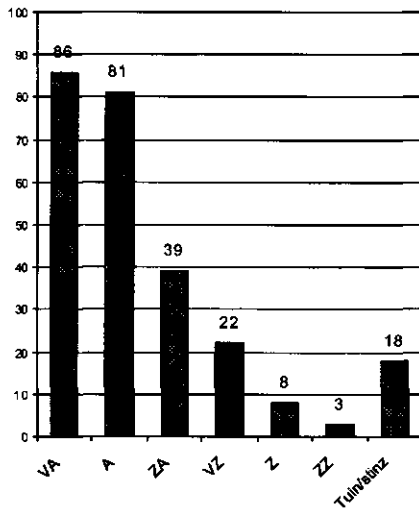
Figuur 12. Verdeling van de soorten naar de getallen van Ellenberg.



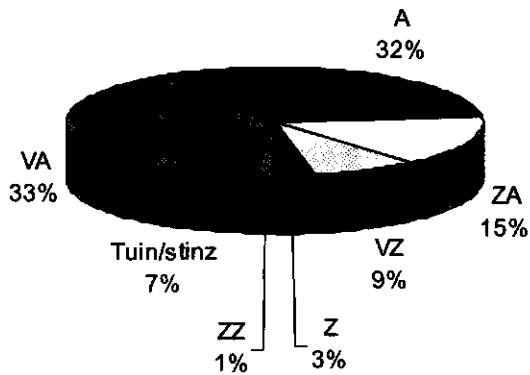
Figuur 13. Procentuele verdeling van de soorten naar de getallen van Ellenberg.



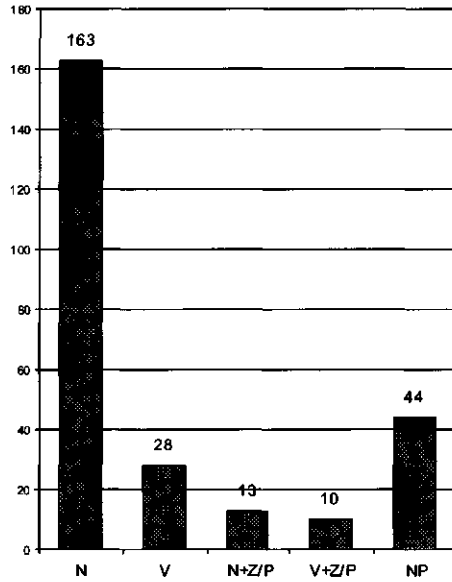
Figuur 14. Verdeling van de soorten naar verspreiding.



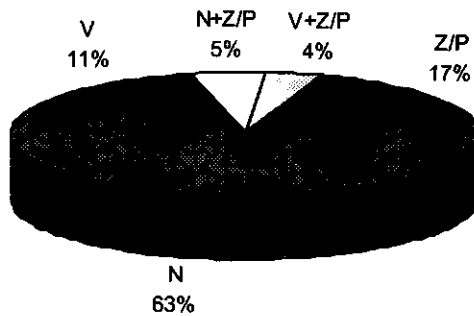
Figuur 15. Procentuele verdeling van de soorten naar verspreiding.



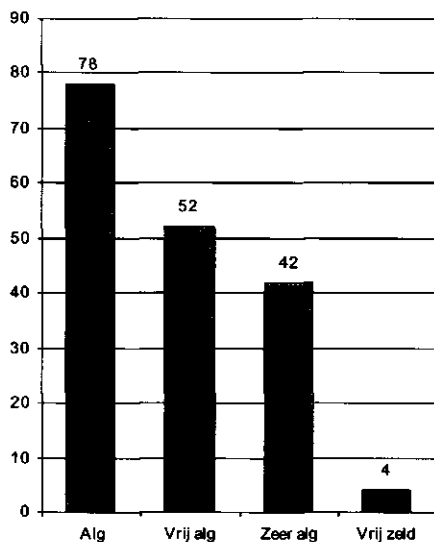
Figuur 16. Verdeling van de soorten naar vestiging.



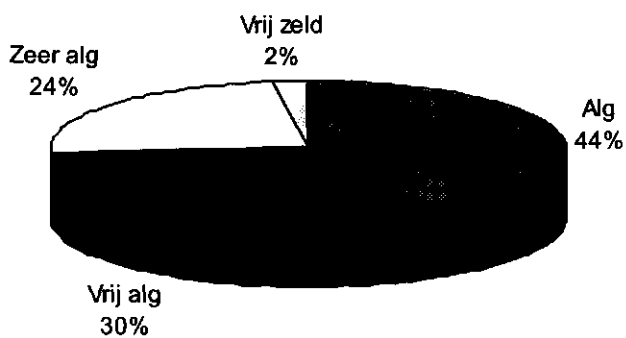
Figuur 17. Procentuele verdeling van de soorten naar vestiging.



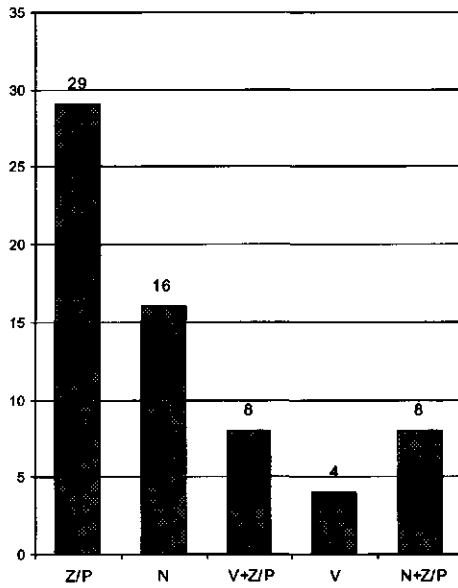
Figuur 18. Verdeling van geheel of gedeeltelijk natuurlijk gevestigde soorten naar verspreiding.



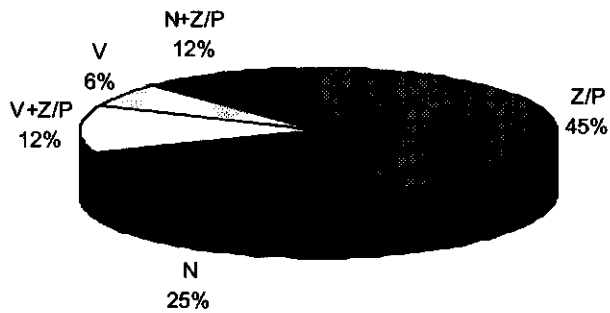
Figuur 19. Procentuele verdeling van geheel of gedeeltelijk natuurlijk gevestigde de soorten naar verspreiding.



Figuur 20. Verdeling van de soorten van bos en struweel naar vestiging.



Figuur 21. Procentuele verdeling van de soorten van bos en struweel naar vestiging.





Een berkenbosje dat zich spontaan heeft ontwikkeld vijftien jaar na het opspuiten van dit terrein. In de herfst en winter is de bodem hier vaak nat. Tientallen soorten paddestoelen komen hier voor. Het is een van de vele voorbeelden waaruit blijkt dat aanplanten niet altijd noodzakelijk is. Veenendaal.



Een voor stedelijke begrippen grootschalige, natuurlijke bosontwikkeling: een uitloper van de Brettenzone die wordt gekenmerkt door veel habitatvariatie, een rijke natuur en een hoge belevingswaarde. Amsterdam.



Een lage voorjaarsbloeiende, halfnatuurlijke kruidlaag met Speenkruid. Deze beelden kunnen tegenwoordig overal in Nederland ontstaan op plekken waar de bodem niet te voedselarm en te droog is. Bij te weinig licht komt deze plant niet tot bloei, bij te veel licht kunnen ruigtkruiden en grassen gaan overheersen. Amstelveen.



Een lage voorjaarsbloeiende, halfcultuurlijke kruidlaag met Bosanemoon en Vingerhelmbloem ca. tien jaar na introductie van deze soorten. In de zomer is de bodem hier volledig kaal. Naarmate de bomen hoger worden, komt er meer licht op de bodem en ontstaat er een milieu dat voor meer bossoorten geschikt is. Vlaardingen, Holypark.



Een lage voorjaarbloevende halfculturele kruidlaag met Boerenkrokus. De soort houdt zichzelf in stand. Om dit beeld te handhaven zijn extra beheermaatregelen nauwelijks nodig. Ijsbrechtum (Fr.).



Een singel met een halfculturele, zomergroene kruidlaag gevormd door verschillende soorten overblijvende kruiden met onder meer Bosandoorn, Geel nagelkruid, Stinkende gouwe en Fluitenkruid. De kruidachtige begroeiing moet een maal per jaar worden uitgemaaid. Gouda, Atlantispark.



Een singel met een zomergroene, halfnatuurlijke kruidlaag met Kleine springbalsemien. Voor het handhaven van deze soort is schaduw noodzakelijk. In de loop van de zomer raakt deze kruidlaag sterk in verval; bovendien is deze plant tamelijk gevoelig voor mechanische storing. Hij moet dus op kleine schaal worden toegepast. Groningen, Lewenborg.



Een struikbeplanting met een halfnatuurlijke, grazige kruidlaag. Alleen onder goed lichtdoorlatende bomen of bij veel zijwaarts licht is zo'n begroeiing mogelijk. Zonder konijnen of andere grazers moet een maal per jaar worden gemaaid. Arnhem.



Een grazige, halfnatuurlijke kruidlaag onder een cultureel, omgevormde beplanting. Op plekken waar deze struiken te veel uitgroeien, zal het grazige karakter verdwijnen. Ze worden dan geschikt voor een lage voorjaarsbloeiende kruidlaag. Op zulke plekken zijn, bij te veel lichtinval ook soorten als Grote brandnetel, Fluitenkruid en Zevenblad te verwachten. Zoetermeer.



Een ruige kruidlaag kan alleen voorkomen op een voedselrijke, vochtige bodem met voldoende lichtinval. In het ongunstigste geval komt Grote brandnetel dan dominant voor of soorten zoals Reuzenberenklauw die dan niet of spaarzaam tot bloei komt. In een gunstige situatie kan Fluitenkruid aspectbepalend zijn. Warffumerbos.



Bosfragment met Bonte gele dovenetel. Net als bij alle andere soorten leidt het uitplanten van deze plant niet steeds tot succes. Overigens moet men er wel voor oppassen dat het beeld door Gele dovenetel niet te eentonig wordt. Na het verwijderen van enige houtopslag is er verder geen actief kruidenbeheer nodig. Amsterdam.



Bosfragment met Gevlekte dovenetel. Op vochtige, zeer voedselrijke bodem is deze bodembedekking van tijdelijk duur. Op deze foto neemt Grote brandnetel toe. Schiedam.



Zevenblad wordt vaak als ongewenst onkruid gezien. In een kleine stadstuin is dat begrijpelijk. In plantsoenen is het een goede bodembedekker, die ook schaduw kan verdragen. Bij te veel schaduw, bloeit de plant niet. Hij houdt zich zelf in stand en onderdrukt andere planten. Zevenblad vormt zomergroene en soms wat ruige begroeiingen. Wageningen.



In deze heterogene kruidlaag bepalen Daslook, Fluitenkruid, Zevenblad en Speenkruid het voorjaarsaspect en vroege zomerbeeld. Speenkruid en Holwortel zijn vrijwel uitgebloeid en bijna niet meer zichtbaar. Als de beplanting donkerder wordt, zal Daslook meer tot dominantie komen; na de bloei blijft dan een kale bodem achter. Groningen, Coendersborg.



Zoom met Kroonkruid, een resultaat van ecologisch groenbeheer. In de buurt van Arnhem komt deze zeldzame plant op hier en daar voor. Ecologisch verantwoord beheer geeft zulke planten een kans zich te vestigen. Deze foto laat zien hoe belangrijk het is om voldoende ruimte te plannen. Voor een bloemrijke zoom is twee meter niet te veel. Arnhem



Wilgenroosje groeit hier op enigszins schrale, droge tot vochtige zandige bodem en kan schitterende vegetaties vormen die ook in de vruchtperiode een decoratieve waarde hebben. Ze groeien als zoom langs natuurlijke houtsingel. Beheer: een maal in de twee tot drie jaar in de herfst maaien. Luiten.



Boerenwormkruid aan de rand van een speelveld. Het is hier ingezaaid en wordt als zoom een maal per jaar gemaaid. De plant wordt hier vaak door de Wormkruidbij bezocht. Ede.



Het is niet gebruikelijk om bosjes met varens aan te leggen. Op niet te voedselrijke, goed vochtige, zure bodem moet dat kunnen. Dit beeld gemaakt in Frankrijk is te evenaren en in het kader van waterbuffering en waterretentie aan te bevelen.

Tabel 12. Overzicht van de soorten van bos en struweel die in de proefvlakken zijn waargenomen.

Bergbasterdwederik	<i>Epilobium montanum</i>	Hemi	H47; P48; R48;	L4
Bleeksporig bosviooltje	<i>Viola riviniana</i>	Hemi	H42 43 62 63	L5
Bonte gele dovenetel	<i>Lamiumstrum galeobdolon</i>	Cham	H43 47	L3 A
Bosandoorn	<i>Stachys sylvatica</i>	Hemi	H43 47	L4
Bosanemoon	<i>Anemone nemorosa</i>	Geof	H42	Lx A
Boskorssteel	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Hemi	H43 47	L4
Bosveldkiers	<i>Cardamine flexuosa</i>	Ther	H27 28	L6
Bosvergeet-mij-nietje	<i>Myosotis sylvatica</i>	Hemi	H43	L6
Brede stekeelvaren	<i>Dryopteris dilatata</i>	Hemi	H21 22 27 41 47 61 62	L4
Brede wespeorchis	<i>Epipactis helleborine</i>	Geof	H47 63 69	L3
Dagkoekoeksbloem	<i>Silene dioica</i>	Hemi	H47	Lx
Dalkruid	<i>Matianthemum bifolium</i>	Geof	H42 62	L3
Daslook	<i>Allium ursinum</i>	Geof	H43 47	L2 A
Dolle kervel	<i>Chaerophyllum temulum</i>	Hemi	H47 48 69	L5
Donkere ooievaarsbek	<i>Geranium phaeum</i>	Hemi	H47	L6
Donkersporig viooltje	<i>Viola reichenbachiana</i>	Hemi	H43	L4
Eenbloemig parelgras	<i>Melica uniflora</i>	Hemi	H43	L3
Fluitenkruid	<i>Anthriscus sylvestris</i>	Hemi	H47 84	L7 A
Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i>	Hemi	H43 47 63 69	L4
Gele anemoon	<i>Anemone ranunculoides</i>	Geof	H43 47	L3
Gevlekt longkruid	<i>Pulmonaria officinalis</i>	Hemi	H43 47	L5 A
Gevlekte aronskelk	<i>Arum maculatum</i>	Geof	H43 47	L3
Gevlekte dovenetel	<i>Lamium maculatum</i>	Hemi	H47; G47; R47;	L5 A
Gewone eikvaren	<i>Polypodium vulgare</i>	Hemi	H62 63; G62	L5
Gewoon vingeroedskruid	<i>Digitalis purpurea</i>	Hemi	H47 69	L7
Groot heksenkruid	<i>Circaea lutetiana</i>	Geof	H27 47	L4 A
Grote keverorchis	<i>Listera ovata</i>	Geof	H43 47	L6
Grote muur	<i>Stellaria holostea</i>	Cham	H42 43	L5
Gulden boterbloem	<i>Ranunculus auricomus</i>	Hemi	H27 43 47	L5
Heggenrank	<i>Bryonia dioica</i>	Geof	H63 69	L7
Holwortel	<i>Corydalis cava</i>	Geof	H47	L3 A
Hop	<i>Humulus lupulus</i>	Hemi	H27 47	L7
Italiaanse aronskelk	<i>Arum italicum</i>	Geof	H47	
Kaukasische smeewortel	<i>Symphytum grandiflorum</i>	Hemi	H	A
Klein springzaad	<i>Impatiens parviflora</i>	Ther	H42	L4 A
Kleine kaardenbol	<i>Dipsacus pilosus</i>	Hemi	H43 47	L7
Kleine maagdenpalm	<i>Vinca minor</i>	Cham	H43 47	L4 A
Klimopereprijs	<i>Veronica hederifolia</i>	Ther	H69; P67;	L6
Knopig helmkruid	<i>Scrophularia nodosa</i>	Hemi	H42 47	L4
Lelietje-van-dalen	<i>Convallaria majalis</i>	Geof	H42 62	L5 A
Lenteklokje	<i>Leucojum vernum</i>	Geof	H47	L6
Liebevrouwebedstro	<i>Galium odoratum</i>	Hemi	H43 47	L2 A
Look-zonder-look	<i>Alliaria petiolata</i>	Hemi	H47 48 69	L5 A
Maarts viooltje	<i>Viola odorata</i>	Hemi	H47	L5
Mannepjesvaren	<i>Dryopteris filix-mas</i>	Hemi	H42 43 47 62	L3
Muskuskruid	<i>Adoxa moschatellina</i>	Geof	H42	L5 A
Prachtklokje	<i>Campanula persicifolia</i>	Hemi	H43	L5
Rankende helmbloem	<i>Ceratocarpus claviculata</i>	Ther	H21 41 61	L5
Robertskruid	<i>Geranium robertianum</i>	Hemi	H47 69	L4 A
Roze winterpostelein	<i>Claytonia siberica</i>	Ther	H48	
Ruig klokje	<i>Campanula trachelium</i>	Hemi	H43	L4
Schaduwgras	<i>Poa nemoralis</i>	Hemi	H62 69	L5
Schaduwkruid	<i>Senecio ovatus</i>	Hemi	H43 47	L7
Schijnardbei	<i>Potentilla indica</i>	Hemi	H	A
Slanke steutelbloem	<i>Primula elatior</i>	Hemi	H43 47	L6
Speenkruid	<i>Ranunculus ficaria ssp. bulbifer</i>	Geof	H47 48; G48	L4 A
Stinkende gouwe	<i>Chelidonium majus</i>	Hemi	H47 69; P47 67	L6 A
Veelbloemige salomonszegel	<i>Polygonatum multiflorum</i>	Geof	H42	L2
Vingerhelmbloem	<i>Corydalis solida</i>	Geof	H43 47	L3 A
Weegbreezonnebloem	<i>Doronicum plantagineum</i>	Geof	H47	
Wilde akelei	<i>Aquilegia vulgaris</i>	Hemi	H43	L6
Wilde hyacint	<i>Scilla non-scripta</i>	Geof	H42 47	L5 A
Wilde narcis	<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	Geof	H47	L8

Zie 6.11. 2 voor verklaring van de afgekorte levensvorm. A = Aspectbepalend aangetroffen. Voor overige legenda zie bijlage 14.

In tabel 12 zijn de soorten met de getallen van Ellenberg opgegeven. Tot getal 6 hebben we te maken met schaduw- en in meerdere of mindere mate halfschaduwplanten. Deze soorten kunnen in een beschaduwde situatie overleven, het is vaak de enige plek waar ze optimaal kunnen groeien. Als we het over kruiden in houtige begroeiingen hebben, ligt het voor de hand om juist aan deze planten te denken. Veel van deze soorten kunnen houtige begroeiingen in het voorjaar voor een groot publiek aantrekkelijk maken. Toch zijn ze zwaar ondervertegenwoordigd. Begroeiingen zijn sinds 1980 wel kruidenrijker geworden, maar ook als ze ecologisch worden beheerd, ontbreken vaak de karakteristieke soorten van bos en struweel. Als deze soorten voorkomen, zijn ze, met uitzondering van Speenkruid, vaak in kleine aantallen aanwezig. Van de 63 soorten uit tabel 12 komen slechts enkele vrij algemeen in begroeiingen voor, de rest zelden of is beperkt tot heemtuinachtige begroeiingen. Dit heeft onder meer te maken met de beperkte verspreidingscapaciteit van deze plantensoorten, maar in het stedelijk gebied kunnen en mogen ze worden geïntroduceerd.

Bij een oppervlakkige beschouwing lijkt de relatie tussen het verbond van Els en Vogelkers en de houtige begroeiingen in dit proefschrift sterk aanwezig. Als we tabel 12 vergelijken met figuur 43.2, tabel 43.1 en 43.2 in Stortelder et al. 1999, blijkt ongeveer de helft van de soorten uit tabel 12 kensoort te zijn voor de bovengenoemde bostypen. De meeste van de overige soorten zijn differentiërende of begeleidende soorten voor deze bostypen. Vrijwel alle kensoorten en veel van de overige soorten zijn geheel of gedeeltelijk geïntroduceerd of verwilderd. Kensoorten waarvan zeer aannemelijk is dat ze zich op een volledig natuurlijke wijze hebben gevestigd, zijn Speenkruid en Grote keverorchis. De laatste soort is slechts een maal waargenomen. Als we uitgaan van een volledig natuurlijke vestiging van de kensoorten, is Speenkruid eigenlijk de enige soort die naar het verbond van Els en Vogelkers verwijst.

Als we alle aspecten in ogenschouw nemen, zijn er meer argumenten die pleiten voor een relatie met het verbond van Els en Vogelkers en het Essen-Iepenbos op associatieniveau. In de eerste plaats gaat het in de overgrote deel van de opnamen (Koster 1998a) om voedselrijke en meestal vochtige bodems. Dit sluit begroeiingen voor de broekbossen en bossen van de voedselarme bodems uit. Enkele associaties (43Aa3-Aa5) die resulteren onder de klasse der eiken en beukenbossen op voedselrijke grond, komen evenmin in aanmerking om in verband te worden gebracht met de houtige begroeiingen in dit proefschrift, omdat de voorwaarden daartoe zeer waarschijnlijk ontbreken. In de tweede plaats verwijzen ook de flankerende en spontaan ontwikkelende kruidachtige begroeiingen naar het verbond van Els en Vogelkers, met name naar het Essen-Iepenbos. Zowel in de onderzochte proefvlakken als daarbuiten komen soorten van de klasse der nitrofiële zomen (*Galio-Urticetea* Passarge ex Kopcký 1969 em. Weeda, Schaminée et Stortelder) veelvuldig en vaak dominant voor. Ze groeien het meest aan de rand van de houtige begroeiing en ontwikkelen zich bij extensief beheer tot zomen. Afhankelijk van de hoeveelheid invallend licht kunnen deze soorten de houtige begroeiing binnendringen. Meestal is er een overgangszone aanwezig, maar het komt ook vaak voor dat de kruidlaag door de soorten van de nitrofiële zomen wordt gedomineerd. Het gaat hier om soorten als Fluitenkruid, Grote brand-

netel, Hondsdraf, Kleefkruid, Kruijpende boterbloem, Look-zonder-look, Stinkende gouwe, Zevenblad.

Met betrekking tot het beheer zijn er ook overeenkomsten. Om de soorten van het Essen-Iepenbos in stand te houden is een hakhoutbeheer gewenst waarbij de percelen als middenbos worden beheerd (Kroon 1986; Londo 1991; Stortelder et al. 1999; Van der Werf 1991). Door het hakhoutbeheer kan er steeds voldoende licht toetreden waardoor de kruidachtige soorten zich kunnen handhaven. In het verleden vond de eerste paar jaar na kappen, houwverzorging plaats. Op de houw (het perceel) werden onder meer Braam, Klimop, Bosrank en Grote brandnetel uitgetrokken, omdat ze het opnieuw uitlopen van de stoven zouden kunnen verhinderen. Dit beheer heeft geleid tot een soortenrijke kruidlaag. In de houtige begroeiingen van het openbaar groen moet door snoeien en dunnen ook steeds voldoende licht worden toegelaten (6.9) en ongewenste soorten moeten worden verwijderd of geregeld worden uitgemaaid (Koster 2000c).

In enkele gemeenten komt ook Elzenbroekbos voor, onder meer in Geldrop (Koster 1998a: p. 119). Dergelijke stukjes bos zijn ook in heem- en natuurtuinen aan te treffen. Op voedselarme zandige bodems zou men vegetaties verwachten die veel gemeen hebben met de klasse der eiken en beukenbossen op voedselarme bodem (*Quercetea robori-petraeae* Braun-Blanquet et Tüxen 1943). De bodems in het stedelijk gebied zijn gewoonlijk dermate verstoord en verrijkt dat er nauwelijks sprake kan zijn van een vegetatie die kenmerkend is voor voedselarme bodems.

Op bodems die niet te veel chemisch en / of mechanisch zijn verstoord en waar het grondwaterpeil en de stroming van het grondwater niet te veel afwijken van de oorspronkelijk natuurlijke toestand, zijn bosachtige begroeiingen mogelijk die veel gemeen hebben met de vegetaties die door Stortelder et al. (1999) worden beschreven. Bij planning zouden deze plekken, voorzover deze nog in het landschap aanwezig zijn, moeten worden gereserveerd voor groene landschapselementen.

6.11 Soorten en structuur

6.11.1 Inleiding

In het totale onderzoek zijn 286 hogere plantensoorten waargenomen; 258 soorten daarvan komen voor in de proefvlakken (Koster 1988a), 28 soorten zijn in het kader van het onderzoek naar wilde bijen waargenomen buiten de proefvlakken, maar wel in de zoomvegetaties. Deze soorten zijn niet in de figuren verwerkt. Deze zoomvegetaties maken onderdeel uit van het totale begroeiingsbeeld. In bijlage 4 wordt een overzicht van al deze soorten gegeven. Voor het ontwerp kunnen verschillende aspecten van plantensoorten van belang zijn:

- a. Levensvormen: de wijze waarop een plantensoort aan een of meer beperkende milieufactoren is aangepast (Schaminée et al. 1995). Soorten van bepaalde levensvormen kunnen dominant aanwezig zijn en het beeld van de kruidlaag sterk bepalen. Deze beelden hangen vaak samen met de ontwikkelingsfase van de begroeiing. Zo kan het beeld in oudere houtige begroeiingen in het voorjaar grotendeels worden bepaald door bol- en knolgewassen (geofyten); in een pas aangelegde begroeiing kunnen eenjarigen (therofyten) tijdelijk de overhand hebben; het beeld in de zomen wordt vaak bepaald door overwegend overblijvende planten (hemicryptofyten: 6.11.4).
- b. Milieus en standplaatsen: dit zijn de plaatsen waarin de soorten hun levenscyclus kunnen voltooiën. Ze geven de ontwerper een aanwijzing in welke richting een vegetatie zich kan ontwikkelen en welke soorten er eventueel kunnen worden geïntroduceerd. Een analyse van de soorten naar milieukeurmerken geeft de stand van zaken weer; ze laat niet alleen zien wat er is, maar vooral ook wat ontbreekt. Voor ontwerpers is ook het laatste interessant omdat het een uitdaging kan zijn om nieuwe aspecten aan de omgeving toe te voegen. Zie tabel 12.
- c. Verspreiding van de soorten in Nederland: dit heeft te maken met de zeldzaamheid van de soort en de daarmee samenhangende kans op vestiging. Zo is Fluitenkruid een zeer algemene soort met een grote vestigingskans, Grote keverorchis is daarentegen zeldzaam en zal daardoor zelden in begroeiingen worden aangetroffen. Voor ontwerpers is het van belang te weten wat ze ongeveer kunnen verwachten. Zie 6.13
- d. Vestiging: de wijze waarop soorten zich kunnen vestigen. In de meeste gevallen is dat volledig natuurlijk maar vaak worden ze uitgezaaid of aangeplant of ontsnappen ze uit tuinen en verwilderen ze. In veel gemeenten komen tegenwoordig begroeiingen voor die in het algemeen aantrekkelijk worden gevonden (een hoge belevingswaarde hebben) en interessant zijn voor de fauna. De plantensoorten die daaraan bijdragen, hebben zich meestal op verschillende wijze gevestigd. Voor ontwerpers die op korte termijn bepaalde beelden of doelstellingen beogen, is inzicht in de wijze van vestiging onontbeerlijk. Zie 6.13
- e. Structuur-, kleur- en geurkenmerken van de afzonderlijk soorten: dit zijn de direct waarneembare eigenschappen van de soort. Ze vormen een onderdeel van de klassieke materialenkennis. Hiervoor wordt verwezen naar Barkman 1990 en Weeda et al. 1985-1994.

6.11.2 Levensvormen en structuur

Planten met een bepaalde levensvorm bepalen vaak de structuur van een kruidachtige begroeiing in en om de houtige begroeiingen. Aan de hand van de levensvormen zullen richtlijnen voor verschillende ontwerp mogelijkheden worden gegeven. Voor een samenvatting van de levensvormen wordt verwezen naar Westhoff et al. 1970. Hier wordt alleen ingegaan op een aantal praktische beelddaspecten die met levensvormen samenhangen. Met uitzondering van hydrofyten zijn alle levensvormen in de proefvlakken waargenomen:

- Therofyt:** plant die het ongunstige seizoen als zaad overleeft (meestal eenjarige soorten); de meeste soorten sterven voor de winter af; de winterannuellen kiemen in de nazomer of herfst en overleven de winter als rozet.
- Hemicryptofyt:** plant met overwinteringsknoppen op of direct onder de grond (overblijvende en twee- tot meerjarige soorten; vaak planten die met bladrozetten overwinteren).
- Geofyt:** landplant met overwinteringsknoppen onder de grond (planten met bollen, knollen en wortelstokken).
- Chamaefyt:** plant met overwinteringsknoppen tot een hoogte van maximaal 50 cm boven het maaiveld (vaak met bovengrondse, bodembedekkende uitlopers en halfheesters).
- Faneroftyt:** plant met overwinteringsknoppen minimaal 50 cm boven het maaiveld (bomen en struiken, houtige lianen).
- Helofyt:** moerasplant wortelend in de onderwaterbodem en met overwinteringsknoppen onder water.

Een overzicht is te vinden in bijlage 7, voor de verdeling van de soorten naar levensvorm figuur 8 en 9. Verderop zullen deze nader worden uitgewerkt. Levensvormen zijn niet aan bepaalde milieus gebonden, maar komen in de meeste milieus voor. In het ene milieu kunnen bepaalde levensvormen wel meer voorkomen dan in het andere. Van de waargenomen soorten zijn therofyten het meest aan te treffen op open gronden, dus in pioniervegetaties, en geofyten het meest in het bos. Figuur 10 en 11 laten zien hoe de soorten over de milieus (ecologische groepen) zijn verdeeld. De samenhang tussen figuur 8 en 9 en tussen figuur 10 en 11 wordt gegeven in tabel 13.

Tabel 13. Verdeling van de waargenomen soorten (Koster 1998a) naar levensvorm en ecologische groep.

Ecologische groep	Pionier	Grasland	Ruigte	Bos en Struweel	Verlanding	Water	buiten indeling
Levensvorm							
Therofyten	37	4	3	4			
Geofyten	5	8	7	20	1	(1)	2
Hemicryptofyten	17	67	18	34			5
Chamaefyten	4	5		3			2
Faneroftyten			1				
Helofyten			1		3		

Slechts 24% van de levensvormen zijn soorten van bos en struweel. Dit komt doordat de onderzochte begroeiingen geen bossen zijn, maar veel meer te vergelijken zijn met bosranden. In bosranden hebben we te maken met een overgangszone van verschillende milieus die worden weerspiegeld in de samenstelling van de begroeiing. In deze overgangszone hebben we vaak te maken met een heterogene begroeiing. Dit komt onder meer tot uiting in het getal van Ellenberg (tabel 14).

Tabel 14. Overzicht van de levensvormen van soorten van bos en struweel.

Lichtgetal	L2	L3	L4	L5	L6	L7	LX
Hemicryptofyten	1	2	9	10	5	4	3
Geofyten	2	6	2	3	2	1	3
Therofyten			1	1	2		1
Chamaefyten		1	1	1			

Naast de bosplanten hebben we het meest te maken met soorten van ruigte en grasland, met name op plekken waar bomen en struiken zijn weggefallen of bomen zijn opgekroond waardoor het licht dieper in de begroeiing kan binnendringen. In de stad waar geregeld wordt gesnoeid, gedund, uitgemaaid en omgevormd, treden ook soorten van pioniervegetaties op. In ieder geval is het duidelijk dat we met begroeiingen niet alleen met soorten van bos en struweel te maken hebben maar met vrijwel het hele spectrum van de ecologische groepen en levensvormen. Dit is volledig in overeenstemming met de werkelijkheid van de natuur. Want vooral de smallere begroeiingen die we het meeste in het stedelijke gebied aantreffen, hebben veel meer gemeen met bosranden, hagen, houtwallen, singels en geriefhoutbosjes dan met bos. Voor ontwerpers biedt dit voordelen. Juist al die soorten van verschillende ecologische groepen bieden de ontwerper de mogelijkheid om uiteenlopende keuzen te maken voor het ontwerp. Niet alleen wat het beeld betreft, maar zoals in hoofdstuk 7 aannemelijk zal worden gemaakt, ook voor de fauna.

6.11.3 Therofyten

Therofyten komen vooral voor op plekken die onbegroeid zijn, maar waar wel voldoende licht op de bodem valt. Dit kan in de aanlegfase zijn of na de omvorming van houtige begroeiingen. Ook op plekken waar in het verleden chemische of mechanische onkruidbestrijding heeft plaatsgevonden, kunnen therofyten na staking van deze beheermethode massaal opkomen. Enkele soorten die zo talrijk kunnen worden aangetroffen zijn bijvoorbeeld Straatgras, Herderstasje, Vroegeling en Zandraket. Naarmate de successie (de ontwikkeling naar grasland, ruigte en bos) en sluiting van de houtige begroeiing voortschrijdt, neemt de betekenis van pionierplanten sterk af en zal het beeld grotendeels worden bepaald door hemicryptofyten, geofyten en chamaefyten. De therofyten verdwijnen dan niet helemaal maar zijn dan minder talrijk of sporadisch aanwezig. In de aanlegfase, eventueel in de omvorming, zou men voor de beeldvorming van therofyten gebruik kunnen maken. Soms worden er in jonge begroeiingen (de jonge aanplant) kruidachtige soorten ingezaaid zoals Zwarte mosterd of

Phacelia. Dat zou ook met andere eenjarige soorten kunnen zoals Echte kamille en Grote klaproos.

In enkele gevallen zijn therofyten in latere stadia van houtige begroeiingen aspectbepalend. In principe kunnen dat alle soorten zijn die in tabel 12 voorkomen. In een proefvlak was dat met Klimopereprijs het geval. Klein springzaad heeft sterk de neiging om in tamelijk donkere begroeiingen te gaan domineren. In enkele proefvlakken kwam dat voor. Dat kan in de vroege zomer een egale en decoratieve begroeiing opleveren. De soort is echter zeer gevoelig voor mechanische storing en niet zo geschikt voor kleinschalige begroeiingen in de directe woonomgeving. Het voorbeeld in Groningen (Koster 1998a: p. 135) vormt wellicht een uitzondering. Fraaie voorbeelden van grootschalige begroeiingen met Klein springzaad zijn of waren te zien in het oostelijk gedeelte van het Kralingse Bos te Rotterdam. Deze kruidachtige begroeiing is vaak eenzijdig, maar levert wel tijdelijk een fraai zomerbeeld op en laat in de herfst en winter meestal een kale bodem achter. Gelet op de vele milieus waarin Klein springzaad voorkomt, zou deze plant gemakkelijk kunnen worden uitgezaaid. Roze winterpostelein is een soort die zich vrij snel kan verbreiden en zou in principe tijdelijk tot dominantie kunnen komen. Het is een soort die zich in het stedelijk gebied begint te ontwikkelen, een zeker concurrentiekracht heeft ten opzichte van andere plantensoorten en zich daardoor goed kan handhaven. Op kale en niet al te sterk beschaduwde bodem kan deze soort binnen een paar jaar enkele vierkante meters bedekken. Rankende helmblom is een onzekere factor. In bossen heeft deze soort zich de laatste decennia onder invloed van verzuring sterk uitgebreid maar in het stedelijk groen is die voorsnog spaarzaam aanwezig.

Van de therofyten die niet in het onderzoek zijn waargenomen, komt Drienerfmuur in aanmerking om zich in begroeiingen te vestigen, maar het is niet te verwachten dat deze soort aspectbepalend zal zijn. Kleefkruid is een ruigtesoort die langs bosranden tot dominantie kan komen en die zich vooral explosief ontwikkelt na het kappen van bomen of afzetten van struiken. Dit verschijnsel zien we ook in het stedelijk groen. Dit is meestal een verschijnsel van tijdelijke aard ten gevolge van maatregelen die voortvloeiën uit achterstallig onderhoud. Vooral in de periode 1985-1995 kwam Kleefkruid op veel plaatsen dominant voor. Dit is gedeeltelijk toe te schrijven aan de resistentie tegen veel onkruidbestrijdingsmiddelen (mondelijke mededeling P. Zonderwijk). Bij het ontwerp moet men er echter van uitgaan dat begroeiingen volgens het ontwerpscenario worden beheerd. In dat geval speelt Kleefkruid een ondergeschikte rol.

6.11.4 Hemicryptofyten

De hemicryptofyten zijn het rijkst vertegenwoordigd. Het overgrote deel bevindt zich in de lichtere gedeeltes van de houtige begroeiing. Van de voornaamste soorten die min of meer in de schaduw kunnen groeien, wordt in tabel 15 een overzicht gegeven.

Soms komen deze soorten dominant of codominant voor, maar in het algemeen blijven de abundanties onder de 5% (Koster 1998a: tabel 6). Door eenvoudige, maar wel enigszins kostenverhogende beheermaatregelen kan in de abundantie worden gestuurd door bijvoorbeeld te werken met licht (snoeien, ringen etc.) en selectieve regulatie van concurrerende kruiden. De ontwerper kan hiermee accenten in het ontwerp leggen. Vaste richtlijnen zijn hier niet voor te geven, dit is een kwestie van praktijkervaring.

Tabel 15. Overzicht van de voornaamste hemicryptofyten in houtige begroeiingen.

Naam		Totaalscore	Proefvlakken met bedekking van 5% of meer
Dagkoekoeksbloem	<i>Silene dioica</i>	43	alleen buiten proefvlak
Flutenkruid	<i>Anthriscus sylvestris</i>	139	49
Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i>	83	5
Gevlekt longkruid	<i>Pulmonaria officinalis</i>	6	alleen buiten proefvlak
Gevlekte dovenetel	<i>Lamium maculatum</i>	16	3
Kaukasische smeerwortel	<i>Symphytum grandiflorum</i>	2	alleen buiten proefvlak
Lievevrouwebedstro	<i>Galium odoratum</i>	4	alleen buiten proefvlak
Look-zonder-look	<i>Alliaria petiolata</i>	111	19
Robertskruid	<i>Geranium robertianum</i>	41	3
Schijnaardbei	<i>Potentilla indica</i>	13	alleen buiten proefvlak
Stinkende gouwe	<i>Chelidonium majus</i>	47	8

Dominantie van deze hemicryptofyten is in houtige begroeiingen gewoonlijk een tijdelijk verschijnsel. Meestal is het gebonden aan een bepaalde fase van de begroeiing. Als ze zo talrijk voorkomen, staan de plekken meestal onder invloed van zijwaarts licht. Onder meer in gedunde begroeiingen, op plekken waar de bomen zijn opgekroond (van de onderste takken ontdaan) of waar sprake is van een lichtdoorlatende stakenfase of sterk lichtdoorlatende bomen. Het zijn soorten die in en langs bosranden, houtwallen, singels en geriefhoutbosjes worden aangetroffen. In stedelijke begroeiingen kunnen ze een aantal jaren fraaie beelden opleveren, maar ze nemen sterk af zodra de begroeiing te veel is gesloten. Nu hoeft een soort niet aspectbepalend te zijn om een aantrekkelijke begroeiing te bieden. Het gaat hier in hoofdzaak om soorten die bij een goed ontwerpsscenario een goede kans maken om zich in de begroeiing te ontwikkelen en handhaven. En dat op een manier dat ze door het publiek kunnen worden waargenomen en voor de fauna nog van belang zijn. Vooral voor de entomofauna is verscheidenheid in de begroeiing van groot belang.

Verschillende soorten zijn wel bossoorten, maar blijken in de praktijk op lichtere plekken te groeien, bijvoorbeeld Vingerhoedskruid, een soort die zich na het kappen van bos massaal kan ontwikkelen, maar die verdwijnt zodra het bos of de kruidachtige vegetatie te veel is gesloten. Dat is waarschijnlijk de reden dat deze soort die veel in tuinen wordt aangetroffen en vrij gemakkelijk verwildert, nauwelijks in de proefvlakken is waargenomen. In gesloten houtige begroeiingen kan zo'n soort alleen groeien waar voldoende zijwaarts licht binnenvalt, bijvoorbeeld op plekken waar de zon een uurtje per dag kan schijnen.

Ontwerpers moeten zich overigens niet blindstaren op de bloei, ook voor of na de bloei kunnen verschillende soorten aantrekkelijke beelden opleveren. Het gaat dan om structuur en kleur van de bladrozetten, waardoor een gedeelte van de tweejarige hemicryptofyten

cryptofyten zich kenmerkt: Geel nagelkruid, Look-zonder-look, Robertskruid en Stinkende gouwe. Andere soorten zijn groene bodembedekkers: Gevlekte dovenetel, Gevlekt longkruid, Lievrouwewedstro, Schijnaardbei. Fluitenkruid is een soort die op niet te donkere plaatsen vaak dominant in de onderbegroeiing aanwezig is. Van het vroege voorjaar tot eind april kan deze soort de bodem volledig door zijn fijn ingesnedden bladrozetten bedekken. Alle soorten hebben gemeen dat ze na de bloei aftakelen. Vooral Fluitenkruid levert dan enkele weken na de bloei in combinatie met een paar dagen warm weer geen florissant beeld op: het raakt in verval. Dat een is goede reden om eenvormigheid zoveel mogelijk te vermijden.

Varens en andere schaduwplanten

Varens vormen een groep hemicryptofyten die in houtige begroeiingen sterk ondervertegenwoordigd is. De totale oppervlakte die varens in begroeiingen innemen, beslaat niet meer dan enkele vierkante meters. Ook in andere begroeiingen die niet in het onderzoek zijn betrokken, komen varens nauwelijks voor terwijl ze er bij uitstek zouden kunnen groeien. Slechts is enkele oudere begroeiingen zijn ze spontaan gevestigd aangetroffen (Assen, Veenendaal en Wageningen: Koster 1998a). In het algemeen zijn varens geen soorten die snel spontaan aanwezig zijn, zeker niet in openbaar groen dat een turbulente beheerhistorie achter de rug heeft. Als ze eenmaal op de juiste plek zijn aangeplant, kunnen ze zich goed handhaven en gemakkelijk verbreiden. Dit geldt het meest voor Brede stekelvaren, maar ook andere soorten die niet in de proefvlakken zijn waargenomen, zouden zich goed in begroeiingen kunnen ontwikkelen, onder meer Adelaarsvaren, Eikvaren, Koningsvaren, Mannetjesvaren en Wijfjesvaren. Verschillende hemicryptofyten die niet in de proefvlakken zijn gevonden maar wel in de houtige begroeiingen daarbuiten, zouden ook kunnen worden toegepast: Overblijvende ossentong, Knikkend nagelkruid en Muursla. De laatste is een soort die in opmars lijkt te zijn, vermoedelijk als reactie op ecologisch groenbeheer en het staken van de chemische onkruidbestrijding. Overblijvende ossentong is het meest een tuinplant van halfschaduw die gemakkelijk verwildert en steeds vaker in stedelijke begroeiingen wordt gezien. Knikkend nagelkruid is een zeldzame soort, maar kan op plekken met halfschaduw en een geringe mate van beheer een substantiële bijdrage leveren aan het begroeiingsbeeld.

Hemicryptofyten in open houtige begroeiingen

Open houtige begroeiingen hebben een kroonsluiting van 20 tot 60% (hoofdstuk 5). Hierdoor kunnen veel plantensoorten groeien die hun optimum hebben in halfschaduw en in de volle zon. Dat zijn vaak soorten van grasland en ruigte. Vooral de open, zonnige plekken zijn van zeer groot belang voor bloembezoekende insecten (hoofdstuk 7).

Graslandplanten

Een groot gedeelte van de hemicryptofyten zijn graslandplanten of soorten die zich in grasland goed kunnen handhaven. Houtige begroeiingen kunnen zodanig worden ontworpen dat deze soorten geheel worden geweerd. Dat zijn begroeiingen met een tamelijk gesloten boom- of/ en struiklaag en weinig lichtinval van opzij. In de zomer

kijkt het publiek dan tegen de buitenkant van de begroeiing aan. Het is ook mogelijk om goed lichtdoorlatende begroeiingen te ontwerpen met een min of meer grazige vegetatie. Zo'n vegetatie hoeft dan niet alleen uit gras te bestaan, maar kan ook allerlei bloeiende planten bevatten als Gewone paardebloem, Gewone smeerwortel, Hondsdraf, Pinksterbloem en verschillende soorten van bos en struweel. Deze vegetaties ontstaan op lichte plekken die jaarlijks worden uitgemaaid. In de onderzoeksperiode waren hiervan de duidelijkste voorbeelden te zien in Zoetermeer en Arnhem, maar ook op andere plaatsen komt deze combinatie steeds vaker voor (Koster 1998a: p. 86, 199, 202, 241, 252). Het voordeel van een grazige kruidlaag is dat de bodem het grootste gedeelte van het jaar groen is en dat er in het voorjaar meestal dicotyle bloemplanten aanwezig zijn. Voor het publiek kan dat aantrekkelijke beelden opleveren. Een bijzondere en originele combinatie van bomen en struiken is te vinden langs de toegangsweg naar de Haagse Beemden te Breda. Rondom de bomen zijn struiken aangeplant. De bedekking van de struiken ligt tussen 20 en 50%. De open plekken zijn grazig. Er ontstaat niet alleen een bijzonder begroeiingstype, maar de bomen zijn ook beschermd tegen beschadiging door maaimachines (Koster 1998a: p. 97). Op dit thema zijn echter nog meer varianten mogelijk (Koster 1998a: p. 81, 259, 261).

Ruigte

Op open plekken met een tamelijk open kroondak en waar niet of zeer extensief wordt gemaaid kunnen de ruigtkruiden zich ontwikkelen. Dit zijn grotendeels eveneens hemicryptofyten. Door de luwe plekken die er ontstaan, vormen dergelijke begroeiingen een goed milieu voor de entomofauna. Van dit soort begroeiingen zijn nog maar enkele voorbeelden gevonden, onder meer in Apeldoorn, Ede en Zeist (Koster 1998a: p. 79, 244).

Zomen

Ruigtkruiden zijn meestal de belangrijkste component van zomen. Dit zijn min of meer ruige, kruidachtige vegetaties van 0,8-1,8 m hoog en 1-4 m breed die de overgang vormen tussen houtige begroeiing en grasland. Een zoom ontstaat in de eerste plaats door niets doen. Als een zoom zich vanuit een grazige vegetatie ontwikkelt, blijft hij meestal een aantal jaren grazig. Vanuit de open en gestoorde bodem, dus de kale bodem langs de begroeiing, ontwikkelt zich meestal een zoom die uit bloemarme ruigte bestaat en waar storingssoorten als Bijvoet, Grote brandnetel en Ridderzuring vaak de overhand hebben. De ruige geofyten zijn vaak een belangrijk bestanddeel in deze zomen (zie onder geofyten). Bloemrijke zomen komen tot nu toe meestal kunstmatig tot stand. Zomen in het stedelijk gebied zijn nog nauwelijks onderzocht; meestal gaat het om aanzetten en fragmenten. In enkele gemeenten zijn bloemrijke, maar aangelegde zomen aanwezig, onder meer in Vlaardingen, Zoetermeer, Ede, Apeldoorn en Maastricht. Op dit moment zijn er geen duidelijke criteria om de zomen op structuurniveau in te delen. (In het stedelijk gebied vallen ze vegetatiekundig meestal onder de Bijvoetklasse.) Toch is het wenselijk om een richting aan de beeldaspecten van deze zomen te geven. Hierbij wordt ook gebruikgemaakt van de ervaring met spoorwegvegetaties waar vaak zoomachtige begroeiingen voorkomen. Daar komen bloemrijke ruigten voor die over meer dan 100 m lengte voor meer dan de helft

uit bloeiende dicotyle planten bestaan. In sommige gevallen lijkt het alsof de 100%-begroeiing wordt benaderd. Vaak gaat het dan om vegetaties waarin een soort dominant voorkomt: Harig wilgenroosje, Koninginnenkruid, Late guldenroede, Reuzenberenklauw en Wilgenroosje. Ook in het stedelijk gebied komen deze situaties voor. Minder bloemrijk is veel gewoner en in verband met de biologische verscheidenheid waarschijnlijk ook veel wenselijker. Het hoogtepunt van de bloeiperiode ligt meestal in de zomermaanden. Vegetaties die voor 20% uit bloeiende (dicotyle) planten bestaan, komen tamelijk bloemrijk over. Zie 5.6.4 voor de nadere omschrijving.

Een belangrijke reden om de zomen niet al te bloemrijk te maken is de biodiversiteit. Honderden insecten zijn afhankelijk van planten met minder voor het publiek opvallende bloemen of van soorten die door een gedeelte van het publiek niet worden gewaardeerd. Streven naar een maximale bloemenrijkdom ten gunste van bijen, vlinders of het publiek kan nadelig zijn voor andere insecten en zaadetende vogels.

6.11.5 Geofyten

De grootste tegenstellingen in waardering, structuur en beheerintensiteit komen waarschijnlijk voor bij de geofyten. Een belangrijk deel van de soorten is bijzonder gewenst, vraagt nauwelijks actief beheer en houdt zich goed in stand terwijl een ander deel aanleiding geeft tot klachten van bewoners en vaak vraagt om een intensiever beheer dan het beschikbare budget toelaat. De eerste groep bevindt zich in hoofdzaak in de onderbegroeiing, de tweede in de overgangszone naar andere milieus. Vertegenwoordigers van bepaalde groepen kunnen ook gemeenschappelijk voorkomen.

Het beeld aan de randen en op open plekken wordt in wat oudere houtige begroeiingen vaak bepaald door geofyten en hemicryptofyten, waarbij een aantal geofyten onder, voor de beheerder, ongunstige omstandigheden tot dominantie kunnen komen. Dit zijn in hoofdzaak Akkerdistel, Grote brandnetel, Groot hoefblad, Haagwinde, Japanse duizendknoop, Kweek en Zevenblad. In lichtdoorlatende begroeiingen, dat wil zeggen met gaten in het boomlaag of veel zijwaartse lichtinval, kunnen deze soorten tot in de kern van de houtige begroeiing binnendringen. In de ogen van veel burgers en groenbeheerders zijn sommige soorten ongewenst. Voor een groot gedeelte is dat toe te schrijven aan hun levensvorm. Door hun wortelstokken zijn ze vaak moeilijk tegen te gaan. In de loop der eeuwen hebben ze de reputatie van 'lastig' en vaak 'onuitroeibaar onkruid' gekregen. Met uitzondering van Japanse duizendknoop zijn deze soorten voor de entomofauna wel van grote betekenis (Ad hoc Werkgroep Akkerdistel 1978; Bink 1992; De Booij 1976; Davis 1983; Koster 2000b; Redfern 1983; Weeda et al. 1985-1994). Om die reden zijn deze planten voor de biologische verscheidenheid van groot belang; als ze echter te dominant zijn, zal dat de verscheidenheid niet ten goede komen. Het zijn vooral soorten die door mechanische storing op min of meer voedselrijke en vochtige tot vochthoudende bodems worden gestimu-

leerd. De ontwerper kiest in zijn scenario bewust de voorwaarden die men voor deze soorten wil scheppen. Het gaat hier bij om drie hoofdlijnen:

1. De ontwikkeling van deze soorten zoveel mogelijk voorkomen; dat betekent natuurtechnische aanleg (Koster 2001c; Londo 1997; Schipper 1990).
2. Geen voorkeur. Kan traditioneel worden aangelegd, maar dit kan een ongecontroleerde groei van kruiden geven. In houtige begroeiingen buiten de bebouwde kom is dat meestal het geval.
3. Ruige soorten zijn gewenst; aanleggen op voedselrijke en gestoorde of omgewelde bodem.²⁹

De geofyten die meer karakteristiek zijn voor bos, worden meestal door iedereen ge waardeerd. In het algemeen zijn het laagblijvende soorten met opvallende bloemen. Doordat ze na de bloei in de loop van het voorjaar afsterven, vragen ze geen actief beheer aangezien ze hun levenscyclus kunnen voltooien voordat andere soorten tot wasdom zijn gekomen. Zowel uit esthetische als uit beheermatige overwegingen zijn het soorten die bij uitstek in houtige begroeiingen zouden passen. Het is niet voor niets dat deze planten al een paar eeuwen bij kastelen, op landgoederen en stinzen worden uitgeplant (Bakker & Boeve 1985; Jansen & Van der Ploeg 1985; Van Leeuwen & Doing 1984; Londo & Leys 1979; Londo & Den Hengst 1993; Van der Ploeg 1988; Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1979; Westhoff et al. 1970). Het gemis aan deze geofyten valt in de praktijk het meest op. In het voorjaar komen er in toenemende mate houtige begroeiingen voor waarvan de bodem met een deken van bloeiend Speenkruid is bedekt, maar daar blijft het meestal bij. Slechts in enkele situaties komen andere soorten voor die opvallend aanwezig zijn. In bijlage 5 wordt hiervan een overzicht gegeven. Als ondergrens is 2a (= 5-12,5%) van de Braun-Blanquet-methode genomen. Speenkruid is eigenlijk de enige soort die overduidelijk aspectbepalend voorkomt. De overige soorten zijn dat ook, maar dan zeer lokaal en beperkt tot heemtuinen of parken die daar veel mee overeenkomen.

Tabel 16. Overzicht van aspectbepalend voorkomen van geofytische bossoorten.

Soort	Scor.	Bedekking 2a-5	Aantal gemeenten mer 2a-5
Bosanemoon: <i>Anemone nemorosa</i>	14	2	2 (Vlaardingen; Amstelveen)
Daslook: <i>Allium ursinum</i>	22	13	4 (Amstelveen; Amsterdam; Bloemendaal; Leeuwarden)
Groot heksenkruid: <i>Circaea lutetiana</i>	4	1	1 (Amstelveen)
Muskuskruid: <i>Adoxa moschatellina</i>	2	2	1 (Amstelveen)
Speenkruid: <i>Ranunculus ficaria</i>	115	61	12
Vingerhelmbloem: <i>Corydalis solida</i>	3	1	1 (Vlaardingen)

Toch is dat opmerkelijk omdat een aantal soorten dat aspectbepalend zou kunnen zijn, weinig specifieke eisen stelt aan het milieu. Het zijn soorten die in vrijwel iedere tuin op vrijwel alle bodemtypen kunnen groeien en verwilderen. In tabel 16 is aangegeven welke aspectbepalende soorten zijn waargenomen. Een aantal soorten komt zelfs ge-

²⁹ Dit lijkt spijkers op laag water zoeken, maar als begroeiingen al te natuurtechnisch worden aangelegd, wordt het wel erg kaal. Het is van de omgeving afhankelijk, maar als ruigte ontbreekt, kan het voor de fauna (foerageren, dekking, nestgelegenheid, overwintering) gewenst zijn om deze op geschikte plekken te stimuleren.

heel niet in tabel 16 voor, omdat ze niet in de proefvlakken zijn waargenomen. Gewoon sneeuwkllokje, eveneens een geofyt die zich zelfs in beschaduwde ruigte weet uit te breiden, is hier een voorbeeld van. Terwijl grasvelden en bermen in het stedelijk gebied vaak vol met bolgewassen (geofyten) worden gezet, blijft het in de houtige begroeiingen vaak ijsig leeg. Doordat geofyten in het algemeen hun levenscyclus hebben voltooid voordat andere soorten tot wasdom zijn gekomen, zijn ze minder gevoelig voor concurrentie. Veel geofyten groeien op dezelfde standplaats als soorten van de ruigere vegetaties, onder meer met Fluitenkruid, Grote brandnetel en Zevenblad. Voorbeelden hiervan zijn te zien in de stinzen en in heemtuinen zoals Thijsse's Hof te Bloemendaal (Koster 1998a: p. 92).

Waar geofyten van bos en struweel optimaal kunnen groeien, zijn ze vaak bepalend voor de structuur. De meest voorkomende soort is Speenkruid die vooral voedselrijke bodems van parken, stinzen en plantsoenen kan bedekken met een kleed van gele bloemen. In voedselrijke bossen zien we hetzelfde fenomeen met andere geofyten: Bosanemoon en Daslook in Zuid-Limburg, Wilde hyacint in de Kleine Ardennen in Vlaanderen, Holwortel en Vingerhelmbloem in landgoed- en kasteeltuinen. Vaak worden ze vergezeld door hemicryptofyten die minder abundant zijn zoals Lievevrouwebedstro, Primula en Robertskruid. De flora is min of meer te vergelijken met die van het middenbos (Londo 1991). De meeste van deze soorten worden vegetatiekundig tot het Eiken-Beukenbos gerekend. De aspectbepalende soorten worden meestal niet hoger dan 20-40 cm.

In gesloten begroeiingen met een kroonsluiting van 60-70% zijn de meeste van deze soorten goed toe te passen. Sommige soorten als Bosanemoon en Gevlekte aronskelk verbreiden zich zeer traag (slechts enkele meters over een periode van tien jaar). Soorten als Daslook en Vingerhelmbloem kunnen zich vrij snel verbreiden. Door een combinatie van zaaïen en planten kan er in zes tot zeven jaar een aspectbepalend beeld ontstaan. Een kruidlaag die door geofyten wordt bepaald, is een reële optie die bij een goed ontwerpsscenario nauwelijks extra beheer behoeft.

6.11.6 Chamaefyten

Een andere groep planten die op een karakteristieke wijze structuurbepalend kunnen zijn, wordt gevormd door chamaefyten. Het zijn soorten met bovengrondse uitlopers die zo dicht opeengroeien dat ze de bodem kunnen bedekken. Van de 12 chamaefyten die in de proefvlakken zijn waargenomen, zijn er slechts 3 karakteristiek voor bos en struweel. Alleen Bonte gele dovenetel is in 19 van de 32 proefvlakken waarin die voorkomt voor ten minste 5% bodembedekkend. De overige twee soorten, Grote muur en Kleine maagdenpalm, blijven beneden deze grens. Ze groeien vaak langzamer en stellen vaak hogere eisen aan het milieu. Het voordeel van Bonte gele dovenetel is dat deze plant in vrij korte tijd een groot gedeelte van de bodem kan bedekken, een nadeel dat daardoor de mogelijkheden van andere soorten worden beperkt. Bij de

andere twee soorten is het andersom. Een chamaefytische soort die in heemparken wordt aangeplant en tamelijk bodembedekkend kan zijn, is Boswederik. Voor de bodembedekkers moet ook gewezen worden op enkele hemicryptofyten en geofyten die eveneens een groot gedeelte van het jaar bodembedekkend zijn: Bosaardbei, Gevlekte dovenetel, Lievevrouwebedstro, Schijnaardbei, Kaukasische smeewortel en Zevenblad. Een andere soort die in de Flora van Nederland tot de chamaefyten wordt gerekend en door Ellenberg et al. (1992) wordt aangeduid als houtige chamaefyt, is Klimop. Het is een sterk bodembedekkende soort die veel in houtige begroeiingen wordt toegepast. Het voordeel van deze soort is dat de bodem in de winter groen is en dat hij onder tamelijk donkere omstandigheden nog kan groeien; het nadeel is dat deze plant sterk concurrerend is met de kruidachtige soorten. In loofbossen is dat zelfs een reële bedreiging van de bosflora. Om dit te voorkomen worden sommige bossen periodiek met schapen begraaasd. Deze vreten de Klimop voor een gedeelte weg (Hillegers 1989). In kleinschalige stedelijke begroeiingen is zo'n begrazingsbeheer uiteraard niet of moeilijk te realiseren. Klimop moet dan met handkracht worden verwijderd. Dat wil niet zeggen dat deze waardevolle plant niet kan worden benut, maar er moet dan wel een ruime scheiding zijn tussen de verschillende begroeiingstypen.

6.11.7 Heterogene kruidlaag

In de praktijk is het mogelijk om de structuur van de kruidachtige begroeiing te beïnvloeden. Het gemakkelijkste is ervoor te zorgen dat vanaf begin juni de kroonsluiting van de boom- en struiklaag zo dicht is, dat er na de voorjaarsbloei geen andere soorten meer kunnen groeien. Dat zijn vaak begroeiingen waarin de kruidlaag volledig door voorjaarsbloeiende geofyten wordt bepaald. Een andere methode is het gebruik van bodembedekkers gecombineerd met selectief wieden. Grazige vegetaties worden instandgehouden door uitmaaien, en voor halfhoge zomergroene vegetaties geldt ook een beheer van selectief wieden of uitmaaien. Er wordt nogal eens beweerd dat dit selectieve beheer te duur is. Er zijn echter legio voorbeelden van houtige begroeiingen die integraal worden geschoffeld hetgeen vele malen arbeidsintensiever is dan selectief wieden. Het probleem zit hem niet in de benodigde arbeid, maar vaak veel meer in de vak kennis en de betrokkenheid van het uitvoerende personeel. Er komen ook situaties voor waarin verschillende kruidlaagtypen naast elkaar of door elkaar heen groeien. Bij de geofyten is daar al op gewezen. Op plekken waar voldoende ruimte is leiden verschillende lichtintensiteiten tot verschillende kruidlagen of vegetatiestructuren. In die gevallen hebben we vaak te maken met een heterogene kruidlaag. Zoals eerder is opgemerkt, kunnen hier ecologische voordelen aan verbonden zijn. Zulke kruidlagen worden door al dan niet selectief uitmaaien beheerd.

6.11.8 Fanerofyten

In Vredenburg zijn 26 soorten houtige planten waargenomen, gemiddeld drie per heestervak. In veel van deze heestervakken lag het niet voor de hand dat deze soorten konden uitgroeien. De onregelmatige groei van allerlei bomen en struiken was vermoedelijk niet eenvoudig te combineren met de strakke vormgeving van de plantvakken die als sierbeplanting was ontworpen. In principe gaat het dan om inheemse soorten, maar in het stedelijk gebied met zijn honderden uitheemse bomen en struiken waarvan er tientallen verwilderen, moeten we ons afvragen of de term potentieel-natuurlijke vegetatie (Van der Werf 1991) niet moet worden opgewaardeerd. Een Goudenregen of een Hemelboom in een houtwal in het Drentse landschap zal waarschijnlijk veel natuurbeschermers tegen de borst stuiten. In het stedelijk gebied echter dat in veel opzichten van het oude landschap afwijkt en een smeltkroes is van culturele en natuurlijke invloeden, zouden we ons eerder moeten afvragen of zulke exotische elementen eerder een verrijking zijn dan een ontluistering.

6.11.9 Helofyten en hydrofyten

Helofyten en hydrofyten vormen een verwaarloosbare groep planten. Deze soorten komen voor in natte milieus, in hoofdzaak in verlandingsvegetaties. Sommige soorten kunnen lang standhouden op plekken met een natte ondergrond. Ze groeien zelfs hoog op spoordijken, maar komen dan niet meer in bloei. Gezien vanuit de traditie van het openbaar groenbeheer lijkt het vanzelfsprekend dat deze soorten ontbreken. Houtige begroeiingen worden op ontwaterde of opgehoogde bodems aangelegd. Dat is al meer dan een eeuw het geval. Als we echter vanuit de stadsecologische optiek naar het openbaar groen kijken, is het nog maar de vraag of het ontbreken van natte soorten wel zo vanzelfsprekend is. Biodiversiteit, recreatie, waterretentie, energieopwekking uit hout worden meer en meer begrippen die met stadsecologie in verband worden gebracht. Als we ons daarbij nog eens realiseren dat we in een nat land wonen, dat wil zeggen met een overschot aan water, dan is het vreemd dat de meest logische begroeiingstypen het minst voorkomen. De vraag die we ons nu moeten stellen, is wat kunnen natte begroeiingen betekenen voor de:

- waterretentie en vermindering van piekbelastingen van regenwater;
- biodiversiteit in en om de stedelijke gebieden;
- mogelijkheden voor recreatie dichtbij huis;
- energieopwekking uit (wilgen)hout;
- ruimtelijke verscheidenheid.

De vraag is dan: kunnen houtige soorten in een natte of in een onder water staande bodem groeien. In ieder geval niet permanent. Grauwe wilg kan het maandenlang uithouden maar de overige soorten meestal niet langer dan enige weken. In Nederland zijn hiervan veel schoolvoorbeelden aanwezig. In uiterwaarden, veenmoerassen, in parken, spoorsloten en langs beken komen houtige begroeiingen voor die geregeld enige weken per jaar met hun wortels onder water staan. Eenstijlige meidoorn, Es,

Schietwilg, Zachte berk, Zwarte els maar ook Beuk, Ruwe berk en Zomereik kunnen dat een aantal weken volhouden. De laatste 25 jaar was dat regelmatig in de uiterwaarden van de grote rivieren waar te nemen. Voor stedenbouwkundigen, planologen en ontwerpers zouden zulke natte situaties een bron van inspiratie moeten zijn. Door kleine hoogteverschillen in de bodem aan te brengen, kunnen bomen en struiken van droge en natte bodems naast elkaar groeien. Er ontstaan dan plekken waar houtige soorten kort en langer met hun wortels onder water kunnen staan. Op kleine schaal zijn dergelijke begroeiingen hier en daar aanwezig voor recreatieve of educatieve doelstellingen: onder meer de natuurtuin in het Kralingse Bos, Natuurtuin Westerpark in Zoetermeer en het Natuurbos te Zoetermeer. Een situatie die zich er goed voor zou lenen, komt voor in Geldrop (Koster 1998a). Het is niet de bedoeling hier verder op in te gaan, maar slechts om te signaleren dat de stadsecologische kwaliteiten van houtige begroeiingen nog niet volledig zijn benut. Natte begroeiingen zouden niet alleen de verscheidenheid in de kruidachtigen aanzienlijk kunnen vergroten maar ook de faunistische verscheidenheid, en zeker niet in de laatste plaats de verscheidenheid in beelden. Soorten als Gele lis, Gewone dotterbloem, Grote kattenstaart, Grote weddrik, Heelblaadjes, Moerasspirea, Moerasvaren, Pluimzegge en nog tientallen andere planten die uitstekend met natte houtige begroeiingen kunnen samengroeien, zouden het stadsbeeld aanzienlijk kunnen verfriaaien.

6.12 Ontstaan en beheer van kruidachtige begroeiingen

In de natuur ontstaan bovengenoemde begroeiingen vanzelf. Dit geldt ook voor het stedelijk gebied, zelfs zo sterk dat duizenden mensen hun boterham verdienen met het in toom houden of bestrijden van de kruidlaag. Het andere uiterste is dat kruidachtige begroeiingen volledig onder invloed van het ontwerp en beheer tot stand zijn gekomen en in stand worden gehouden. Tussen beide uitersten bestaan allerlei overgangen. We hebben het hier over een natuurlijke, culturele of halfnatuurlijke en halfculturele kruidachtige begroeiing (Bal et al. 1995; Londo 1997, p. 22; Westhoff et al. 1970: p. 178; zie ook 5.6.3).

Beheerbaarheid

Als we het over halfnatuurlijke tot halfculturele begroeiingen hebben, gaat ook de beheerbaarheid een rol spelen. Dat is de wijze waarop de totale begroeiing en in het bijzonder de kruidachtige begroeiing beheerd kan worden. Wat voor type begroeiing wordt er ontworpen, welke interne structuur hoort daarbij (groeiwijze) en welke beelden levert dat op? Doornstruweel is na verloop van een aantal jaren ontoegankelijk en heeft met uitzondering van het vroege voorjaar een kale bodem. Kruidenbeheer is hier dan niet nodig, maar een afscheidingsstrook van Rimpelroos, een zeer lichtdoorlatende begroeiing waarin zich allerlei kruiden kunnen ontwikkelen, is handmatig zeer moeilijk te beheren en kan op verschillende plaatsen leiden tot onoverkomelijke beheerproblemen. Zo zijn vele kleine groenelementen moeilijker te beheren dan grote.

De erfenis van het te kleinschalig ontwerp van enkele decennia geleden hangt bij veel gemeenten als een molensteen om de nek. Dit was juist een van de redenen waarom in de Arnhemse wijk Vredenburg niet overal een acceptabel beeld kon worden verkregen. Het ontwerp moet dus worden afgestemd op de mogelijkheden van het beheer. Dat wil zeggen een handmatig of machinaal beheer dat gericht is op het bevorderen van de ecologische en esthetische kwaliteit van de groene ruimte.

6.13 Verspreiding, vestiging en introductie van soorten

De kruidachtige soorten die in houtige begroeiingen zijn aangetroffen, zijn volgens de Flora van Nederland (Van der Meijden et al. 1996) globaal ingedeeld naar hun verspreiding. Voor het vaststellen van de zeldzaamheidsgraad bestaan criteria gebaseerd op het aantal uurhokken waarin een soort voorkomt (Mennema et al. 1980). Hieraan kleven enkele bezwaren waarop niet nader wordt ingegaan. De flora geeft in grote lijnen aan waar een soort algemeen of zeldzaam is. Dit geeft niet het exacte beeld weer maar wel een goede indicatie. In houtige begroeiingen hebben we vooral te maken met algemene soorten; slechts 13% is vrij zeldzaam tot zeldzaam (figuur 14-15). Bij de soorten die zich geheel of gedeeltelijk op natuurlijke wijze hebben gevestigd, is dat slechts 2% (figuur 18-19). De meeste zeldzame en minder algemene soorten zijn echter uitgezaaid, verwilderd of uitgeplant (bijlage 4). In enkele gevallen hebben we te maken met relicten van oude landschappelijke beplantingen (Koster 1998a: Assen opname 1; Enschede opname 4). Een aantal soorten is niet echt zeldzaam of zelfs vrij algemeen, maar verspreidt zich nauwelijks; het zijn soorten van oude bossen zoals Bosanemoon, Dalkruid en Veelbloemige salomonszegel (Hermý 1984, 1989).

Soorten die buiten de proefvlakken of elders zijn waargenomen, zijn niet in bijlage 4 opgenomen. Het is te verwachten dat bij een landelijke en uitvoerige inventarisatie het aantal soorten aanzienlijk zal toenemen en daarmee ook de kans dat er zeldzame soorten worden aangetroffen. Als de oppervlakten van de 220 geïnventariseerde proefvlakken worden opgeteld, komen we uit op ca. 4 ha. De totale oppervlakte van houtige begroeiingen in de stad die ecologisch worden beheerd, is niet te achterhalen zolang er geen landelijke inventarisatie heeft plaatsgevonden. Per gemeente zijn wel getallen bekend, maar daar is vaak niet uit op te maken welke begroeiingstypen daarbij zijn inbegrepen. Het is waarschijnlijk dat vooral in de grotere gemeenten minstens 100 ha kleinschalige begroeiingen (bosplantsoen) voorkomen. De totale oppervlakte in de Nederlandse gemeenten moet dan minstens enkele duizenden hectaren bedragen. Omdat vooral in de jaren negentig het ecologische beheer zich heeft ontwikkeld, is er op dit moment geen duidelijk zicht op het areaal dat ecologisch wordt beheerd. Het aantal soorten zal er zeker positief door worden beïnvloed. Het is een regel dat met de toename van het areaal het aantal soorten zal toenemen (zie samenvatting in Koster 1988b: p. 27). We mogen daarom aannemen dat naarmate het oppervlak of areaal groter wordt, meer soorten de kans krijgen om zich in de begroeiingen te vestigen. Hieronder zullen zich vrijwel zeker zeldzame soorten bevinden. De kans om ze aan te

treffen is nu nog bijzonder klein. Op terreinen die jaren lang chemisch en mechanisch zijn verstoord, ligt het niet voor de hand al direct zeldzame of minder algemene soorten te verwachten. De eerste tekenen wijzen erop dat een volledige natuurlijke vestiging van zeldzame soorten zeker niet is uitgesloten. In de proefvlakken zelf is slechts één soort geregistreerd: Grote keverorchis (Rotterdam, opname 1). Buiten de proefvlakken werden op verschillende plaatsen in begroeiingen enkele minder algemene tot zeldzame soorten waargenomen zoals Aardaker, Bleke schubwortel³⁰, Bosgeelster, Geelhartje, Gevlekte scheerling, Gewone vogelmelk, Grote pimpinel, Klavervreter, Knolsteenbreek, Kroonkruid, Muizenstaart, Muursla en Pijpbloem.

De aanwezigheid van zeldzame planten is niet alleen een kwestie van verspreiding, maar ook van milieu. Bij vrijwel alle stedelijke houtige begroeiingen is het oorspronkelijke milieu volledig verdwenen of minstens zwaar verstoord, alleen al doordat het originele bodemprofiel niet meer aanwezig is. Bij nieuw aan te leggen begroeiingen zouden we door een minder versturende bodembewerking de mogelijkheden van vestiging kunnen vergroten. Kansrijke plekken zouden beter voor natuurontwikkeling kunnen worden benut. Het gaat dan om plekken waar de bodem het minst is verstoord. Door natuurtechnische aanleg kunnen voorwaarden voor de vestiging van soorten aanzienlijk gunstiger worden (Londo 1997).

In deze paragraaf is het accent gelegd op zeldzame soorten. Veel van deze soorten kunnen de houtige begroeiingen aanzienlijk verfraaien en bijdragen aan de biologische verscheidenheid. Dat wil niet zeggen dat de algemene en minder algemene soorten van minder betekenis zouden zijn, vooral als ze zich spontaan hebben gevestigd. In het volgende hoofdstuk wordt daar met betrekking tot de bijen verder op ingegaan. Hier wordt de aandacht gevestigd op een aantal soorten die tot het algemene deel van de flora worden gerekend, maar op dit moment ten opzichte van de jaren tachtig als een bijzondere soort in het stedelijk groen zouden kunnen worden gezien: Brede stekelvaren, Geel nagelkruid, Grote klit, Heggenrank, Maarts viooltje, Penningkruid, Stinkende gouwe en Viltig kruiskruid. De aanwezigheid van deze soorten maakt duidelijk dat ecologisch groenbeheer loont en dat de mogelijkheden door een goed ontwerp kunnen worden versterkt.

Herkomst van de soorten

Nederland is een verstedelijkt landschap en een van de dichtstbevolkte gebieden ter wereld. Er zijn veel tuinen en parken en er wordt druk getuinierd en veel met planten gesleept. Waarschijnlijk nergens ter wereld zijn zoveel tuincentra als in Nederland, waarschijnlijk ook nergens zo veel heemtuinen. Tuinafval verdwijnt in de container, het wordt in het openbaar groen gedeponerd en zaden van planten komen op de een of andere wijze in het openbaar groen terecht. Groenbeheerders zaaien planten uit en planten ze aan. Aan de hand van eigen ervaringen met tuinplanten, de Nederlandse flora en interviews met beheerders hebben wij nagegaan hoe soorten zich hebben gevestigd.

³⁰ Mededeling gemeente Ridderkerk, bevestigd door het Rijksherbarium.

De volgende mogelijkheden doen zich voor:

- van nature in het landschap aanwezig en spontaan gevestigd,
- verwilderd uit tuinen en parken,
- geïntroduceerd door tuinafval,
- uitgezaaid of aangeplant.

De verdeling van vrijwel alle in de proefvlakken waargenomen soorten wordt gegeven in figuur 16 en 17 (zie ook bijlage 4). Van de aangetroffen soorten heeft 63% zich 'volledig natuurlijk' gevestigd (figuur 17). Bij de overige 37% speelt de aanwezigheid van de mens een directe rol. Bij de soorten van bos en struweel (figuur 20 en 21) heeft zich slechts 25% op een volledig natuurlijke wijze verspreid (bijlage 4). De overige zijn verwilderd, geheel of gedeeltelijk aangeplant of uitgezaaid.

Er zijn 24 soorten van bos en struweel die zich geheel of gedeeltelijk natuurlijk hebben gevestigd of het zijn relict van een vroegere landschappelijke beplanting (tabel 17). Wat hierbij opvalt is dat 23 soorten min of meer algemeen zijn. Grote keverorchis, die zich naar alle waarschijnlijkheid op een volledig natuurlijke wijze heeft gevestigd, is de enige zeldzame soort (Koster 1998a: opname 2 p. 198).

Tabel 17. Overzicht van de bossoorten die zich geheel of gedeeltelijk op een natuurlijke wijze hebben gevestigd.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Verspreiding	Z/P
Bergbasterdwederik	<i>Epilobium montanum</i>	va	
Bleeksponrig bosviooltje	<i>Viola riviniana</i> *	va in Z, P, R; ezz	z/p
Bosveldkers	<i>Cardamine flexuosa</i>	va	
Brede stekelvaren	<i>Dryopteris dilatata</i> *	va: z in N, E, F	
Brede wespeorchis	<i>Epipactis helleborine</i> *	va: vz in Dr; z in H (pl va in Ur)	
Dagkoekeksbloem	<i>Silene dioica</i>	a: vz in E, N, W	z/p
Dalkruid	<i>Maianthemum bifolium</i> *	va in P, Z; z in R; zz in L, W	
Dolle kervel	<i>Chaerophyllum temulum</i>	va in Z, P, F, E; ez	z/p
Fluitenkruid	<i>Anthriscus sylvestris</i>	a	
Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i>	va: vz in Dr, K, H	z/p
Gewone eikvaren	<i>Polypodium vulgare</i> *	a in Du; va in P; vz in Z; ezz	
Grote keverorchis	<i>Listera ovata</i> *	vz in Z, S, R; e Z	
Hop	<i>Humulus lupulus</i> *	a: z in N, W	
Klein springzaad	<i>Impatiens parviflora</i>	a in G; va in S, R, Ur; ez	
Klimopceprijs	<i>Veronica hederifolia</i>	va	
Knopig helmkruid	<i>Scrophularia nodosa</i> *	a: vz in N, W	z/p
Look-zonder-look	<i>Alliaria petiolata</i>	a: vz in Dr, Y	z/p
Mannetjesvaren	<i>Dryopteris filix-mas</i> *	va: z in H	
Rankende helmbloem	<i>Ceratocarpus claviculata</i> *	va in Dr, G, S; vz in K, L; ez	
Robertskruid	<i>Geranium robertianum</i>	a: vz in Dr, N, W	z/p
Schaduwgras	<i>Poa nemoralis</i>	va in P, Z, F; ez	
Speenkruid	<i>Ranunculus ficaria</i>	a	
Stinkende gouwe	<i>Chelidonium majus</i>	a: vz in Dr, N, W	z/p
Veelbloemige salomonszegel	<i>Polygonatum multiflorum</i> *	va	

De soorten met * komen in geringe aantallen of in enkele proefvlakken voor. Dalkruid en Veelbloemige salomonszegel groeien in een relict van een vroegere landschappelijke beplanting (Koster 1998a: Enschede, opname 4). z/p = tevens gezaaid of geplant. Voor legenda verspreiding zie bijlage 14.

De vraag is of men soorten kan en mag introduceren. Bij een natuurlijk beheer gaan we ervan uit dat de begroeiing zich zoveel mogelijk spontaan ontwikkelt. Daarbij is ook de soortensamenstelling een natuurlijk proces. Ook uit ecologische overweging is introductie van kruiden een overbodige zaak. In vrijwel ieder milieu groeien spontaan kruiden en wel die kruiden die het best aan de plaatselijke milieuomstandigheden zijn aangepast. Toch zijn er argumenten aan te voeren die zowel de ontwerper als de beheerder binnen de bebouwde kom mogelijkheden geven om actief de floristische samenstelling te beïnvloeden. De meeste plantensoorten verspreiden zich zeer traag met hooguit enkele meters per jaar. In geïsoleerde situaties kan het daardoor vele jaren duren voordat er een vegetatie aanwezig is die de bewoners en gebruikers aanspreekt. Omdat het groen vooral in de stad ook een esthetische betekenis heeft, is het zeker legitiem om zelf soorten te zaaien en te planten. Redenen om soorten te introduceren zijn:

Dispersieproblemen

Als op grond van floristisch onderzoek vaststaat dat bepaalde planten die op of in de naaste omgeving van de plek zouden kunnen groeien, uit de omgeving zijn verdwenen. Bij veel soorten is de kans groot dat ze nooit of na zeer lange tijd de begroeiing zullen bereiken. In die gevallen kan introductie leiden tot een zeker herstel van de plaatselijke flora.

Veiligstellen van bedreigde soorten

Heel vaak komen op verloren plekjes in en om de stad nog bijzondere soorten voor, bijvoorbeeld Bosanemoon in een berm waar werkzaamheden zijn gepland of Koningsvaren in een bosje dat gedoemd is te verdwijnen. Nieuwe of bestaande bosjes in de omgeving van deze bedreigde planten kunnen dan een alternatieve standplaats bieden.

Esthetisch motief

Er zijn geen criteria te bedenken waarom een brandnetel mooier of lelijker zou zijn dan bijvoorbeeld een Bosanemoon of Speenkruid. Toch is het zo - noem het cultuur - dat veel mensen de bossen in Zuid-Limburg mooier vinden dan bijvoorbeeld brandnetelbossen die elders in verschillende streken in ons land voorkomen. Het is overduidelijk dat de stinzenflora in het noorden van ons land in het voorjaar aanmerkelijk hoger gewaardeerd wordt dan in de zomer waar de bonte mengeling van voorjaarsbloemen plaats heeft gemaakt voor een min of meer ruige begroeiing. Ook is vanuit de directe praktijk gebleken dat er talloze burgers en gebruikers zijn die een bloemrijke begroeiing hoog waarderen.

Bevorderen van de fauna

Iedere vegetatie heeft zijn eigen fauna. Het is de vraag of deze fauna kunstmatig opgevoerd moet worden. Vlinders en hommels geven voor burgers vaak een extra dimensie aan het groen. Juist in die periode dat vogels ophouden met zingen zijn het deze faunistische elementen die nog gemakkelijk zijn waar te nemen. Een vegetatie met stuifmeel- en nectarplanten is daarvoor vereist (Koster & Zonderwijk 1995). Vanuit dit gegeven is introductie van soorten te rechtvaardigen. Verder is vastgesteld dat introductie van plantensoorten bevorderlijk is voor wilde bijen.

Bevorderen van de dracht

Dracht is een begrip dat in de bijenteelt wordt gebruikt om gebieden aan te duiden waar honingbijen stuifmeel en nectar kunnen verzamelen. Bijenteelt is de laatste decennia steeds meer een hobby geworden die in het stedelijk gebied wordt uitgeoefend. Daarbij komt nog dat honingbijen tot op heden een nuttige of zelfs een onontbeerlijke rol spelen bij de bestuiving van onze eetbare gewassen. Het bevorderen van de dracht is meestal ook het bevorderen van de fauna. Eveneens een goed argument voor introductie van planten.

Educatie

Opvallend bloeiende planten hebben een grote aantrekkingskracht en kunnen een middel zijn om het publiek bij natuur en milieu te betrekken. Het kan een stimulans zijn om in eigen tuin of in de tegeltuin voor de deur met wilde planten te werken in plaats van allerlei exoten en cultivars. Het kan een positieve aanleiding zijn om burgers bij hun leefomgeving te betrekken.

Voor de methode van introductie van planten wordt verwezen naar Schippers & Gardenier 1999. De volgende richtlijnen dienen bij introductie in acht te worden genomen, waarbij de eerste twee de voorkeur genieten:

- uitleggen van maaisel met rijpe zaden dat uit de omgeving afkomstig is;
- zaaien met uit de omgeving gewonnen zaad; per soort moet er in verband met de genetische variatie van verschillende planten worden geoogst;
- zaaien van eigen gekweekt zaad van planten die behoren tot de populatie van de streek;
- inheemse kruiden betrekken van kwekers en heemtuinen;
- streekeigen materiaal gaat boven materiaal van elders;
- zaad van zeldzame soorten in zeer beperkte mate alleen oogsten buiten de natuurreservaten;
- waar minder dan dertig planten aanwezig zijn, wordt niet of in zeer beperkte mate geoogst.

Bij al deze methoden is het niet de bedoeling plantensoorten massaal in te brengen. Het gaat er immers om de ontwikkeling van de soortensamenstelling te stimuleren. Indien het milieu geschikt is en het juiste beheer wordt gevoerd, is weinig materiaal voldoende om de ontwikkeling van een gevarieerde begroeiing op gang te krijgen. Evenmin is het de bedoeling massaal materiaal uit de natuur te oogsten. Het oogsten van zaden en verzamelen van stekmateriaal in natuurreservaten is onaanvaardbaar. Voor een verdere discussie over het uitzaaien van planten wordt verwezen naar Groenendaal 1985, Londo 1984, Schippers & Gardenier 1998, Sipkes 1984, Sýkora 1984, Sýkora & Leopold 1984, Westhoff 1994 en Zonderwijk 1991. Voor praktijksituaties naar Koster 1994, 1998a, 2001c. Voor een overzicht van de meest voorkomende te introduceren plantensoorten naar Koster 1993.

7 BIJEN IN EN OM HOUTIGE BEGROEIINGEN

7.1 Inleiding en vraagstelling

In dit hoofdstuk wordt getracht aannemelijk te maken dat ecologisch groenbeheer de wilde bijenstand aanzienlijk bevordert en aangegeven welke aanknopingspunten dat voor ontwerpers biedt. Dit onderzoek is niet beperkt tot de houtige begroeiingen, maar tot de hele openbare ruimte. De begroeiingen zijn echter wel het meest onderzocht (bijlage 10). Voor wilde bijen kunnen de verschillende milieutypen niet los van elkaar worden gezien. Bijen die in tuinen en tussen het plaveisel nestelen, foerageren vaak in de kruiden van houtige begroeiingen. Andere bijen nestelen in de bodem van de houtige begroeiing in openbare ruimten en foerageren in tuinen of in bloemrijke bermen.

Vraagstelling

Bevordert ecologisch groenbeheer de bijenstand?

Wat zeggen wilde bijen over de ecologische kwaliteit van het groen?

Wat betekent dat voor het ontwerp en het beheer van de groene ruimte?

De eerste twee vragen hebben betrekking op het groen in het algemeen. Bijen vliegen immers niet uitsluitend op houtige begroeiingen, maar maken in de loop van de dag of in de loop van het vliegseizoen gebruik van verschillende stuifmeel- en nectarbronnen. Bovendien liggen nestplaats en foerageerplaats vaak in verschillende milieus van de openbare en particuliere ruimte. De derde vraag gaat alleen in op houtige begroeiingen. Voor ontwerp- en beheeraspecten van de andere groene elementen in de openbare ruimte wordt verwezen naar Koster 2001c.

Om de vraag te kunnen beantwoorden hoe zinvol ecologisch groenbeheer tot nu toe is geweest voor de bijenstand, moeten we de bijenstand van de openbare ruimte van tien tot twintig jaar geleden kunnen vergelijken met die van nu. In hoofdstuk 1 is daar al een aanzet voor gegeven: dit hoofdstuk gaat er verder op in. De bijenstand in de openbare ruimte was, in ieder geval in de jaren tachtig, zeer gering of kon nauwelijks worden waargenomen.

De vraag over de ecologische kwaliteit is lastig te beantwoorden; het antwoord kan slechts gedeeltelijk worden gegeven. De ecologische kwaliteit hangt nauw samen met biodiversiteit. Stedelijke biodiversiteit is een aspect van het stedelijk ecosysteem. Wilde bijen maken daar deel van uit. Houtige begroeiingen kunnen de diversiteit van de wilde bijen aanzienlijk beïnvloeden. De aanzet daartoe wordt gegeven door het ontwerp; door aanleg en beheer kan de doelstelling van het ontwerp worden gerealiseerd.

Van de methode van dit onderzoek wordt in dit hoofdstuk een samenvatting gegeven. De voornaamste resultaten worden samengevat. Voor alle basisgegevens en informatie wordt verwezen naar Koster 2000b. Als we bij het ontwerp en het beheer rekening willen houden met bijen in het algemeen, moeten we in hoofdlijnen op de hoogte zijn van de levenswijze van deze insecten. Hier wordt volstaan met een samenvatting.

WILDE BIJEN

Deze tekst is bedoeld als achtergrondinformatie voor ontwerpers en beheerders van de openbare ruimte. Voor een uitvoerig overzicht van de biologie van bijen wordt verwezen naar het tweedelige en zeer goed leesbare standaardwerk van Westrich (1989). Dit bevat ook een vrijwel volledig overzicht van de milieus waarin wilde bijen kunnen voorkomen. Een aanzienlijk beknopter maar zeer bruikbaar overzicht wordt gegeven door Bellman (1998).

Bloembezoek In Nederland zijn ongeveer 330 soorten wilde bijen bekend. Vele tientallen soorten zijn zeldzaam, ooit een of enkele keren in Nederland waargenomen, of komen alleen lokaal of regionaal talrijk voor (Peeters et al. 1999). Bijen leven uitsluitend van plantaardige voedingsstoffen. Voor hun energiebehoefte gebruiken ze nectar en voor het broed verzamelen ze, met uitzondering van de parasitaire bijen, stuifmeel; de Slobkousbij verzamelt ook plantaardige olie (Vogel 1986). Vooral voor stuifmeel zijn bijen volledig afhankelijk van bloeiende planten. Dus zonder bloemen geen bijen. De meeste soorten bijen vliegen op veel verschillende soorten planten. In het stedelijk gebied zijn dit meestal de algemene bijensoorten. Ze zijn niet afhankelijk van één plantensoort en kunnen daardoor op veel plaatsen voorkomen. Deze bijen worden polylectische soorten genoemd. Sommige soorten vliegen alleen op één bepaalde plantenfamilie, of zelfs plantengeslacht, de zogenoemde oligolectische soorten. Ook deze bijen hebben een zekere speling om bij het wegvallen van een van de soorten op een andere plantensoort te foerageren. De specialisten, de oligolectische bijensoorten, zijn het kwetsbaarst. Ze zijn van een of enkele zeer nauw verwante plantensoorten afhankelijk. Verdwijnt de plant, dan verdwijnt ook de bij. Kwetsbaar zijn waarschijnlijk ook de soorten die in twee generaties vliegen. De eerste generatie vliegt in het voorjaar, de tweede in de zomer. In beide seizoenen moeten bloeiende planten aanwezig zijn. In ons intensief gebruikte en beheerde landschap is dat vaak niet het geval.

Nestplaatsen Behalve bloemen is ook nestgelegenheid van groot belang. De nestgelegenheid is zeer gevarieerd (Bellman 1998; Benno 1969; Koster 1986b; Lefebvre 1969a, 1974, 1989; Peeters et al. 1999; Westrich 1989). Veel soorten bijen nestelen in open, onbegroeide zandige tot lemige, vlakke of iets hellende bodem, maar er zijn ook bijen die in steile kantjes nestelen. De nestholte graven ze dan zelf. Open grond is echter een betrekkelijk begrip. Waar het om gaat, is dat er minimaal open plekken in de begroeiing aanwezig zijn. De nesten van de bijen die in dit onderzoek een rol spelen, bevinden zich vaak onder of tussen de begroeiing. Op schrale grond kan dat tussen gras zijn, op rijke bodem ook tussen Hondsdraf en voor sommige soorten in ruigte, bijvoorbeeld onder Groot hoefblad en zelfs tussen de Grote brandnetel. De bodem mag niet massief doorworteld zijn. Tussen oude brandnetelbegroeiing met een harde en massieve wortellaag is de bodem voor bijen ondoordringbaar. De voegen tussen plaveisel zijn voor bijen eveneens aan te merken als open grond. Op plekken waar voldoende stuifmeel- en nectarplanten aanwezig zijn, is de kans groot dat ze er nestelen. In stedelijke begroeiingen vliegen bijen, die zwaar met stuifmeel zijn beladen, frequent de begroeiingen in; vrijwel zeker hebben ze op deze zwaar beschaduwde plekken hun nesten. Veel kleine bijen leven in holle, afgestorven stengels van kruidachtige planten, riet bijvoorbeeld, in afgestorven holle ranken van braam en ook in holle takken van struiken. Verder in allerlei gaatjes in muren en hout. Er zijn bijen die in gallen en slakkenhuizen leven. Zonnige en bloemrijke tuinen en parkachtige plekken waarin veel puinbrokken en dood hout is verwerkt of waarin oude en vervallen stenen muren aanwezig zijn, bevatten doorgaans veel nestgelegenheid voor wilde bijen. Ook niet-geïmpregneerde afrasteringspalen kunnen na verloop van een aantal jaren nestgelegenheid bieden aan deze angeldragende insecten.

Als we de stand van de wilde bijen willen bevorderen, moeten we voor nestgelegenheid zorgen. Deze mag het hele jaar niet worden verstoord. Als aan deze voorwaarden niet wordt voldaan, is de kans op bijen minimaal, zelfs in de meest bloemrijke situatie.

Wilde bijen nestelen niet uitsluitend in de openbare ruimte, er komen ook situaties voor waar openbaar groen grenst aan particuliere tuinen, waarin soorten in de bodem, in gaatjes en spleten van muren, in gaten van hout, bijvoorbeeld schuren, rietmatten en schroefgaten van tuinmeubelen nestelen. De laatste jaren wordt er (nog sporadisch) kunstmatige nestgelegenheid aangebracht:

nestkastjes met rietstengels, bosjes bamboestokjes en houtblokken met gaten van verschillende grootte. Op plekken waar andere nestgelegenheid ontbreekt, is dat een goed alternatief. Andersom kan ook voorkomen: dat bijen in de openbare ruimte nestelen, maar in tuinen foerageren. In die gevallen vullen particuliere tuinen en de openbare ruimte elkaar aan. Dat zien we trouwens ook bij de andere diergroepen. Bij de meeste wilde bijen is het alleen van belang dat nestgelegenheid en voedingsbron niet te ver van elkaar liggen.

Op ruige bloemrijke begroeiingen zijn vrijwel altijd wilde bijen aanwezig. Het aantal bijensoorten hangt af van de plantensoorten, de nestgelegenheid en het landschap. In een milieu of landschap dat erg eenvormig is, zullen geen of weinig bijensoorten voorkomen. In een tuin met allerlei soorten planten en allerlei nestgelegenheid kunnen op een kleine oppervlakte wel tientallen soorten wilde bijen aanwezig zijn. Bijen hebben ook plaatsen nodig om de paren. De mannetjes vliegen of zitten afwachting op luwe en warme plekken zoals randen van houtige of ruige kruidachtige begroeiing, waaronder ook brandnetels.

De meeste wilde bijen leven solitair, maar enkele tientallen hebben in meer of mindere mate een sociale levenswijze. Bij hommels is dat bij ruim twintig soorten het sterkst ontwikkeld. Net als bij honingbijen is er een taakverdeling binnen het volk. Er is in ieder geval steeds een vrouwtje (de koningin) aanwezig dat de eitjes legt en er zijn werksters die voor het broed zorgen en voedsel halen. Bij solitaire bijen doet het vrouwtje alles alleen.

Koekoeksbijen Een groot aantal wilde bijen is in hoge mate gespecialiseerd. Ze bouwen geen nest en kennen geen broedzorg, maar leggen hun eitjes bij andere bijen in het nest. Eitje en larve van de parasitaire bij ontwikkelen zich vaak sneller dan die van de gastvrouw. Dit gedrag is te vergelijken met de koekoek die haar eieren bij zangvogels legt. Parasitaire bijen worden daarom ook wel koekoeksbijen genoemd. Er bestaan ook parasitaire bijen die de eitjes van de gastvrouw opeten. Het effect is dat het broed van de gastvrouw zich niet of gedeeltelijk ontwikkelt.

Vliegtijden en vliegperiode Wilde bijen vliegen, net als vlinders, alleen als het mooi weer is. Het moet zonnig zijn en er mag niet te veel wind staan; als de zon ontbreekt, moet het zwoel weer zijn. Op zonnige en luwe plekken zijn ze het meest aan te treffen. In het vroege voorjaar vliegen ze vaak alleen op het midden van de dag, bijvoorbeeld van 11.00 tot 16.00 uur. Op normale zomerse dagen vliegen ze meestal tussen 10.00 en 18.00 uur. Op echt warme dagen vliegen de meeste wilde bijen tussen 9.00 en 19.00 uur; enkele bijen gaan door tot ca. 20.00 uur. Hommels zijn vrijwel altijd aanwezig. Ze vliegen onder allerlei weersomstandigheden al bij ca. 8-9 °C en bijna op alle soorten bloemen. Als het warm genoeg is, vliegen ze tussen zonsopgang en zonsopgang.

De eerste hommels, dat wil zeggen de koninginnen, zijn soms eind februari – begin maart al waar te nemen. Bij de andere wilde bijen vliegen enkele soorten vanaf half maart. Er zijn soorten die uitsluitend in het voorjaar vliegen, soorten die alleen in de zomer zijn waar te nemen en enkele soorten die ook in de vroege herfst nog op de laatste bloeiende planten zijn te vinden. Sommige bijensoorten brengen twee generaties per jaar voort: in het voorjaar en in de zomer. Tussen de twee generaties in kunnen deze soorten een korte periode afwezig zijn. Alleen hommels vliegen continu van het vroege voorjaar tot ver in de herfst (eind oktober). Ook dan hebben we te maken met koninginnen die op zoek zijn naar een plek om te kunnen overwinteren en op de laatste bloeiende planten nectar verzamelen. In dit onderzoek worden hommels wegens de beperkte tijdsduur van dit onderzoek vrijwel volledig buiten beschouwing gelaten, maar ze zijn zeker niet minder belangrijk dan de andere soorten wilde bijen. Sommige groefbijen met een sociale levenswijze hebben ook een vliegperiode van het voorjaar tot in het najaar

7.2 Ecologisch groenbeheer en wilde bijen

7.2.1 Bijen als indicator van effecten van ecologisch groenbeheer

Wat heeft ecologisch groenbeheer voor de fauna tot nu toe betekend? Plantensoorten kunnen worden uitgezaaid of aangeplant, maar de ontwikkeling van de fauna is vrijwel geheel een natuurlijk proces. Door aanleg en beheer kunnen voorwaarden worden geschapen om dit proces te stimuleren. Maar hoe weten we dan of het ecologisch groenbeheer van de afgelopen decennia resultaat heeft gehad? Als we een rijke vogelstand noteren, kunnen we dat niet zomaar toeschrijven aan ecologisch beheer. Als niet bekend is hoe het met de vogelstand was gesteld voordat er sprake was van ecologisch beheer, zegt een fabelachtige vogelstand niets over het resultaat van het gevoerde beheer. Al die vogels in het park of in de woonwijk die nu aanwezig zijn, waren er mogelijk twintig jaar geleden ook al, maar dat is nooit goed geregistreerd. De aanwezigheid van vogels in het verleden wordt door Tinbergen (1967) ondersteund. De auteur schetst een vogelrijke omgeving in een boomrijk dorp op de Noord-Veluwe in een periode dat de term ecologisch groenbeheer nog niet bestond.

'Op vele plaatsen heeft de mens zeer vogelrijke milieus geschapen. De aantallen vogels, die in boomrijke dorpen, in parken en in parkachtig beplante bossen huizen, overtreffen in het algemeen de getallen uit wildere streken.' (Tinbergen 1967)

Brander et al. (1976) beschrijft de vogelstand in het Vondelpark in Amsterdam vanaf 1899-1976. De relatief rijke vogelstand rond 1900 was te danken aan het feit dat het park aan de rand van de stad lag. Voordat er sprake was van ecologisch groenbeheer, kwamen in Veenendaal al enkele tientallen soorten vogels in het openbaar groen voor. Wilde bijen waren toen nog zeer sporadisch aanwezig. Voor 1990 zijn de volgende soorten terloops broedend of foeragerend in houtige begroeiingen waargenomen: Boomkruiper (*Certhia brachydactyla*), Bosuil (*Strix aluco*), Ekster (*Pica pica*), Fitis (*Phylloscopus trochilus*), Goudvink (*Pyrrhula pyrrhula*), Groenling (*Carduelis chloris*), Grote bonte specht (*Dendrocopos major*), Heggenmus (*Prunella modularis*), Houtduif (*Columba palumbus*), Kneu (*Carduelis cannabina*), Koekoek (*Cuculus canorus*), Koolmees (*Parus major*), Koperwiek (*Turdus iliacus*), Merel (*Turdus merula*), Pimpelmees (*Parus caeruleus*), Putter (*Carduelis carduelis*), Roodborst (*Erithacus rubecula*), Sijs (*Carduelis spinus*), Spotvogel (*Hippolais icterina*), Staartmees (*Aegithalus caudatus*), Tjiftjaf (*Phylloscopus collybita*), Tuinfluiter (*Sylvia borin*), Turkse tortel (*Streptopelia decaocto*), Vink (*Fringilla coelebs*), Vlaamse gaai (*Garrulus glandarius*), Winterkoning (*Troglodytes troglodytes*), Zanglijster (*Turdus philomelos*), Zwarte mees (*Parus ater*) en Zwartkop (*Sylvia atricapilla*). Bij een inventarisatie in 1999 werden meer soorten waargenomen, onder meer Bosrietzanger (*Acrocephalus palustris*) en Braamsluiper (*Sylvia curruca*) en in rietkragen Kleine karekiet (*Acrocephalus scirpaceus*). De laatste is bovendien de enige soort waarvan met absolute zekerheid te

zeggen is dat zijn aanwezigheid is bevorderd door ecologisch groenbeheer, namelijk door het ontwikkelen van rietkragen (Koster 2000a). Het ligt voor de hand te constateren dat de hedendaagse vogelstand in Veenendaal positief door het ecologisch beheer is beïnvloed, maar door het ontbreken van vergelijkbare gegevens kan dat niet worden bewezen of op een bevredigende wijze aannemelijk gemaakt.

Een vlinderonderzoek geeft op dat punt wat meer houvast: deze insecten hebben in ieder geval nectar nodig en zijn grotendeels afhankelijk van nectar producerende planten. Het voorkomen van vlinders in het stedelijk gebied van enkele decennia geleden is eveneens niet of slecht gedocumenteerd. Bovendien hebben vlinders meer dan bijen de neiging om te migreren. Zo kan in volledig groenloze straten *Atalanta* (*Vanessa atalanta*) voorkomen en in tuinen Koninginnenpage (*Papilio machaon*) en Oranjetip (*Anthocharis cardamines*) zonder dat er in de wijde omgeving sprake is van een geschikt milieu. De aanwezigheid van deze vlinders zegt in deze gevallen niets over de kwaliteit van het groen. Het is echter wel aannemelijk dat er in de periode na 1990 meer vlinders in het openbaar groen voorkwamen dan voor die tijd en dat dit grotendeels aan ecologisch groenbeheer is te danken. Omdat vlinders zowel voor hun larvale ontwikkeling als voor hun energiebehoefte in de meeste gevallen afhankelijk zijn van kruidachtige planten, zou men hier kunnen spreken van een aan zekerheid grenzende waarschijnlijkheid dat een grotere diversiteit of grotere aantallen vlinders is toe te schrijven aan ecologisch groenbeheer.³¹

Voor de wilde bijen zijn er echter argumenten die aannemelijk maken dat er voor 1980 en in de meeste gevallen voor 1990, in het openbaar groen in het algemeen sprake was van een zogenaamde nulsituatie. Dat wil zeggen dat wilde bijen niet of nauwelijks in het openbaar groen voorkwamen; ze werden in ieder geval zeer weinig waargenomen (Koster 2000a). Zoals al eerder is aangegeven werden kruiden niet of nauwelijks geteeld. Spontane ontwikkeling van planten werd met allerlei methoden en middelen tegengegaan. Verder is de kans groot dat wilde bijen nadelig werden beïnvloed door het veelvuldig gebruik van diverse pesticiden. Dood hout en plantenstengels waren zo goed als afwezig; in de voortdurend omgewoelde bodems kregen bijen nauwelijks kans om te nestelen. In het overgrote deel van de particuliere tuinen heerste vaak dezelfde cultuur. In deze situatie waren wilde bijen afwezig of zo dun verspreid dat ze niet of nauwelijks werden waargenomen. Als er voldoende stuifmeel- en nectarplanten in de omgeving aanwezig waren, werden er soms nestingen tussen het plaveisel aangetroffen.

In een bijenonderzoek dat rond 1980 in het kader van een doctoraalstudie werd uitgevoerd (Koster 1980, 1986b, 2000b), werden er in het openbaar groen en veel tuinen niet of nauwelijks wilde bijen aangetroffen. Gewoonlijk moest lang worden gezocht voordat er een plek werd gevonden waar wilde bijen konden voorkomen. In het

³¹ Voorbeelden hiervan werden aangetroffen in Geldrop, Leeuwarden en Zwolle. Hier werd in het openbaar groen parende Oranjetip (*Anthocharis cardamines*) aangetroffen (Bremer 1988; Koster 1988b). Andere voorbeelden worden gegeven door de Vlinderstichting (onder meer 1991).

openbaar groen werden ze zelden gevonden en in de weinige tuinen die iets beneden het gemiddelde netheidsniveau werden onderhouden, waren ze gewoonlijk spaarzaam aanwezig. Dat laatste lag meer aan de nestgelegenheid dan aan de planten. In tuinen die ecologisch werden beheerd, kwamen bijen wel talrijk voor (Koster 2000b).

Ook in de jaren 1983-1990 werden er in het onderzoek bij de Adviesgroep Vegetatiebeheer niet of slechts spaarzaam wilde bijen aangetroffen in de openbare ruimte (Koster 2000b: bijlage 1). Op terreinen die min of meer met rust werden gelaten zoals spoorwegemplacementen en verlaten fabrieksterreinen, was er vaak niet alleen een weelde aan wilde bijen maar ook aan andere soorten insecten. Door middel van diverse publicaties (Koster 1986-1989), voorlichting en adviezen is er vanuit de Adviesgroep Vegetatiebeheer, onder leiding van prof. dr. P. Zonderwijk al in het begin van de jaren tachtig getracht groenbeheerders te stimuleren rekening te houden met de entomofauna. Dit initiatief werd gevolgd door de Vlinderstichting (onder meer van Halder 1990; Halder & Kievit 1994; Van der Made & Halder 1991), later ook door het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. Desondanks bestaan er ook nu nog gebieden in het stedelijk groen waar geen of nauwelijks wilde bijen zijn te ontdekken, in ieder geval niet in de zomer. De afwezigheid of het zeer schaars voorkomen van wilde bijen toen wijst erop dat het ecologisch groenbeheer toen nog niet bestond.

7.2.2 Uitzonderingen en andere milieus voor wilde bijen in de stad

In de periode dat er in het openbaar groen nauwelijks bijen voorkwamen, waren ze wel op sommige andere plaatsen in de stad talrijk aanwezig. Veenendaal had verschillende tuinen die bijenvriendelijk waren ingericht. Er werden in die periode wilde bijen waargenomen op verschillende ruderaal en tijdelijk braakliggende terreinen in de stad en langs de rondweg op een plek waar een voormalig heideterrein werd doorsneden. Langs de zandige bermkantjes kwamen bijen hier talrijk voor. Veenendaal was en is omringd met goede biotopen voor wilde bijen zoals de zandgroeve Kwintelooyen, diverse heideterreinen, twee spoorlijnen en een spoorwegemplacement. De bijen waren er wel, maar hadden in het openbaar groen voor 1990 geen schijn van kans om zich er te vestigen. Een soortgelijke situatie deed zich voor in Maastricht. In een kloostertuin aan de Brusselsestraat, de Lage Fronten en het Boscherveld kwamen wilde bijen talrijk voor. Verder ook op de spoorwegterreinen en even buiten de stad op de St. Pietersberg (Lefebber 1969-1991). In Maastricht werd het groen intensief beheerd waarbij, zoals in de meeste andere gemeenten het geval was, vaak chemische onkruidbestrijdingsmiddelen werden gebruikt. In de jaren tachtig en in het begin van de jaren negentig was het openbaar groen hier vrijwel 'steriel'. De bovengenoemde terreinen waren (en zijn nog steeds) bolwerken voor wilde bijen, maar de mogelijkheden om zich buiten deze terreinen te vestigen ontbraken tot in het begin van de jaren negentig. In Arnhem, Zutphen, Deventer, Nijmegen, Rotterdam, Weert en Utrecht waren er soortgelijke ervaringen.

Pas na de bezuinigingen in de jaren tachtig en het staken van het gebruik van onkruidbestrijdingsmiddelen kregen kruiden een kans om zich te vestigen en zich volledig te ontwikkelen. Geleidelijk konden bijen zich in of in de omgeving van openbaar groen vestigen. In tuinen is een soortgelijke ontwikkeling zichtbaar. Thans is duidelijk dat in de stedelijke omgeving wilde bijen alom aanwezig kunnen zijn, zelfs in het zeer kleinschalige groen in stenige en groenarme buurten (Koster 1998c). Stufmeel, nectar, nestgelegenheid en een zekere mate van rust en continuïteit van de voedselbronnen zijn de eisen die wilde bijen aan het milieu stellen.

7.3 Methode

Selectie van gemeenten

Uit de eerdergenoemde enquête (Koster 1990c) bleek dat houtige begroeiingen in de stad in het onderzoek extra aandacht zouden moeten krijgen. Voor dit onderzoek werden veertig gemeenten uitgezocht die al een aantal jaren, 5-25 (40) jaar, met ecologisch groenbeheer bezig waren. Dit heeft geleid tot het IBN-rapport Ecologische beplantingen in het stedelijk gebied (Koster 1998a). In 1997 werd dit onderzoek uitgebreid met een onderzoek naar het voorkomen van wilde bijen. Hiervoor werden dertig gemeenten geselecteerd: Amstelveen, Amsterdam, Apeldoorn, Arnhem, Barneveld, Deventer, Ede, Goes, Gouda, Groningen, Haarlem, Heerenvveen, Hilversum, Leeuwarden, Leiden, Leusden, Maastricht, Nijkerk, Nijmegen, Rotterdam, Schiedam, Sneek, Utrecht, Veenendaal, Vlaardingen, Wageningen, Winsum, Zeist, Zoetermeer, Zutphen.³²

In de loop van dit onderzoek toonden twaalf gemeenten er belangstelling voor en ondersteunden het in de vorm van een opdracht (die namen zijn cursief gedrukt). Deze opdracht hield in dat het onderzoek ook in andere typen groen moest plaatsvinden. De opdrachten waren van verschillende omvang. Dat betekent dat de tijdsduur van de inventarisatie ook verschillend was. In juni is er langs begroeiingen in Assen (1998), Breda (1997), Drachten (1998), Woerden (1998) en Zwolle (1997) ook een quick scan uitgevoerd. Hier zijn geen wilde bijen waargenomen.

Opmerkingen over het onderzoek

Aangezien er zeer weinig over het voorkomen van wilde bijen in het openbaar groen bekend is, gaat het in de eerste plaats om een kwalitatief onderzoek: welke bijen komen voor in en om houtige begroeiingen die min of meer ecologisch worden beheerd. Toch is er ook behoefte aan een kwantitatieve indicatie. Zoals reeds opgemerkt kwamen voor 1990 wilde bijen niet of nauwelijks voor. Het is echter niet uitgesloten dat ze wegens hun zeer dunne verspreiding over het hoofd zijn gezien. Een puur kwalitatief onderzoek zegt dan wel wat over het voorkomen nu, maar leidt dan minder ge-

³² Na het afsluiten van dit promotieonderzoek zijn ook Amsterdam en Sneek geïnventariseerd. De voorlopige resultaten ondersteunen de strekking van dit proefschrift. (Koster 2001a,b)

makkelijk tot de conclusie dat dit kan worden toegeschreven aan ecologisch groenbeheer. Om dit te ondervangen is er zoveel mogelijk op de abundantie van wilde bijen gelet. Voor verdere details zie Koster 2000b. Hommels zijn niet in dit onderzoek betrokken. De meest algemene hommels kwamen ook vroeger vrij algemeen voor in het openbaar groen en in tuinen. Ook in verband met de beschikbare tijd voor dit onderzoek zijn deze sociale insecten buiten beschouwing gelaten.

Vangsten

De bijen zijn zoveel mogelijk per plantensoort verzameld. Dit gebeurde met een insectennet met een doorsnede van ca. 36 cm.

Plaatsen

De gemeenten die al een aantal jaren met ecologisch groenbeheer bezig waren, zijn geselecteerd. De locaties waar al een aantal jaren plekken met stuifmeel- en nectarplanten aanwezig waren, zijn bezocht en bemonsterd. Het onderzoek heeft in hoofdzaak in en langs houtige begroeiingen plaatsgevonden. Daarnaast ook in berm- en oeverstruiken, op verhardingen en in tuinen. Het laatste op verzoek van het Bureau Stadsnatuur Rotterdam. Aangezien de gemeente Veenendaal is geïnteresseerd in de bijdrage die tuinen aan de biodiversiteit van de stad kunnen leveren, is in deze opdracht ook de bijenstand van enkele privé-tuinen opgenomen (Koster 2000b).

Plantensoorten

Op vrijwel alle bloeiende plantensoorten die op een locatie aanwezig waren, is er gezocht naar wilde bijen. Plantensoorten voor mono- en oligolectische bijensoorten kregen speciale aandacht. Dit betreft onder meer Grote wederik, Heggenrank, Klokkjes, Reseda en gele composieten. Hierop vliegen bijensoorten die specifiek zijn voor deze planten. Als men deze bijen wil vangen, moet men ook op deze planten zoeken. Behalve op de kruidachtige begroeiing is er ook op houtige soorten verzameld. Aangezien de omstandigheden voor wilde bijen de afgelopen tien jaar gunstig zijn geworden, zijn ze ook op houtige soorten veel meer te verwachten. In het verleden waren wilde bijen in het openbaar groen geheel afhankelijk van houtige soorten. Om de een of andere reden leidde dat niet tot grote populaties. Wellicht was de bloeitijd te kort om continuïteit van de populatie te kunnen waarborgen of was er sprake van invloed van pesticiden. In perioden van slecht weer kunnen bloemen volledig verregenen. Als bijen dan van deze bloemen afhankelijk zijn, zullen ze geen nageslacht voortbrengen. Bij een natuurlijke begroeiing van wilgen speelt dat minder. Vaak is daar een variatie in de bloei. Er is dan altijd wel een korte periode waarin bijen kunnen foerageren. Door de aanwezigheid van kruidachtige planten is het voedselaanbod gedurende een langere periode aanzienlijk gestegen. De bloeiperiode van houtige soorten is daarin volledig opgenomen.

Tijdstip en weersomstandigheden

De bemonstering heeft in 1997-1999 op 148 dagen plaatsgevonden en in totaal is er ca. 500 uur verzameld: in vrijwel alle gevallen op de zonnige uren van de dag. Meestal tussen 10.00 en 18.00 uur; op warme dagen tussen 9.00 en 19.00 uur. Op de koude

dagen in het voorjaar meestal tussen 11.00 en 16.00 uur. Onder optimale omstandigheden, bij zonnig weer, weinig wind en een temperatuur tussen 15-23 °C krijgt men - afhankelijk van de omvang van een plek - in een kwartier tot een uur een redelijke indruk hoe het met de wilde bijen is gesteld. In de praktijk van 1997-1999 was er vaak sprake van wisselvallig weer, wolkenvelden, regen, veel wind met daartussendoor opklaringen. Ondanks goede of redelijk weersverwachtingen kwam het geregeld voor dat het grootste deel van de dag met wachten werd doorgebracht. Niet alle beschikbare tijd kon dan worden benut. In Leiden, Sneek³³ en Utrecht is het onderzoek gestaakt.

Onderzoektijd per gemeente

Aanvankelijk was er een onderzoekschema opgesteld dat min of meer gelijk verdeeld was over alle gemeenten, ongeveer twee dagen per gemeente. In de twaalf gemeenten die een onderzoekopdracht hadden verleend, kon er meer tijd worden besteed aan het onderzoek. In deze gemeente zijn de meeste bijen gevangen. Voor andere gemeenten was er, mede door de weersomstandigheden, een beperkte tijd beschikbaar. Hier moest vaak terloops worden verzameld. Het gevolg is dat er, mede door de variatie in de opdrachten, verschillen zijn ontstaan in tijdsduur die per gemeente aan het onderzoek is besteed: van een halve dag tot tien dagen. In de resultaten komt dat duidelijk tot uiting. Er zit dus een spreiding in de onderzoektijd. Afhankelijk van de beschikbare tijd per gemeente werd er twee tot drie maal in het seizoen gevangen: in het vroege voorjaar, laat in het voorjaar en in de zomer.

Conservering

Het verzamelde materiaal is geprepareerd en op de gebruikelijke wijze geëtiketteerd (gemeente, locatie, datum, waarnemer, plantensoort) en zal worden overgedragen aan het Nationaal Natuurhistorisch Museum (Naturalis) te Leiden. Het materiaal dat in opdracht van de gemeente Rotterdam is gevangen, zal worden ondergebracht in het Natuurhistorisch Museum van Rotterdam. Een klein gedeelte van het materiaal wordt als referentiecollectie in eigen beheer bewaard.

Determinatie

De determinatie heeft aan de hand van gespecialiseerde tabellen plaatsgevonden (Ebmer 1969-1973; Koster 1986b; Schmiedeknecht 1930; Schmid-Egger & Scheuchl 1997; Scheuchl 1996; Van der Vecht 1928; Van der Zanden 1982). De groefbijen, wespbijen, woekerbijen en enkele andere soorten zijn door drs. H. Wiering werkzaam bij het Zoölogisch Museum te Amsterdam gedetermineerd en/of gecontroleerd.

³³ In Sneek is het onderzoek in 2000 hervat. Op een groot aantal plaatsen, in hoofdzaak in en langs begroeiingen, zijn wilde bijen er talrijk aanwezig (Koster 2001a).

7.4 Resultaten³⁴

De resultaten in het onderstaande overzicht hebben betrekking op de 26 gemeenten waar meer dan vijf soorten zijn waargenomen. Dat zijn de gemeenten die voor het onderzoek zijn geselecteerd en/of waar het onderzoek als opdracht is uitgevoerd. Data van tuinen en van voor 1997 zijn, tenzij anders vermeld buiten beschouwing gelaten. Voor de vangsten per milieutype wordt verwezen naar bijlage 10 en 11. Het overgrote deel van de wilde bijen is in en rondom houtige begroeiingen gevangen: in de kruidlaag, in zomen, lianen en op struiken.

- In totaal zijn er exclusief hommels 106 soorten wilde bijen waargenomen (bijlage 8).³⁵ Inclusief tuinen en data voor 1997 zijn dat 110 soorten. De soorten zijn als volgt verdeeld: 58 polylectische soorten (zie kader onder bloembezoek); 22 mono- en 2 oligolectische soorten; 28 soorten koekoeksbijen.
- In 26 gemeenten werden er gemiddeld 23 soorten waargenomen (bijlage 9).
- In deze gemeenten is op 290 locaties verzameld en dat heeft geleid tot 1471 vangsteenheden (Koster 2000b: bijlage 3); het totaal aantal vangsteenheden bedraagt 1771 (Koster 2000b: bijlage 10).
- Op 141 locaties zijn bijen talrijk waargenomen (Koster 2000b: bijlage 9,10).
- Op 27 locaties komen 10 of meer soorten voor (Koster 2000b: bijlage 8).
- De bijen zijn op 181 plantensoorten verzameld (alle vangsteenheden); op 38 soorten zijn minstens tien maal bijen verzameld (bijlage 12).
- Indien er stuifmeel- en nectarplanten³⁶ aanwezig zijn en nestgelegenheid in de naaste omgeving, komen wilde bijen in vrijwel alle stedelijke milieutypen voor (Koster 2000b: bijlage 4, 5, 10).

Op plaatsen waar stuifmeel- en nectarplanten ontbreken, zijn bijen afwezig (Koster 2000b: bijlage 1). Op plaatsen waar vroeg wordt gemaaid, loopt de bijenstand sterk terug of verdwijnt volledig. Op plekken waar de bloei ononderbroken doorgaat, zijn de bijen ook in de zomer talrijk (Koster 2000b: bijlage 8).

7.5 Discussie

Dit onderzoek toont aan dat minstens een derde deel van de Nederlandse wilde bijen in openbaar groen aanwezig is. De vraag is of dat kan worden toegeschreven aan ecologisch groenbeheer. Als het om incidentele bijen zou gaan, zou deze conclusie niet kunnen worden getrokken. Als de frequenties erbij worden betrokken, lijkt de gedachte juist dat ecologisch groenbeheer hieraan ten grondslag ligt. Op bijna de helft van de locaties komen wilde bijen talrijk voor. Onder talrijk worden in dit proefschrift vangsteenheden verstaan die betrekking hebben op minstens twintig bijen van een

³⁴ De getallen zijn hier gecorrigeerd.

³⁵ *Lasioglossum sexstrigatum* wordt sinds kort als twee soorten onderscheiden (Konstanz & Malsch 1999). In dit proefschrift is daar nog geen rekening mee gehouden.

³⁶ Zie voetnoot 26.

soort. Ten opzichte van natuurterreinen, zandafgravingen, spoorwegemplacements en bijenvriendelijke tuinen is dat een gering aantal; ten opzichte van het recente verleden mag het voor het openbaar groen voorlopig talrijk worden genoemd. Op de overige locaties hebben de vangsteenheden betrekking op lagere aantallen, maar bij elkaar opgeteld hebben ze in de meeste gevallen betrekking op meer dan twintig bijen.

In de periode 1979-1986 is er in het openbaar groen eveneens intensief naar bijen gezocht maar er werd zelden een wilde bij gezien omdat kruidachtige stuifmeel- en nectarplanten en nestgelegenheid gewoon ontbraken, zeer waarschijnlijk ook doordat er veelvuldig chemische bestrijdingsmiddelen waren toegepast. Over de invloed van deze middelen op wilde bijen in de stad zijn geen gegevens voorhanden. Honingbijen zijn hiervoor uiterst gevoelig (Cool 1975; Hensels 1981). Kort na het bezoek aan planten die zijn bespoten, volgt de dood. Dat is meestal bij het nest: dus in of bij de bijenkast. Voor de landbouw gelden wettelijke voorschriften dat er niet in open bloemen mag worden gespoten. In het stedelijk groen, vooral in de particuliere sector, nam men het in het algemeen niet zo nauw met pesticiden. Voor wilde bijen lijkt de toepassing van chemische middelen niet erg bevorderlijk. Het is niet uitgesloten dat de door mij geconstateerde afwezigheid van wilde bijen ook hieraan is toe te schrijven. Vooral in de periode 1960-1980 werden pesticiden algemeen en frequent toegepast. Bij honingbijen neemt men het effect door massasterfte direct waar, bij wilde bijen blijft dit onopgemerkt (zie ook Westrich 1989: p. 402).

In het onderzoek naar het voorkomen van maskerbijen in de jaren tachtig (Koster 1980, 1986b) is er op meer plaatsen gezocht dan in de jaren 1997-1999. Het aantal vangsteenheden in het openbaar groen bedroeg minder dan vijf. In het huidige onderzoek echter werden in 21 gemeenten op ruim 50 locaties in 100 vangsteenheden 7 soorten maskerbijen op minstens 20 plantensoorten aangetroffen, in vrijwel alle gevallen in situaties waarin bloeiende planten talrijk voorkwamen. Zonder deze planten zouden deze bijen hier niet kunnen voorkomen.

Het sterkste bewijs dat ecologisch groenbeheer de bijenstand bevordert wordt geleverd door de oligolectische bijensoorten, de soorten die gespecialiseerd zijn op een of enkele nauw verwante plantensoorten. Voorbeelden hiervan zijn de relatie Grote wederik-Slobkousbij, Heggenrank-Heggenrankbij, Campanula-Klokjesbijen. Tot voor kort kwamen deze planten nog niet of zeer zelden in het openbaar groen voor, laat staan deze sterk gespecialiseerde bijen. Bij de soorten van het geslacht *Campanula* gaat het in vrijwel alle gevallen om verwilderde tuinplanten of geïntroduceerde soorten, maar voor de wilde bijen is de herkomst van deze planten vermoedelijk niet van belang. In Apeldoorn, Barneveld, Deventer, Ede, Nijmegen en Veenendaal is het ecologisch beheer van de oevers gevolgd. In Ede en Veenendaal was Grote wederik voor 1990 al aanwezig. In Ede werd Grote wederik steeds weggemaaid (Koster 1989d) en in Veenendaal was de plant nog maar kort aanwezig. In de overige gemeenten is de ontwikkeling van deze plant na 1990 op gang gekomen. In Barneveld is de soort na 1995 uitgezaaid, maar hij is waarschijnlijk ook van nature aanwezig. Op alle plekken heeft de Slobkousbij zich na drie tot vijf jaar gevestigd. Als planten zich kunnen vesti-

gen en zich ongestoord kunnen ontwikkelen, volgen in betrekkelijk korte tijd daarna de bijen die in de omgeving aanwezig zijn. Dit gaat in de meeste gevallen op voor de minder zeldzame soorten. De soorten die echt zeldzaam zijn, of vrijwel uit ons land zijn verdwenen, zullen vermoedelijk alleen baat hebben bij een krachtig herstel en uitbreiding van hun natuurlijke of halfnatuurlijke milieus.

Hoe sterk bijen op bloemen reageren, blijkt pas als de bloei door maaien integraal wordt onderbroken of wordt uitgesteld. De bijen verdwijnen dan abrupt. Ze zijn dan beperkt tot het voorjaar, dus voor de eerste maaibeurt.³⁷ Op de locaties waar de bloei niet wordt onderbroken, zijn de bijen het hele vliegseizoen continu aanwezig. Door ecologisch groenbeheer (inclusief verwildering en introductie van soorten) konden enkele honderden stuifmeel- en nectarplanten tot ontwikkeling komen. (Zie verder teksten, tabellen en foto's in Koster 1989b, 1993, 1994, 1998a, 2001c; Koster & Claringbould 1991a.) Van de kruidachtige begroeiing in en rondom houtige begroeiingen is 60% van de soorten van betekenis voor bijen. Dit is in de eerste plaats te danken aan het afschaffen van het gebruik van chemische onkruidbestrijdingsmiddelen in houtige begroeiingen. Op enkele uitzonderingen na was dat voor de meeste plantensoorten de harde voorwaarde om tot ontwikkeling te komen. In de tweede plaats is het te danken aan het ecologische groen beheer dat daarop volgde, dat bepaalde of planten wel of niet tot bloei konden komen. Dit geldt ook voor de oevers en de grazi-ge begroeiing waar ten hoogste een of twee maal per jaar wordt gemaaid.

7.6 Bijen als instrument om het ecologisch groenbeheer te evalueren

Wat zeggen bijen over het beheer en het milieu. Aan de hand van de begrippen biodiversiteit en ecologische kwaliteit zal deze vraag worden beantwoord.

7.6.1 Biodiversiteit

Biodiversiteit brengt men in de praktijk het meest in verband met het aantal soorten plantaardige en dierlijke organismen in het landschap en in ruime zin ook met de variatie in het landschap. Men spreekt ook wel van biologische verscheidenheid. De natuur is echter een groot, tot op heden ondoorgrondelijk dynamisch proces. Wat als een soort wordt gezien, is de grootste gemene deler van een groep individuen met genetische verscheidenheid. Deze variatie vergroot de kans dat soorten zich kunnen aanpassen als de situatie zich ten nadele van deze soorten wijzigt. Waar de genetische variatie te beperkt is, vaak ten gevolge van isolatie, kan een soort achteruitgaan of verdwijnen. Voor het soortbehoud en de soortvorming is genetische variatie van es-

³⁷ Er komen uitzonderingen voor. Op plekken waar verschillende beheerregimes naast elkaar voorkomen kan een vroege maaibeurt juist een zeer gunstig effect hebben.

sentieel belang. Biodiversiteit kan daardoor niet worden beperkt tot organismen die als soort, ondersoort of variëteit kunnen worden onderscheiden, maar moet noodzakelijkerwijs betrekking hebben op het hele genetische spectrum. Hiervan weten we echter nog zeer weinig. Als we de biodiversiteit willen bevorderen, kunnen we eigenlijk niet meer doen dan ruimte geven aan natuurlijke processen. In de gebieden waar de mens ontbreekt, is dat geen enkel probleem want daar regelt de natuur alles zelf. De mens is wel onderdeel van de natuur, maar neemt in grote delen van de wereld een uitzonderlijk dominante positie in. Processen die deze dominantie enigszins kunnen inperken, verlopen zeer langzaam. De natuur dreigt daardoor voortdurend onder de voet te worden gelopen, waardoor de biodiversiteit afneemt en de kans op uitsterven toeneemt. Daarvan worden we ons steeds meer bewust.³⁸ Om dat te voorkomen, probeert men steeds vaker zo te handelen dat andere organismen zo min mogelijk worden uitgesloten. Dat houdt in dat bij zoveel mogelijk handelingen rekening wordt gehouden met natuurlijke processen. Om dicht bij huis te blijven bijvoorbeeld bij de aanleg en het beheer van bermen, recreatieterreinen, bossen en openbaar groen. Deze terreinen moeten niet alleen functioneel en mooi zijn, maar ook bijdragen aan de biodiversiteit. Voor praktijkvoorbeelden hiervan wordt verwezen naar Koster 1994. Samenvattingen en literatuuroverzichten over het aspect biodiversiteit en genetische verscheidenheid in relatie tot menselijk handelen zijn onder meer te vinden in Bal et al. 1995, Van Dorp et al. 1999, Hermy & De Blust 1997, Koster 1988d, Van Nieukerken & Van Loon 1995 en Van Zoest 1998a.

7.6.2 Ecologische kwaliteit

Ecologische kwaliteit kan vanuit verschillende invalshoeken worden gedefinieerd (Van Zoest 1994), maar wordt vanuit de biologische invalshoek het meest in verband gebracht met biologische verscheidenheid en variatie in het landschap (Bal et al. 1995; Van Dorp et al. 1999; Hermy & De Blust 1997; Koster 1986b, 1988d; Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1991; Sýkora 1998; Zonderwijk 1986). Bij verscheidenheid (biodiversiteit) gaat het niet alleen om het aantal soorten, maar ook om de onderlinge relaties tussen de soorten (levensgemeenschappen) en de relaties met verschillende landschapselementen (Van Dorp et al. 1999; Hermy & De Blust 1997); door beheermaatregelen kan dat verder worden beïnvloed. In het algemeen wordt aan een grote diversiteit een hogere betekenis toegekend dan aan een kleine. Een kalkgrasland met dertig soorten per m² wordt doorgaans hoger gewaardeerd dan zo'n grasland met 15 soorten. Als we alleen uitgaan van de planten, heeft het eerste grasland een betere ecologische kwaliteit dan het tweede.

In sommige situaties is een (te) grote biodiversiteit niet gewenst (Webb & Hopkins 1984). Vergroting van de biodiversiteit kan gepaard gaan met concurrentie, waardoor

³⁸ In 1992 ondertekende Nederland de Conventie inzake Biologische Diversiteit, opgesteld tijdens de UNCED-conferentie in Rio de Janeiro (Verdrag van Rio). Zie ook: Van Heijnsbergen 1999, Van Nieukerken & Van Loon 1995; Verschoor 1999 en Bergmans 1999.

soorten die aan voedselarme, schaduwrijke of zonnige plaatsen gebonden zijn, kunnen verdwijnen. Ook nieuwe predatoren kunnen voor sommige soorten een bedreiging vormen. In het stedelijk gebied speelt het probleem van concurrentie nauwelijks. In het algemeen gaat het hier om relatief kleinschalige elementen: randen, linten, kleine oppervlakten en grotere groengebieden worden gewoonlijk doorsneden door een relatief dicht netwerk van paden. Dit hangt samen met de functies van het stedelijk groen. Hier kunnen we dus zonder al te veel terughoudendheid stellen dat een grote biodiversiteit een aanwijzing is voor een goede ecologische kwaliteit.

7.6.3 Bijen als graadmeter voor de kwaliteit van het groen

Bloeiende planten en bijen vormen levensgemeenschappen, planten leveren voedingsstoffen en bijen dragen bij aan de bestuiving (Kwak 1994; Kwak & Becker 1999; Proctor et al. 1996; Westrich 1989). Er is hier sprake van een vorm van symbiose. Bijen dragen niet alleen bij aan de bevruchting, maar door de overdracht van stuifmeel leveren ze een bijdrage aan genetische variatie en daardoor aan de vitaliteit van de plantenpopulaties. Voor het voortbestaan op korte of lange termijn is bestuiving voor de meeste planten noodzakelijk, vooral voor soorten die van kruisbestuiving afhankelijk zijn en ook nog eens kampen met een geringe zaadverspreiding. Net als dat bij honingbijen het geval is, lijkt het zeer aannemelijk dat naarmate er meer wilde bijen zijn de bestuiving effectiever kan plaatsvinden (Hensels 1981). Dit geldt niet alleen voor land- en tuinbouw, maar ook voor de wilde flora. De ecologische kwaliteit van de begroeiing wordt mede bepaald door de relatie met andere organismen: spinnen, vlinders, kevers, vliegen.³⁹ Doordat bijen echter het meest van alle insecten op stuifmeel zijn aangewezen en belangrijke bestuivers zijn, hebben bloemrijke begroeiingen voor deze diergroep een bijzondere betekenis. Verscheidenheid in de bijenpopulatie kan daarom worden gezien als een kenmerk van ecologische kwaliteit.

De aanwezigheid van bloemrijke begroeiingen betekent niet dat men verzekerd is van een gevarieerde bijenstand. Als bijen ontbreken, kan dat gevolgen hebben voor de bestuiving en daardoor indirect op de diversiteit van de flora. Het ontbreken van bijen houdt ook in dat een ecologische niche onbenut is. Een bloemrijke begroeiing waarin bijen ontbreken, is te vergelijken met een bos zonder vogels. Dat is een teken dat er wat aan de hand kan zijn. Dit kan verschillende oorzaken hebben: bijvoorbeeld het contact met pesticiden die in het stedelijk groen, inclusief tuinen, nog steeds worden gebruikt; onregelmatigheden in het maai-beheer of te weinig variatie in het milieu, waardoor nestgelegenheid ontbreekt. Als de omstandigheden in of bij bloemrijke begroeiingen zo ongunstig zijn dat bijen er niet kunnen leven, moet men zich op z'n minst afvragen hoe het met de ecologische kwaliteit van het milieu is gesteld. In jonge begroeiingen die nog maar kort (een tot drie jaar) in ontwikkeling zijn, kunnen bijen

³⁹ Zie onder meer Van Wingerden et al. 1990.

aanvankelijk nog ontbreken of zeer dun verspreid zijn. In het stedelijk gebied is dat een natuurlijk verschijnsel.

Kwaliteitsbeoordeling

Voor de kwaliteitsbeoordeling kunnen we uitgaan van de levenswijze van poly-, mono- en oligolectische en parasitaire soorten (7.6).

Groep a. Voor de polylectische soorten is het alleen van belang ervoor te zorgen dat er van half maart tot in begin oktober bloeiende planten aanwezig zijn. Als er nestgelegenheid in de directe omgeving aanwezig is, kan dat een grote verscheidenheid aan polylectische bijen opleveren.

Groep b. De mono- en oligolectische soorten stellen hogere eisen aan het milieu. Planten waarop de bijen zijn gespecialiseerd moeten aanwezig zijn, in stand worden gehouden en mogen niet voor of tijdens de bloei in hun ontwikkeling worden gestoord. De bijen zullen zich dan niet vestigen of, als ze gevestigd zijn, abrupt verdwijnen. De ecologische relatie in deze groep is dus kwetsbaarder dan die van de eerste groep bijen. Voor de ecologische kwaliteit zouden deze bijen hoger gewaardeerd moeten worden.

Groep c. De parasitaire (koekoeks)bijen zijn niet voor hun directe levensbehoefte van stuifmeel afhankelijk, maar completeren in belangrijke mate de levensgemeenschap. Schematisch voorgesteld komen er eerst bloeiende planten tot ontwikkeling, in veel gevallen wordt dat gevolgd door de vestiging van bijen en daarna volgen de koekoeksbijen. De koekoeksbijen kunnen pas tot ontwikkeling komen als de bijen waarvan ze afhankelijk zijn, in voldoende mate voorkomen. Men gaat ervan uit dat er eerst een aantal nesten aanwezig moet zijn voordat er koekoeksbijen kunnen leven. Dit lijkt aannemelijk maar het sluit niet uit dat beide geslachten tegelijkertijd aanwezig zijn (hommels en koekoekshommels worden tegenwoordig tot hetzelfde geslacht gerekend). In Veenendaal werden op verschillende plekken pas wespbijen gezien nadat er een aantal jaren zandbijen werden waargenomen (Koster 2001c). De aanwezigheid van deze bijen is dus te zien als een gevorderde ontwikkeling van de levensgemeenschap, vooral als ze talrijk voorkomen. Aan de hand van een momentopname is dat echter niet altijd vast te stellen. Gastvrouw en koekoeksbij variëren ten opzichte van elkaar. Als de koekoeksbij talrijk voorkomt, kan de gastvrouw zo sterk verminderen dat in het daaropvolgende jaar de koekoeksbij sterk afneemt of zelfs verdwijnt. Als de gastvrouw dan weer in aantal toeneemt, kan de koekoeksbij ook weer toenemen. De afwezigheid of het in kleine aantallen voorkomen van bijen zegt nog niet alles over de geschiktheid van het milieu en over de kwaliteit van het beheer.

In het groenbeheer kan aan iedere fase ecologische kwaliteit worden toegekend. Het begint met de diversiteit van de flora (Koster 2000c), daarna volgen de bijen. Behalve de aanwezigheid van een soort speelt ook de frequentie een rol. Als maar enkele bijen aanwezig zijn, is de soort in dat milieu tamelijk kwetsbaar; grote populaties geven in ieder geval aan dat het milieu voor die bijensoort gunstig is. Een grote populatie moet

dus in het algemeen meer gewaardeerd worden dan een kleine; ook om het feit dat grote populaties de kans op de aanwezigheid van koekoeksbijen vergroten en de bestuivingscapaciteit toeneemt. Als vuistregel kan men stellen dat de ecologische kwaliteit van het milieu toeneemt naarmate:

- a. de bijen uit de bovengenoemde groepen a, b en c beter vertegenwoordigd zijn;
- b. er meer oligo- en monolectische soorten zijn;
- c. er meer koekoeksbijen van oligolectische soorten zijn;
- d. er meer zeldzame soorten aanwezig zijn;
- e. de populaties groter zijn;
- f. nestgelegenheid en foerageergebied minstens een gedeelte van het vliegseizoen op hetzelfde terrein liggen.

7.7 Ontwerp en beheer

7.7.1 Inleiding

Als we de wilde bijenstand (de biodiversiteit en de ecologische kwaliteit) willen bevorderen, moeten we rekening houden met de eisen die bijen aan het milieu stellen. In dit hoofdstuk is al aangegeven dat de nestgelegenheid en de stuifmeel- en nectarplanten daarin een dominante rol spelen. De eisen die wilde bijen aan het milieu stellen, kunnen voor een belangrijk deel door het ontwerp en beheer worden verwezenlijkt. Er moeten ruimte en voorwaarden worden geschapen voor natuurlijke processen. In grote lijnen gaat het erom dat bomen, struiken en kruiden zich op een zodanige wijze kunnen ontwikkelen en samengroeien dat ze tot hun recht komen. Dat wil zeggen dat ze optimaal kunnen groeien, bloeien en vruchten kunnen vormen. De stuifmeel- en nectarplanten die bij het ontwerp een rol spelen, zijn bekend (Hensels 1981; Van Hoorde et al. 1996; Koster 1999a; Maurizio & Schaper 1994; Westrich 1989). Voor de benodigde maatvoering (ruimte) zijn richtlijnen gegeven in hoofdstuk 5, en voor de beheermaatregelen wordt verwezen naar Koster 2001c. Een samenvatting hiervan wordt in dit hoofdstuk gegeven.

Faunavriendelijk groenbeheer Aangezien het risico aanwezig is dat men zich in het groenbeheer te veel laat leiden door de bloemenpracht en floristische verscheidenheid, is het geen overdaad aandacht te schenken aan de faunistische aspecten van dit beheer. De fauna is een onmisbare component van het stedelijk groen. Het verhoogt de beleevingswaarde van de leefomgeving en geeft de stedeling enig inzicht in natuurlijke processen. Een gevarieerde fauna draagt bij aan een zeker biologisch evenwicht van de stad. Zo vangen vogels en allerlei rovende insecten veel bladluizen, vliegen en rupsjes, bestuiven hommels en bijen de wilde flora, de bessenstruiken in het plantsoen en de vruchtbomen in de achtertuin en hebben roofvogels een regulerende invloed op de muizenstand. De stad is echter ook een milieu voor zeldzame en bedreigde diersoorten. Redenen genoeg om een gevarieerde fauna te bevorderen.

In de jaren negentig is de belangstelling voor insecten in stedelijk groen sterk toegenomen, het meest voor de vlinders. Van alle insecten zijn de vlinders vaak het opvallendst

en ze spreken de burgers het meeste aan. Om de positie van dagvlinders te verbeteren is halverwege de jaren tachtig de Vlinderstichting opgericht. Deze stichting houdt zich bezig met onderzoek, voorlichting en advies over allerlei aspecten van dagvlinders. Het voordeel van dagvlinders is dat ze grotendeels aan bloeiende planten zijn gebonden. Dit geldt ook voor bijen die uitsluitend bij voldoende stuifmeel kunnen leven. Een omgeving die goed is voor bijen en vlinders, ziet er vaak natuurlijk en bloemrijk uit en is meestal ook aantrekkelijk voor de burgers. Rupsen van vlinders leven meestal van andere plantensoorten. Daarbij gaat het niet om de bloemen, maar om andere delen van de plant, gewoonlijk het blad. Zo leven de rupsen van de Daggauwoog van brandnetelbladeren en die van de zandoogjes van grassen. Ook honderden andere, en vaak minder opvallende, insecten leven van het blad, de stengels of de wortels van planten. De fauna is niet gebaat bij een overheersing van opvallende bloemplanten. Juist heel veel andere planten met weinig opvallende bloemen zijn voor veel faunistische elementen van levensbelang. Aangezien van de andere groepen ongewervelde dieren nog zo weinig bekend is, zouden we niet moeten streven naar een maximale bloemenrijkdom. Naast de bloemrijke plekken zouden plekken die er voor de gemiddelde burger minder interessant uitzien, moeten worden gekoesterd.

Het voordeel van insecten is dat ze klein zijn en voor hun levensprocessen vaak weinig ruimte nodig hebben. In een plantsoentje kunnen vogels en zoogdieren ontbreken terwijl er honderd insectensoorten kunnen voorkomen. Een vochtig hooilandje in een park dat door storing van voorbijgangers niet kan voldoen aan de eisen die weidevogels aan hun broedgebied stellen, kan wel een schat aan insecten bevatten. Insecten kunnen ons bovendien gedetailleerde informatie over het milieu verschaffen en aan de hand van deze diergroep kan er een gedetailleerd beheerplan worden opgesteld. De variatie in de begroeiing die men voor de insectenfauna nastreeft, heeft in veel gevallen een positief effect op de overige fauna, maar in dit hoofdstuk wordt het accent gelegd op de bloembezoevende insecten, in het bijzonder de bijen.

Variatie in het milieu In een gevarieerd abiotisch milieu ontwikkelt zich een afwisselende begroeiing en een daarmee samenhangende gevarieerde fauna. Het gaat hier om de aanwezigheid van bodemgradiënten zoals vochtigheid, voedselrijkdom en zuurgraad. Voor de aanleg van gradiëntrijke milieus kan men Londo 1997 raadplegen. Op iedere grondsoort en in iedere situatie is een bepaalde mate van variatie mogelijk. Voor het groenbeheer houdt dat in dat er verschillende ontwikkelingsstadia van de begroeiing in een onderlinge samenhang en in een goede verhouding aanwezig moeten zijn. Bij de variatie in de begroeiing spelen twee aspecten een belangrijke rol: de diversiteit van de flora en de structuur van de begroeiing. De diversiteit van de flora is vooral van belang voor insecten en sommige zaadetende vogelsoorten. De variatie van de vegetatiestructuur is voor de fauna in het algemeen van belang. Hoe gecompliceerder de horizontale en verticale vegetatiestructuur, in termen van openheid, gelaagdheid en bedekkingsgraad, des te rijker is de faunistische diversiteit. Dit geldt in ieder geval voor het stedelijk gebied. Het betekent voor de fauna dat er nest- en schuilgelegenheid is, mogelijkheden om te overwinteren of zich te voeden. Veel dieren kunnen hier zelfs hun hele levenscyclus voltooiën. Groenbeheer heeft vaak zeer ingrijpende gevolgen voor de fauna. Door maaien, kappen en vele andere beheermaatregelen verandert het totale microklimaat, verdwijnen voedselbronnen, schuil- en nestgelegenheid. Om dit te ondervangen dienen beheermaatregelen zoveel mogelijk gefaseerd te worden uitgevoerd.

Gidssoorten In totaal gaat het minstens om enkele honderden soorten stuifmeel- en nectarplanten. Voor het ontwerp en het beheer is het niet praktisch om met iedere afzonderlijke soort rekening te houden. Als men zich houdt aan de richtlijnen die in dit hoofdstuk worden aangereikt en de nestgelegenheid niet uit het oog verliest, is dat ook niet nodig. Er zijn echter planten die extra aandacht vragen. Dat zijn in de eerste plaats de plantensoorten waarvan mono- en oligolectische bijen afhankelijk zijn (Koster 2000b).

Deze planten moeten in de begroeiing worden gehouden en in veel gevallen is het zelfs gewenst om hun lokale verspreiding ten behoeve van de wilde bijen te bevorderen. In de tweede plaats zijn het de plantensoorten die algemeen zijn en door velen als onkruid worden of werden gezien. Verschillende van deze planten zijn uitermate belangrijk voor wilde bijen. Zo is Zevenblad in veel gevallen een lastig onkruid, maar tegelijkertijd is het een uitstekende bijenplant. De uitbreiding van zulke planten hoeft niet te worden gestimuleerd, maar al te voortvarend vegetatiebeheer of te weinig aandacht kan er toch toe leiden dat zulke soorten in de omgeving van de nestplaatsen verdwijnen of niet tot bloei komen.

Men moet zich wel realiseren dat niet in alle regio's van Nederland de bijenplanten die in de literatuur worden genoemd, bijen aantrekken. Vooral als men mono- en oligolectische soorten wil aantrekken, is het raadzaam om eerst de bijenadas te raadplegen (Peeters et al. 1999). Deze atlas geeft een redelijke indicatie van de bijensoorten die in verschillende streken van het land voorkomen. Aan de hand daarvan kan men vaststellen in hoeverre het zinvol is om de ontwikkeling van plantensoorten voor de mono- en oligolectische bijen te stimuleren.

7.7.2 Maatvoering

Een houtige begroeiing (bosplantsoen) die zowel floristisch als faunistisch van betekenis is, kan men herkennen aan de gevarieerde horizontale en verticale vegetatiestructuur (1.1; 5; 5.6.6). Voor een goede structuur is de maatvoering van groot belang. Op plekken waar de begroeiing te weinig ruimte heeft, wordt de begroeiing meestal een of twee maal per jaar machinaal geschoren. Doordat dan ook het bloeihout wordt weggesnoeid, krijgen de planten dan niet of nauwelijks de kans om tot bloei te komen. Belangrijke stuifmeel- en nectarbronnen kunnen hiermee verloren gaan, en daarmee ook de esthetische functie waarvoor juist veel houtige begroeiingen bedoeld waren. Ruimte voor kruidachtige soorten is in deze situaties niet of nauwelijks aanwezig en binnen de begroeiing zelf is het meestal te donker voor de bloei van vrijwel alle plantensoorten.

7.7.3 Zoombegroeiing

Voor insecten in het algemeen zijn zomen zeer belangrijke elementen. Als deze zomen bloemrijk zijn, vormen ze een belangrijke voedselbron voor bijen. De meeste bijen voor dit onderzoek zijn langs de randen van de houtige begroeiingen gevangen (Koster 2000b). Zomen hebben meestal een zeer positief effect op de wilde bijenstand en ondervangen vaak voor een belangrijk deel de nadelige effecten van integraal of te vroeg maaien. Ze hebben dus een bufferende functie. In enkele gemeenten⁴⁰ was er in sommige locaties sprake van een echte bloemrijke zoom. Meestal gaat het echter om aanzetten daartoe: fragmenten van zomen die gewoonlijk een of twee maal per jaar worden uitgemaaid. Zomen met Fluitenkruid vormen vaak een kortstondige uitzondering; in de meeste bezochte gemeenten komen deze voor en kunnen dan druk door

⁴⁰ Amstelveen, Apeldoorn, Arnhem, Deventer, Ede, Vlaardingen, Zoetermeer en Maastricht.

bijen worden bevolgen (onder meer in Winsum, Leeuwarden, Zutphen en Arnhem). De zoomfragmenten zijn voor bijen eveneens van belang. In Wageningen bijvoorbeeld is van een zoom nog nauwelijks sprake, maar toch zijn er twintig soorten bijen waargenomen. Dit geldt ook voor de zogenaamde inhammen in de begroeiingen: dit zijn luwe en zonnige plekken. Soms zijn ze bewust aangebracht, soms ontstaan ze doordat een deel van de houtige begroeiing is uitgevallen.

Zowel voor de esthetische als voor de ecologische kwaliteit is een zekere bloemenrijkdom van belang. De vraag is dan: wat is de norm voor bloemenrijkdom? Deze norm bestaat waarschijnlijk niet. Er is wel een richtlijn van minimaal 20% aangegeven (5.6.4; voetnoot 27). Voor een deel is die op praktijkervaring gebaseerd. Het percentage is wellicht wat aan de lage kant, maar ook wat aan de voorzichtige kant. We moeten er rekening mee houden dat er honderden insecten voorkomen op plantensoorten die voor bijen geen enkele betekenis hebben: grassen, Grote brandnetel, Kleefkruid etc. Een al te bloemrijke situatie zou een groot gedeelte van deze insecten en andere ongewervelde dieren kunnen uitsluiten. De totale ecologische kwaliteit van het terrein of gebied is daarmee niet gediend. Een ander punt is dat we moeten uitgaan van ecologisch groenbeheer. Bij een goed beheer komt die begroeiing tot ontwikkeling, die het meest bij de bodem en dit beheer past. Een norm is dan van minder betekenis. In een begroeiing met een redelijke variatie aan plantensoorten bloeien de planten niet allemaal op hetzelfde moment, maar hun bloei is over het groeiseizoen verdeeld.

Maatvoering voor zoomen

Ruimten van enkele strekkende of vierkante meters zijn vaak al van betekenis voor de wilde bijen (Koster 2000b). Een minimumbreedte is door gebrek aan voldoende voorbeelden niet goed aan te geven, een maximale breedte evenmin. Uit de praktijk is af te leiden dat een zoom van minimaal 1-1,5 m breed al zeer gunstig kan zijn voor wilde bijen. Een bredere zoom staat beter en is voor de algemene natuurontwikkeling en biodiversiteit aan te bevelen, maar dat hoeft in de praktijk niet tot meer soorten te leiden (Koster 2000a). Hoe groter de afstand van de houtige begroeiing, des te minder luwte er is, maar waar voldoende ruimte aanwezig is zal een ruige, bloemrijke zoom van 3-4 m breed zowel voor de bijen als voor de natuur in het algemeen een verrijking betekenen. Voor een permanente zoom die van belang is voor bloembezoekende insecten, moet er meer ruimte zijn dan voor de zoom zelf noodzakelijk is. Een zoom sluit aan op de houtige begroeiing. Vooral jonge struiken groeien in vijf tot tien jaar 3-5 m uit. Een smalle zoom is dan snel overgroeid en heeft dan geen betekenis meer voor de bloembezoekende insecten. Bij het ontwerp moet men dus rekening houden met de potentiële breedte van de struiken. De vuistregel die voor de ontwerp- en beheerpraktijk geldt, is: hoe smaller de beschikbare strook, des te meer onderhoud er is.

Tabel 18. Overzicht van de voornaamste componenten van de structuur van houtige begroeiingen in relatie tot het voorkomen van wilde bijen.

Kruidlaag	Onderbegroeiing. Alleen in het voorjaar als er voldoende licht op de bodem valt voor bloeiende planten. In hoofdzaak: <i>Anthophora plumipes</i> , <i>Andrena fulva</i> , <i>A. nitida</i> , <i>A. tibialis</i> , <i>A. haemorrhoa</i> en andere vroege zandbijen; vroege soorten van het geslacht <i>Nomada</i> ; <i>Melecta albifrons</i> , <i>Osmia rufa</i> . Verder alle hommels en honingbijen. De bodem tussen de begroeiing en tussen de kruidachtige soorten biedt nestgelegenheid voor de bodembewonende bijen.
Lianen	In de onderzochte begroeiing gevormd door Heggenrank. Alleen in de zomer. Heggenrankbij (monolectisch!), andere zandbijen, groefbijen en maskerbijen.
Zomen en randen	De kruidachtige randen van houtige begroeiingen: in principe alle bijen. Het hele vliegseizoen.
Inhammen en open plekken	Alleen op zonnige plaatsen. In principe alle bijen. Het hele vliegseizoen.
Struik- en mantelbegroeiing	Vooral op Boswilg, Kruijpende, Geoorde en Grauwe wilg: in hoofdzaak zandbijen, <i>Colletes cucularius</i> , hommels en honingbijen. Op en bij Spaanse aak: zandbijen. Sleedoorn, vooral zandbijen; <i>Ribes</i> : in hoofdzaak zandbijen, onder meer <i>A. fulva</i> ; braam zandbijen, groefbijen, maskerbijen en metselbijen. Afgestorven en holle ranken van braam bieden nestgelegenheid aan onder meer maskerbijen. Andere struiken worden minder druk bezocht; wel veel door hommels. Meidoorn, Wegedoorn en Sporkhout zijn eveneens voor wilde bijen van belang.
Bomen	Wilgen: in hoofdzaak zandbijen, hommels en honingbijen; Esdoorn: idem. Overige bomen in het algemeen weinig of minder wilde bijen. Nectar producerende bomen zijn wel voor hommels en honingbijen van belang (Koster 1999). In hoofdzaak in het voorjaar.

7.8 Conclusie en richtlijnen voor het ontwerp

Waar stuifmeel- en nectarplanten in de omgeving afwezig zijn, kunnen geen bijen leven. Vrijwel overal waar ecologisch groenbeheer wordt gevoerd en waar bloeiende planten in het groeiseizoen continu aanwezig zijn, komen wilde bijen voor. Waar de bloeiperiode door maai-beheer of andere handelingen wordt onderbroken, verdwijnen de bijen vrijwel geheel. Bloementrijkdom in de openbare ruimte zoals we die nu kennen, is voortgekomen en wordt instandgehouden door ecologisch groenbeheer. Het terugdringen van het gebruik van chemische onkruidbestrijdingsmiddelen in combinatie met ecologisch groenbeheer heeft ertoe geleid dat de bijenstand in het stedelijk gebied zich sterk heeft ontwikkeld. Het voorkomen van wilde bijen in de openbare ruimte is vrijwel geheel aan ecologisch groenbeheer te danken. Voor bijen en veel andere bloembezoekende insecten moet dit beheer worden voortgezet en zonodig worden bijgesteld. Door het ontwerp kunnen biodiversiteit en ecologische kwaliteit verder en waarschijnlijk sterk worden bevorderd.

Beheer⁴¹ Veel meer dan bij de kruidachtige begroeiingen hebben we bij de houtige begroeiingen met verschillende structuren te maken die in verschillende seizoenen van betekenis zijn en die elk hun eigen bijdrage leveren aan de verscheidenheid in de bijenfauna. Het overgrote deel van de bijen is in of boven zomen (en randen) gevangen. Zomen dragen dus het meeste bij aan de diversiteit van de bijenfauna, maar dat houdt niet in dat andere structuren voor bijen van minder betekenis zouden zijn. Dit geldt bijvoorbeeld voor Heggenrank, een liaan waarvan de Heggenrankbij geheel afhankelijk is. Boswilg wordt in het algemeen weinig aangeplant, maar is van zeer groot belang voor de oligolectische bijensoorten en is bovendien als esthetisch element zeer waardevol. Doordat deze boom ook veel door hommels en honingbijen wordt bevolgen, heeft hij in het voorjaar ook een hoge belevingswaarde.

Voor begroeiingen zijn verschillende beheervormen mogelijk. Ze hangen alle af van de beschikbare ruimte, de functie die ze moeten vervullen en de kruidachtige begroeiing die men wenst. Bij ecologisch beheer in bosachtige en singelachtige begroeiingen is selectief dunnen en kappen meestal nodig, evenals het uitmaaien en afvoeren van maaisel van de kruidachtige begroeiing. Waar het uitmaaien integraal in het voorjaar of vroege zomer wordt uitgevoerd, komen na het maaien geen of nog nauwelijks bijen voor. De continuïteit in de bloei van de begroeiing wordt dan te lang onderbroken. Zowel voor het publiek als voor bijen en andere bloembezoekende insecten is het van belang om naar bloemrijke situaties te streven die zich ongestoord tot in het najaar kunnen ontwikkelen.

Bij allerlei vormen van hakhout wordt het hout periodiek afgezet. Bij wilgen iedere drie tot vijf jaar, andere houtige begroeiingen om de zeven tot twintig jaar. De ruige vegetatieontwikkeling die daarvan het gevolg is, laat men meestal ongemoeid. De overgang van bos- en struweelachtige begroeiingen naar grasland moet via mantel- en zoombegroeiing geleidelijk zijn. Vooral aan de zuidkant moeten er ruige en bloemrijke inhammen in het plantsoen (5.6.6) aanwezig zijn. Hierdoor ontstaan luwe hoeken voor warmteminnende insecten waaronder dagvlinders en wilde bijen. Als er sprake is van hakhout of soortgelijke begroeiingen, dient het afzetten steeds gefaseerd te worden uitgevoerd. Bij het ontwerpen van begroeiingen moet er met dit aspect rekening worden gehouden. Boom- en struikvormers die van belang zijn voor bepaalde groepen insecten, moeten zodanig worden gepland dat een jaarlijkse bloei is gegarandeerd. Waar bijvoorbeeld wilgen voor de bloei integraal worden afgezet, verdwijnen de bijen die op wilg zijn gespecialiseerd (de oligolectische soorten). Als dit met te grote regelmaat gebeurt, kunnen populaties van deze soorten nooit tot ontwikkeling komen.

Bij voldoende oppervlakte zou naar drie leeftijdscategorieën moeten worden gestreefd. Dit komt ook de differentiatie van de vogelfauna ten goede. Snocihout en afgezet hout moeten dan op rillen worden gestapeld. Dit is een goede nestgelegenheid voor vogels en een overwinteringsplaats voor de Citroenvlinder en vele andere insecten. Indien men het hout wil afvoeren, moet toch een klein gedeelte blijven liggen. In grotere plantsoenen is het heel gunstig om enkele dode bomen te laten staan. Bomen met kromme stammen mogen niet worden gekapt. Hier en daar wordt af en toe een boom gekapt die mag blijven liggen, net als bomen die door de wind zijn geveld. Vooral op zonnige plaatsen kan in dood hout op den duur nestgelegenheid voor wilde bijen ontstaan. Geleidelijke overgangen van bos naar gras zijn voor alle diergroepen van belang. Vooral ruige doorn- en braamstruwelen die aan de randen van houtige begroeiingen kunnen voorkomen, zijn ook als nest- en schuilgelegenheid voor vogels van grote betekenis. Kortom: een beheer dat rekening houdt met wilde bijen is ook voor andere diergroepen van betekenis.

⁴¹ Zie Koster 2001c voor uitvoerige richtlijnen voor het beheer.

8 RICHTLIJNEN VOOR HET ONTWERP

8.1 Toename van de biologische verscheidenheid

Tot in de jaren negentig werden in de meeste gemeenten geen wilde kruiden in houtige begroeiingen toegestaan. Vooral integrale chemische onkruidbestrijding heeft er in de periode van de jaren zestig tot in de jaren negentig toe geleid dat de openbare ruimte er voor wilde planten steriel uitzag (1.2). Voor wilde bijen en voor andere groepen bloembezoekende insecten was het milieu in de openbare ruimte ronduit slecht. In het algemeen waren wilde bijen en vlinders afwezig (7.2.1; 7.5).

Het beëindigen van de toepassing van chemische bestrijdingsmiddelen in combinatie met ecologisch groenbeheer heeft geleid tot kruidrijke begroeiingen. Dit was voorwaardenscheppend voor de vestiging van wilde bijen. Niet alleen in de kruidlaag, zomen en lianen zijn wilde bijen aangetroffen, maar ook, in tegenstelling tot tien tot twintig jaar geleden, veel meer op de houtige soorten. Het laatste heeft vrijwel zeker te maken met het sterk verminderd gebruik van pesticiden in het algemeen en door het ontstaan van meer nestgelegenheid in de openbare én particuliere ruimte. De biodiversiteit in houtige begroeiingen is zeer sterk toegenomen ten opzichte van het begin jaren tachtig. In het algemeen is dat niet toe te schrijven aan het ontwerp, maar aan (ad hoc) initiatieven van beheerders, bezuinigingen op het onderhoud en omvorming van de begroeiingen.

8.2 Doel en middelen

Gebleken is dat de meeste stuifmeel- en nectarplanten in en om houtige begroeiingen kunnen bijdragen aan de diversiteit van de bloembezoekende insecten, in het bijzonder aan wilde bijen. De aanwezigheid van wilde bijen is te zien als een indicatie voor de ecologische kwaliteit van de houtige begroeiingen (7.6). Kwaliteit mag niet afhankelijk zijn van ad-hocbeslissingen of een samenloop van omstandigheden, maar moet voortkomen uit een doelbewuste actie. Ontwerpers van de groene ruimte kunnen hieraan een belangrijke bijdrage leveren. Een goede maatvoering, gecombineerd met een weloverwogen soortensamenstelling kan leiden tot een milieu dat zeer geschikt is voor bloembezoekende insecten (7.7). Dit moet worden gekoppeld aan richtlijnen voor het (ontwikkelings)beheer.⁴² De ontwerper kan hiermee een substantiële bijdrage leveren aan de biodiversiteit in houtige begroeiingen en de daarmee samenhangende ecologische kwaliteit van het stedelijk ecosysteem. Uit de praktijk is gebleken dat houtige begroeiingen die goed zijn voor bloembezoekende insecten door het overgrote deel van de mensen bijzonder worden gewaardeerd. Het bevorderen van biodiversiteit, vertaald in natuurbeelden die door het publiek kunnen worden gewaardeerd, kan

⁴² Dit aspect is reeds uitgewerkt in Koster 2001c.

op deze wijze een bijdrage leveren aan het algemeen welzijn.⁴³ Het laatste zou de voornaamste doelstelling van het ontwerp moeten zijn.

Houtige begroeiingen en de bijbehorende kruidachtige vegetatie en fauna zijn de midelen om deze doelstelling te bevorderen. De meeste houtige begroeiingen hebben ook andere functies dan natuurontwikkeling. In vrijwel alle gevallen blijken natuurfuncties met functies zoals verkeersgeleiding, windkering, afscherming en decoratie gecombineerd te kunnen worden. Alle begroeiingstypen die in hoofdstuk 5 worden genoemd, lenen zich hiervoor (zie voorbeelden in Koster 1998-2001c), mits wordt voldaan aan een goede maatvoering en het juiste beheer.

8.3 Ontwerp van houtige begroeiingen

Houtige begroeiingen worden gewoonlijk, als vanzelfsprekend, aangelegd. Indien op die plek in meer of in mindere mate natuurontwikkeling wordt beoogd, is het de vraag of het groen altijd tot in de details moet worden ontworpen en of bodembewerking en aanplanten van houtige gewassen steeds noodzakelijk zijn. Als het om natuurontwikkeling gaat, is het de eerste vraag die men zich moet stellen.

Aan de hand van een groot aantal voorbeelden is in hoofdstuk 4 aannemelijk gemaakt dat aanplanten niet altijd noodzakelijk is en dat men afhankelijk van de maatschappelijke of landschappelijke context kan volstaan met gedeeltelijk aanplanten. Er blijft dan ruimte over voor een meer natuurlijke ontwikkeling van de houtige begroeiing.

Met uitzondering van enkele zeer extreme milieus kan op alle plaatsen spontane houtige begroeiing optreden. De voorbeelden hiervan zijn talrijk: oude fabrieksterreinen, spoorwegemplacements, steenfabrieken, zandafgravingen, mijnsteenbergen, bermen, dijken en allerlei overhoeken in de stad. Zelfs op gronden die volledig met plaveisel zijn bedekt, zijn bosachtige vegetaties met een relatief hoge natuurwaarde waargenomen. In samenhang met andere vegetatietypen, zoals braamstruwelen, ruigtkruiden en grazige vegetaties, gaat het dan vaak om rijk gestructureerde en soortenrijke begroeiingen die ook faunistisch van grote betekenis zijn. Bij aanleg van plantsoenen worden zulke waardevolle elementen gewoonlijk opgeruimd, om plaats te maken voor een begroeiing die vooral in ecologisch opzicht veel te wensen overlaat.

Spontane begroeiingen zouden daarom zo veel mogelijk in het ontwerp opgenomen moeten worden. Door eenvoudige aanpassingen kan er een bepaalde afstemming op de omgeving of op wensen van bewoners en gebruikers plaatsvinden. Zo zou men in grotere parken niet alles direct vol moeten planten, maar ook gelegenheid moeten scheppen voor spontane bosvorming. Een stuk 'dynamiek' is niet alleen van belang voor de fauna, maar kan ook een educatieve werking naar de bevolking hebben. Bosontwikkeling is niet alleen maar een kwestie van mensenwerk, het is ook een fascinerend natuurverschijnsel (Koster & Claringbould 1991a).

⁴³ Menselijk welzijn wordt door vele aspecten bepaald, stedelijk groen is slechts een van de aspecten.

Het gaat hierbij niet om de vraag of er wel of niet aangeplant moeten worden, maar om een spectrum van de mogelijkheden. Tussen helemaal niets aanplanten en volledig aanplanten ligt een brede middenweg. Afhankelijk van de situatie kunnen er accenten worden gelegd op beide mogelijkheden. In het ene geval zal het de natuurlijke begroeiing zijn, in het andere de aangeplante begroeiing; soms volledig natuurlijk en soms volledig aangeplant. De kracht van de ontwerper is om in verschillende situaties de best passende combinaties te vinden, waarbij enerzijds rekening wordt gehouden met functies en gebruik en anderzijds met de ontwikkelingskansen voor de natuur. Voor het laatste schept de ontwerper de voorwaarden.

Ook op relatief smalle stroken grond is op beperkte schaal een afwisseling tussen wel en niet aanplanten mogelijk. Lintvormige landschapselementen waaronder spoorwegbermen en kanaaloevers kunnen daarbij als inspiratiebron dienen.

Voorals het stedelijk gebied is te zien als een grote zaadbron van allerlei inheemse en uitheemse houtige soorten. Zaadverspreiding en vestiging blijken voor veel houtige soorten geen probleem te zijn. De meeste soorten worden in ieder geval door wind, water en vogels verspreid. Deze wetenschap biedt ontwerpers de mogelijkheid plekken te creëren voor natuurlijke ontwikkeling van houtige begroeiingen.

Typologie en maatvoering

Vaak moet er echter wel worden aangeplant. De ontwerper wordt dan geconfronteerd met functie, vormgeving en maatvoering. Vorm en functie zijn afhankelijk van de maatvoering en van het beheer. Beneden een bepaalde maatvoering kan er geen sprake zijn van bos of kan een begroeiing niet als bos functioneren. Een losse doornhaag kan op een betrekkelijk smalle breedte groeien, maar moet wel regelmatig worden gesnoeid.

Waar natuurontwikkeling een rol speelt, moet de ontwerper rekening houden met het beeld en de maatvoering van de kruidachtige begroeiing. Dit is niet alleen van belang voor een optimale ontwikkeling van de verschillende componenten van de begroeiing, maar bij natuurontwikkeling kan de maatvoering ook bepalend zijn voor de intensiteit van het beheer (hoofdstuk 5) en de toegankelijkheid van het materieel dat bij het beheer moet worden gebruikt. Men ontwerpt niet alleen voorwaarden voor natuurlijke ontwikkelingsprocessen maar ook voor een duurzaam ontwikkelingsbeheer. Dit houdt onder meer in dat de ontwerper zich moet afvragen op welke wijze en met wat voor materieel de begroeiing beheerd moet gaan worden. Anders gesteld: het ontwerp wordt voor een belangrijk gedeelte bepaald door de mogelijkheden van het beheer (6.12).

De combinatiemogelijkheden van vorm en functies zijn talrijk. De ene singel moet dicht zijn om de wind te keren of om de avifauna te bevorderen, de andere singel juist open in verband met uitzicht, veiligheid of behaaglijkheid. Daarbij is diversiteit in patronen van de begeleidende kruidenbegroeiing mogelijk.

De realisering van de doelstelling van het ontwerp staat of valt met het beheer. Goede communicatie tussen de ontwerp- en beheerdisciplines is onontbeerlijk.⁴⁴ Een optimaal beheer kan ondersteund worden door een eenduidige typologie. Hoe duidelijker de communicatie op dit punt, des te groter lijkt de kans van slagen voor het ontwerp. In hoofdstuk 5 is uitvoerig op de typologie van houtige begroeiingen en de daarbij gewenste maatvoering ingegaan.

8.4 Gebruik en herkomst van houtige soorten

De bouwstenen van houtige begroeiingen zijn de bomen en struiken. In het stedelijk gebied (maar ook daarbuiten) is de ontwerper daar op verschillende wijzen bij betrokken, namelijk bij de keuze van de soorten voor het nieuwe ontwerp en de vestiging van soorten tijdens de ontwikkelingsfase. De mogelijkheden voor de soortensamenstelling zijn al eerder uitgewerkt (Koster 2001c). Ontwerpen is niet alleen een kwestie van vormgeving, maar kan ook worden begeleid door een idee of een filosofie. In verband daarmee wordt hier de aandacht gevestigd op bomen en struiken van inheemse herkomst.

Zonder beheer is de soortensamenstelling van de bomen en struiken niet constant. Vanuit tuinen, parken en plantsoenen in de openbare ruimte vindt zaadverspreiding plaats. Opslag van houtige soorten is het gevolg (4.2.9; 6.11.8). Bij het ontwerp van natuurlijke begroeiingen moet daar rekening mee worden gehouden, in het bijzonder met de opslag van exotische soorten.

Soorten van inheemse herkomst

Een aspect dat in verband met dit proefschrift niet nader is onderzocht, maar in verband met het ontwerp wel genoemd dient te worden is het toepassen van soorten van inheemse, bij voorkeur van streekeigen herkomst; dus materiaal afkomstig van genetisch materiaal dat al duizenden jaren in ons land aanwezig is (1.1). Wellicht zijn aan dit materiaal voor de beeldvorming, ten opzichte van cultivars, nadelen verbonden zoals kleinere bloemen en vruchten of een ongelijke bloei of groei, maar ook voordelen zoals een uitbundige bloei van de afzonderlijke planten. Bij natuurontwikkeling gaat het niet alleen om de verschijningsvorm, maar ook om natuurlijke processen en ecologische kwaliteit op langere termijn. Aan oorspronkelijk genetisch inheems materiaal zitten ecologische voordelen. Door eeuwenlange natuurlijke selectie zijn echte inheemse soorten beter aan de lokale omstandigheden aangepast en kunnen daardoor wellicht van betekenis zijn voor de lokale entomofauna, schimmels en andere micro-organismen.

Bij natuurontwikkeling gaat het niet alleen om voor het publiek aantrekkelijke organismen zoals egels, zangvogels en dagvlinders. Stadsecologisch gezien gaat het ook om ecologische processen die zich aan het oog onttrekken. Dat is ook de ontwikkeling van de biodiversiteit van onze inheemse houtige soorten. Het is van groot belang om de 'oorspronkelijke' genetische variatie daarvan op zoveel mogelijk plaatsen te her-

⁴⁴ Uiteraard is dit niet een vraag voor de ontwerper alleen, maar voor de hele organisatie die daarbij betrokken is. Voor dit aspect wordt verwezen naar het proefschrift van Van Asperen 1983.

stellen. Ook al zijn de voordelen voor ons niet direct duidelijk of waarneembaar, toch hebben we in het kader van het biodiversiteits-denken en genenbehoud goede argumenten zoveel mogelijk gebruik te maken van soorten van inheemse herkomst. Uiteraard is dat niet alleen de verantwoordelijkheid van de ontwerper, maar eigenlijk nog meer van degenen die de ontwerper aansturen.

Exoten

Ontwerpers hebben ook met exoten te maken. In dit proefschrift worden hier soorten mee bedoeld die in onze streken (Noordwest-Europa), in het bijzonder in Nederland, niet van nature voorkomen. In hoofdstuk 4 is duidelijk geworden dat exoten gemakkelijk verwilderen en zich vestigen op allerlei plaatsen in de openbare ruimte. Exoten worden door velen en door mijzelf als een verrijking van de omgeving gezien. Er zijn vele positieve argumenten te noemen om ze in tuinen, parken en de openbare ruimte aan te planten (zie onder meer Owen & Whiteway 1980). Tot op zekere hoogte geldt dit ook voor cultivars. Veel exoten trekken vogels, vlinders en bijen aan, maar niet overall kunnen exoten worden geaccepteerd. Of exoten wel of niet gewenst zijn, is sterk afhankelijk van de situatie. Waar binnen of buiten het stedelijk gebied de inheemse natuur centraal staat, moeten exoten worden geweerd of op zijn minst worden beperkt; in de eerste plaats in natuurgebieden en natuurterreinen. Dit kan ook gelden voor andere terreinen zoals landgoederen, vooral als het gaat om soorten die zich expansief kunnen ontwikkelen zoals Amerikaanse vogelkers en in sommige gevallen Noorse esdoorn. Op de meeste plaatsen in de openbare ruimte is er meer speelruimte om met exoten om te gaan. Het hangt sterk van de plek, de functie en de maatvoering af of exoten al dan niet kunnen worden geaccepteerd. Ook de eigenschappen van de exoten spelen daarbij een belangrijke rol. Buddleja is een laagblijvende struik, met grote opvallende bloemen die veel vlinders aantrekt, terwijl Noorse esdoorn een mooie boom is, maar door weinig lichtdoorlatend vermogen andere soorten kan wegconcurreren. Grensgevallen zijn de zogenaamde inheemse soorten waarvan de genetische oorsprong ver buiten ons land ligt. Dit is onder meer Sleedoorn in de openbare ruimte waarvan het meeste uitgangsmateriaal afkomstig is uit Zuid-Europa. Wat betreft de verschijningsvorm is het (voor het grote publiek en vrijwel alle beheerders) een inheemse plant, maar zuiver genetisch gezien is het een exoot.

In het stedelijk gebied moet de 'problematiek' rond exoten sterk worden gerelativeerd, iedere woonplaats staat er al sinds jaar en dag vol mee. Exoten kunnen bij extensief beheer sluipenderwijs gaan overheersen en plantensoorten verdringen, waarvan met name de entomofauna afhankelijk is. De algemene richtlijn is: geen heksenjacht op exoten, maar voortdurend de vinger aan de pols houden en indien nodig vroegtijdig corrigerend optreden. Vestiging en ontwikkeling van exoten, maar ook van 'inheemse' bomen en struiken maken deel uit van het stadsecologische proces: natuurontwikkeling in de stad. De ontwikkeling van de ontworpen houtige begroeiing kan hierdoor sterk worden beïnvloed. De ontwerper kan richtlijnen geven in welke mate vermenig met andere houtige soorten gewenst of ongewenst is. Dat geldt niet alleen voor plekken die integraal worden beplant, maar ook voor plekken waar de ontwikkeling van houtige begroeiingen een 'volledig' natuurlijk proces is. Wordt de soortensamenstelling zoals die door de stedelijke natuur wordt geleverd, volledig geaccepteerd of

wordt er door mensen geselecteerd. Uit de richtlijnen voor het ontwikkelingsbeheer moet dat blijken.

8.5 Ecologische aspecten

Voor het slagen van het ontwerp moet men sterk rekening houden met allerlei milieufactoren. Hier wordt alleen ingegaan op de bodem en het licht.

Bodem

Bij het ontwerp van begroeiingen die natuurwaarde moeten verwekken, dient men zoveel mogelijk uit te gaan van ongestoorde en, indien mogelijk, van schrale, niet al te voedselrijke bodems. De dominantie van storingssoorten en samenhangende biomassa kan dan worden beperkt, de diversiteit van de flora kan ermee worden bevorderd en de beheerintensiteit worden verminderd. Hoe extensiever het beheer, des te minder ook de (ver)storing. De kans op een aantrekkelijk beeld wordt ermee vergroot. In gestoorde situaties, vooral als de bodem is omgewoeld of bemest, zal de diversiteit in de kruidachtige begroeiing gering zijn en als dat in woonwijken het geval is, accepteert het publiek dat meestal niet. De toestand van de bodem is dus zeer bepalend voor de kruidlaag (6.8).

Licht

Te veel licht kan verruigend werken en bij te weinig licht kunnen planten volledig verdwijnen. In kleinschalige stedelijke begroeiingen komen een groot aantal soorten planten voor uit diverse ecologische groepen die verschillende eisen aan de lichtcondities stellen. De factor licht heeft dus een grote invloed op de realisering van het ontwerp (6.9).

Bij het ontwerp kan dit gegeven worden benut door bewust met de factor licht om te gaan. Daarbij hoeft de ontwerper zich niet te beperken tot het een of het ander, maar er zijn ook combinaties en tussenvormen mogelijk. Het voordeel daarvan is dat groei en bloei door het hele groeiseizoen kunnen worden verspreid en dat het de biologische verscheidenheid kan bevorderen. Zo kan in het voorjaar de kruidlaag aspectbepalend zijn terwijl in de zomer het accent op de zoombegroeiingen ligt. Het licht kan worden beïnvloed door de aanwezigheid van verschillende soorten bomen en struiken (lichtdoorlatend vermogen), de begroeiingsdichtheden door te dunnen en te snoeien. Het beheer is dus onlosmakelijk met het ontwerp verbonden.

8.6 Richtlijnen voor de kruidachtige begroeiing

Op vrijwel alle bodemtypen zijn voor het publiek aantrekkelijke en ecologisch interessante begroeiingen te ontwerpen. Voor de realisering en nog veel meer voor de instandhouding daarvan is de ontwerper grotendeels afhankelijk van de vakbekwaamheid van

de toezichhoudende en uitvoerende beheerder. In de praktijk is het laatste nog vaak de beperkende factor.⁴⁵

Soortensamenstelling

Ecologisch groenbeheer heeft een aanzienlijke invloed gehad op de ontwikkeling van kruiden in en om houtige begroeiingen. In het totale onderzoek zijn 287 soorten waargenomen (hoofdstuk 6; bijlage 4). Op basis van eigen ervaring en onderzoek (Koster 1991b, 1993, 1998a, 2001c) en aan de hand van Runhaar et al. (1987) is een indeling gemaakt waarmee ontwerpers rekening kunnen houden.

- a. Soorten van bos en struweel: soorten die in hoofdzaak op beschaduwde plekken zullen groeien.
- b. Soorten van graslanden: soorten die zich langs de randen en open plekken of het in overganggebied van de houtige begroeiingen zullen vestigen en door uitmaaien of maaien een grazige begroeiing zullen gaan vormen.
- c. Soorten van ruigte: soorten die zich buiten de houtige begroeiing zullen ontwikkelen als er een zeer extensief maaibeheer plaatsvindt; verder op open plekken en tussen de bomen en struiken; als gebruik wordt gemaakt van lage heesters, zullen ze daarboven uitgroeien. Door de eerste strook (bijvoorbeeld 1-2 m) langs de houtige begroeiing zeer extensief (maximaal 1x per jaar) te maaien, kunnen deze soorten zich tot een zoom ontwikkelen.
- d. Soorten van pioniervegetaties; deze soorten komen tijdelijk voor op open plekken en zullen grotendeels door de andere begroeiingstypen worden verdrongen. Vooral in de beginperiode kunnen pioniervegetaties aspectbepalend zijn.

Bij bosachtige begroeiingen ligt het meest voor de hand om een kruidachtige begroeiing te stimuleren die kenmerkend is voor bossen. Vooral in het voorjaar zijn deze begroeiingen aspectbepalend en meestal zeer gewaardeerd door het publiek. Voor een bloemrijk voorjaarsbeeld in houtige begroeiingen is men grotendeels afhankelijk van bossoorten. Om deze soorten tot ontwikkeling te laten komen en te handhaven is een zekere mate van schaduw noodzakelijk. Gewoonlijk groeien deze soorten optimaal op plekken waar het in de zomer kaal is of slechts ijle vegetaties mogelijk zijn; in grote lijnen op plekken met een kroonsluiting tussen 60 en 80%. Gewoonlijk moeten de meeste bossoorten worden geïntroduceerd (6.13; 8.8).

⁴⁵ Ten opzichte van de jaren tachtig is de vakbekwaamheid op dit punt al sterk verbeterd. Mijn indruk is dat de opleidingen moeten worden aangescherpt. Ook de organisatie van de beherende instanties moet erop gericht zijn dat toezicht op en uitvoering van groenbeheer door vakbekwaam personeel plaatsvindt. Gedetailleerde richtlijnen voor het beheer zijn gepubliceerd in Koster 2001c.

8.7 Levensvormen in relatie tot het ontwerp⁴⁶

In de praktijk hebben we niet alleen te maken met beelden die door bossoorten worden bepaald. In veel kruidachtige begroeiingen treden kruiden met een bepaalde levenswijze op de voorgrond (6.11). De levensvormen van bepaalde plantencombinaties kunnen worden benut om accenten te leggen in en om de houtige begroeiingen.

Therofyten

In het algemeen zijn therofyten voor de beeldvorming in latere ontwikkelingsstadia van houtige begroeiingen van geringe betekenis. Klein springzaad en Roze winterpostelein kunnen hier een uitzondering op gaan vormen. In dat geval is er sprake van weinig lichtdoorlatende (60-80% bedekking) begroeiingen met een lage tot halfhoge kruidlaag die wordt bepaald door eenjarige soorten. In de aanlegfase kunnen therofyten wel tijdelijk worden benut ten gunste van het beeld of bijvoorbeeld de bijenteelt (onder meer Phacelia en Papaver) (6.11.3).

Hemicryptofyten

Van de 144 soorten die in de proefvlakken zijn waargenomen, zijn er 34 van bos en struweel. Vrijwel al deze soorten en enkele soorten die in andere begroeiingen zijn waargenomen, zouden bij het ontwerpen van begroeiingen kunnen worden benut. Vooral de toepassing van varens verdient extra aandacht van ontwerpers. De hemicryptofyten zijn wat hun structuur betreft heterogeen; het is een groep die in alle structuren en vaak dominant of codominant voorkomt. Ze zijn het meest de componenten van de halfhoge zomergroene kruidlaag of heterogene kruidlaag (5.6.3; 6.11.4).

Geofyten

Omdat verschillende geofyten met bollen en knollen soms met wortelstokken weinig specifieke eisen stellen aan het milieu, en zelfs goed in ruigere vegetaties kunnen groeien, zijn ze bij uitstek geschikt om als bloemrijk element in het ontwerp van begroeiingen opgenomen te worden. Voor de voorwaarden van ontwerp, aanleg en beheer wordt verwezen naar Koster 2001c. Deze kruidlaag wordt hier voorlopig gedefinieerd als lage voorjaarsbloeiende kruidlaag (5.6.3; 6.11.5).

Chamaefyten

Met chamaefyten kunnen bodembedekkende begroeiingen worden gerealiseerd. Langzaam en snel groeiende soorten moeten op voldoende afstand van elkaar worden toegepast. Zij maken deel uit van de bodembedekkende kruidlaag en de zomergroene, halfhoge kruidlaag die door een of enkele soorten wordt gedomineerd. Ze worden nogal eens aangeplant om ongewenste kruidachtige soorten tegen te gaan (5.6.3; 6.11.6).

Helofyten

Dit begroeiingstype wordt nog zelden toegepast; in de toekomst is dat wel veel meer te verwachten (6.11.9). Soorten van de verschillende levensvormen kunnen zowel langs natuurlijke weg als door aanleg en beheer tot dominantie komen. Dominantie van een plantensoort of codominantie van enkele soorten kunnen voor en tijdens de bloei

⁴⁶ Zie 6.11.2 voor definities.

fraaie beelden opleveren. Na de bloei kunnen deze soorten volledig afsterven, waardoor langdurig een weinig gewaardeerd beeld kan ontstaan. In woonwijken waar men het hele jaar tegen de houtige begroeiing moet aankijken, kan men dominantie in de kruidlaag beter voorkomen. In veel situaties is dat ook beter voor de biodiversiteit.

In zomen die in hoofdzaak door hemicryptofyten worden gedomineerd, zou in verband met de biologische verscheidenheid een combinatie van verschillende beelden moeten worden gestimuleerd (bloemrijk, ruig en grazig). Voor de praktijk betekent dat het ontwikkelen van een matig bloemrijke, maar vooral in woonwijken en op bedrijventerreinen voor het publiek aantrekkelijke zoombegroeiing (5.6.4).

In de praktijk kunnen in houtige begroeiingen kruidachtige soorten tot ontwikkeling komen die uit verschillende levensvormen zijn samengesteld en bij elkaar voorkomen (mozaïekpatroon): dat wil zeggen aspectbepalende plekken met therofyten, hemicryptofyten, geofyten en chamaefyten. Door selectief beheer moeten deze groepen van levensvormen wel van elkaar worden gescheiden. Dat houdt in dat de beheerder erop moet toezien dat de ene groep zich niet te veel uitbreidt ten koste van een andere groep.

8.8 Verspreiding en vestiging van kruidachtige soorten

De meeste kruidachtige soorten in en om houtige begroeiingen zijn algemeen. Onder de huidige omstandigheden zullen ontwerpers, uitgaande van een spontane vestiging, vrijwel uitsluitend te maken krijgen met algemene soorten. Door natuurtechnische aanleg kan wel een betere uitgangssituatie worden geschapen voor zeldzame plantensoorten. Soorten van oude bossen (zoals Bosanemoon en Salomonszegel) verspreiden zich zeer slecht. Vestiging van deze soorten is geen kwestie van jaren maar minstens van decennia. Als men op korte of middellange termijn (tien tot twintig jaar) minder algemene of zeldzame bossoorten wenst, zal men die zeer waarschijnlijk zelf moeten introduceren, dus uitzaaïen of uitplanten. In tuinrijke buurten zullen ook soorten verwilderen. Voor de motivatie voor introductie wordt verwezen naar 6.13.

8.9 Bloembezoekende insecten

Door het ontwerp kunnen biodiversiteit van de insectenfauna, met name wilde bijen, en ecologische kwaliteit waarschijnlijk sterk worden bevorderd. De kern van de zaak is dat er voldoende soorten stuifmeel- en nectarplanten aanwezig zijn en de bloei van deze planten niet door beheermaatregelen wordt uitgesteld of onderbroken. De componenten die in het ontwerp een rol spelen, worden door de ontwerper voor een bepaald effect gekozen. Het beheerscenario dat aan het ontwerp is gekoppeld, moet ervoor zorgen dat de doelstelling van het ontwerp wordt gerealiseerd. Het ontwerp moet daar wel de ruimte voor bieden. Een goede maatvoering is daarbij zeer essentieel.

Maatvoering

Er moeten in de eerste plaats ruimte en voorwaarden worden geschapen voor natuurlijke processen. In grote lijnen gaat het erom dat bomen, struiken en kruiden zich op een zodanige wijze kunnen ontwikkelen en samengroeien dat ze tot hun recht komen. Dat wil zeggen dat ze optimaal kunnen groeien, bloeien en vruchten vormen. Bij een goede maatvoering kunnen er zomen, inhammen en luwe plekken in het ontwerp worden opgenomen; voor bloembezoekende insecten zoals wilde bijen en vlinders die warmte en luwte prefereren, zijn deze elementen van groot belang (7.7).

Variatie in het milieu

Er moet een zeker variatie in het milieu worden nagestreefd. Door variatie in bodemeigenschappen kunnen verschillende plantensoorten tot ontwikkeling komen waardoor insecten kunnen worden aangetrokken. Variatie in de bodemeigenschappen is niet altijd te beïnvloeden, maar wel de ruimte voor verschillende vegetatiestructuren zoals in tabel 18 is aangegeven. Daarnaast is de dichtheid van de houtige begroeiing door het beheer te beïnvloeden waardoor verschillende typen kruidlagen kunnen ontstaan (hoofdstuk 6); de ontwerper moet daarvoor richtlijnen aangeven.

Keuze van houtige en kruidachtige soorten

De keuze van planten voor het ontwerp wordt beperkt door de eigenschappen van de bodem en door de mogelijkheden van het beheer of onderhoud. Echter op ieder bodemtype in Nederland kunnen ontwerpen worden gemaakt die bevorderlijk zijn voor bloembezoekende insecten. Hiervoor wordt verwezen naar de literatuur genoemd in 7.7.1.

8.10 Ontwerper of scenarioschrijver

Personen die zich met de vormgeving van openbaar groen bezighouden, worden meestal ontwerpers genoemd. Volgens de strekking van Van Dale Groot Woordenboek der Nederlandse Taal is een ontwerper iemand die iets ontwerpt. Het 'iets' heeft dan volgens de voorbeelden betrekking op nogal statische producten. Het probleem met groen is dat het niet statisch is en vaak een dusdanige structuur heeft dat de meeste details niet kunnen worden vastgelegd. Daar komt nog bij dat de typologie van houtige begroeiingen grof en niet eenduidig is. De vraag is dan ook wat voor groen ontwerpt de ontwerper precies? Als het om een taxushaag gaat bij een begraafplaats, kan het ontwerp heel nauwkeurig worden omschreven. Hoogte en breedte kunnen tot op enkele centimeters nauwkeurig worden aangegeven. Voor de beheerder is het even duidelijk als voor de ontwerper zelf. Met begroeiingen die natuurwaarden moeten stimuleren en ook nog eens aan andere eisen moeten voldoen, ligt dat moeilijker. De ontwerper heeft te maken met een ontwikkelingsproces. De ontwerper van groene/natuurlijke landschapselementen werkt met levende bouwstenen die allemaal hun eigen ontwikkelingsstrategie en groeiritme hebben. Bovendien is de ontwikkeling afhankelijk van allerlei factoren en natuurlijke processen die met de tijd kunnen wisselen. Toch is het groen geen black box. Er is in ieder geval een plek, in grote lijnen kan worden aangegeven wat voor type begroeiing er mogelijk is (hoofdstuk 5). Dus er is

zeker iets te ontwerpen en te plannen, maar de realisering is veel meer te vergelijken met een scenario voor een film dan met een statisch beeld of product. Bovendien gaat het niet alleen om beelden maar ook om de processen die deze beelden voortbrengen.

Door ontwerp, aanleg en beheer kan de ontwikkeling van de kruiden worden beïnvloed. Hiervoor zijn richtlijnen gegeven. De kruidachtige begroeiing kan zowel natuurlijk als cultureel totstandkomen, maar beide aspecten kunnen gelijktijdig een rol spelen of worden benut. De ontwerper kan daar richting aan geven.

De ontwerper kan eigenlijk niet meer doen dan globaal ontwerpen, maar bij het ontwerp wel een scenario schrijven voor aanleg en beheer dat de ontwikkeling van het ontwerp moet begeleiden en de ontwikkeling van de gewenste begroeiing moet bevorderen. Dit is een scenario voor groeiprocessen, handelingsprocessen en voorwaarden die moeten leiden tot gewenste dynamisch structuren en patronen. Uiteindelijk moeten dat natuurbeelden opleveren die passen bij de context van de plekken waar ze zijn gepland en die te verenigen zijn met de andere maatschappelijke functies die ze moeten vervullen. Goed overleg met de beheerders gedurende het ontwerpproces is hierbij een eis.

In tabel 19 is de invloed van het ontwerp schematisch samengevat. Een x betekent invloed van de ontwerper op het voorwaardenscheppende ontwikkelingsscenario. Dat zijn alle factoren die van invloed zijn op de realisering van het ontwerp.

Tabel 19. Invloed van de ontwerper op ontwikkeling en soortensamenstelling.

INVLOED	ontwikkelings- aspecten	ruimtelijke as- pecten en maatvoering	bodem-eigen- schappen	methode van aanleg	structuur van de begroeiing	successie-stadi- um	vestiging of selectie van soorten	beheer
beeldaspecten kruidlaag: soorten	x	x	x	x	x	x	x	x
beeldaspecten kruidlaag: structuur	x	x	x	x	x	x	x	x

LITERATUUR

- Ad hoc Werkgroep Akkerdistel 1978. De akkerdistel beschouwd vanuit landbouw, natuur en landschap. Coördinatie-commissie Onkruidonderzoek NLRO, Wageningen. 26 p.
- Albada, J. 2000. Energie uit snoeihout: voer voor de composteerder. *Tuin & Landschap* 22, 19: 28-29.
- Alff, J.P. 1988. Plantsoenbeheer vroeger en nu. *Groen* 44, 9: 12-15.
- Alleijn, W.F. 1980. Houtwallen in het boerenland. Reeks Natuur en Milieu 14. Stichting Natuur en Milieu, 's-Graveland. 84 p.
- Andritzky, M. & K. Spitzer (red.) 1981. Grün in der Stadt. Rowohlt, Reinbek bei Hamburg. 488 p.
- Annevelink, E. et al. 1999. Kansen voor energie uit biomassa! Resultaten van een 4-jarig DLO-onderzoekprogramma. Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Wageningen. 58 p.
- Antrop, M. 1989. Het landschap meervoudig bekeken. Monografieën Stichting Leefmilieu 30. Antwerpen. 400 p.
- Antrop, M. 1991. De landschappelijke betekenis van "groen". *Groenkontakt* 17, 1: 39-46.
- Arkel, W.G. van 1994. Pleiten voor natuur is pleiten voor gezondheid. In: A. Koster, De groene omgeving: een bijdrage aan een gezonde samenleving. Schuyt, Haarlem; 9-11.
- As, B. van 1990. Wijkpark Holy-Noord ten voeten uit. *Natura* 87, 7: 175-180.
- Asmus, U. 1980. Biotopkartierung im besiedelten Bereich von Berlin West. *Garten und Landschaft* 90, 7: 560-564.
- Asperen, H.S. van 1983. Samenhang ontwerp - uitvoering bij het scheppen en instandhouden van groenvoorzieningen. Landbouwhogeschool, Wageningen. 327 p.
- Bakker, P. & E. Boeve 1985. Stinzenplanten. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 's-Graveland (Terra, Zutphen). 168 p.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. IKC Natuurbeheer, Wageningen. 408 p.
- Barkman, J.J. 1990. Groeivormen van planten in Nederland. Wetenschappelijke Mededeling KNNV 196. 32 p.
- Bauer, H.J. 1970. Untersuchungen zur biozöologischen Sukzession im ausgekohlten Kölner Braunkohlenrevier. *Natur und Landschaft* 45, 8: 210-215.
- Bauer, H.J. & H.J. Prautzsch 1973. Sekundäre Naturbiotope einer Sandgrube. *Natur und Landschaft* 48, 10: 285-290.
- Bellman, H. 1998. Gids van bijen, wespen en mieren. Tirion, Baarn. 336 p.
- Belonje, J. 1971. Bepantingen op vestingwerken. Bulletin van de Koninklijke Nederlandse Oudheidkundige Bond 70, 4: 91-97.
- Benno, P. 1969. Vliesvleugelige insecten - Hymenoptera, Angeldragers - Hymenoptera Aculeata; de Nederlandse bijen, Apoidea. Wetenschappelijke Mededelingen KNNV 18. 32 p.
- Bergmans, W. 1999. Biologische diversiteit en natuurbescherming. *De Levende Natuur* 100, 6: 212-213.

- Bergmans, W. & A. Zuiderwijk 1986. Atlas van de Nederlandse amfibieën en reptielen. KNNV, Hoogwoud. 177 p.
- Bervaes, J.C.A.M. & A.L. de Regt 1982. Energiebenutting van hout uit landschappelijke beplantingen: geen doel maar middel. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 54, 7/8: 227-232.
- Beukema, J.J. & P.H. Nienhuis 1985. Processen in oecosystemen. In: K. Bakker et al. (red.), *Inleiding tot de oecologie*. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht; 323-348.
- Bezzel, E. von 1987. Pflanzen als Vogelnahrung: Beitrag zum Artenschutz auf Kleinflächen. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 1: 97-120.
- Bijma, A. et al. 1995. Parkboek Wilhelminapark 1895-1995. Zandbergse Boekstichting, Breda. 80 p.
- Bink, F.A. 1992. Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa. Schuyt, Haarlem. 512 p.
- Bink, R.J., D. Bal, V.M. van den Berk & L.J. Draaijer 1994. Toestand van de natuur 2. IKC-NBLF, Wageningen. 246 p.
- Boer, K. de & C.M.G.J. Schils 1993. Ecologisch groenbeheer in de praktijk. IPC Groene Ruimte, Arnhem. 459 p.
- Boer, W.C.J. 1982. 60 jaar ontwerpen in de stedelijke sfeer. *Groen* 45, 11: 549-569.
- Bolhuis, P. van 1995. Waterlijn: ideeën voor de toekomst van het verleden. *Groen* 51, 12: 11-16.
- Bolman, J. 1976. Wilde planten in en bij Amsterdam. Thieme, Zutphen. 160 p.
- Booij, C.J.H. 1976. De insektenfauna van de Grote brandnetel, *Urtica dioica* L. op verschillende standplaatsen. Doctoraal verslag 362. Landbouwhogeschool Wageningen, Vakgroep Natuurbeheer. 58 p.
- Boom, B.K. et al. 2000. Nederlandse dendrologie. Veenman, Wageningen. 585 p.
- Bornkamm, R. & U. Hennig 1982. Experimentell-ökologische Untersuchungen zur Sukzession von ruderalen Pflanzengesellschaften auf unterschiedlichen Böden. *Flora* 272: 267-316.
- Bradshaw, A.D. 1983. The restoration of mined land. In: A. Warren & F.B. Goldsmith, *Conservation in perspective*. Wiley, London; 77-199.
- Bradshaw, A.D. 1986. Ecological principles in landscape. In: A.D. Bradshaw, A.A. Goode & E. Thorp, *Ecology and design in landscape*. Blackwell, Oxford; 15-36.
- Brander, P.W., J. Stoffels & W.J. van der Weyden 1976. De broedvogels van het Vondelpark sedert 1890. *Het Vogeljaar* 24, 3: 142-149.
- Bremer, P. 1998. Oranjetipjes in en om Zwolle. *Natura* 95, 5: 133-135.
- Brinkkemper, O. 1982. Zeldzame zweefvliegen in Zaandam (Diptera: Syrphidae). *Entomologische Berichten Amsterdam* 42, 6: 81-83.
- Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk & J.B.M. Thissen (red.) 1992. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. KNNV, Utrecht. 336 p.
- Buizer, J. 1982. De bodemfauna van ANS, (IV) de spinnen. *Natura* 79, 3: 72-74.
- Carson, R. 1963. *Dode lente*. Becht, Amsterdam. 272 p.
- CBS 1985. De Nederlandse Bosstatistiek 1980-1983. Centraal Bureau voor de Statistiek, Den Haag. 83 p.
- Chant, D.A. 1956. Predacious spiders in orchards in south-eastern England. *Journal of Horticultural Science* 31: 35-46.
- Chrispijn, R. et al. 1999. Champignons in de Jordaan: de paddestoelen van Amsterdam. Schuyt, Haarlem. 258 p.

- Clercq, H. de & J. de Wael 1992. Bomen in de stad: soms opvallend onmisbaar. *Groenkontakt* 18, 2: 43-46.
- Commissie voor de Nederlandse Avifauna, De 1970. Avifauna van Nederland. Lijst van de in Nederland waargenomen vogelsoorten en hun geografische vormen. Brill, Leiden. 110 p.
- Cool, H.J. van 1977. Bijhouden met succes. Tjeenk Willink/ Noorduijn, Culemborg. 356 p.
- Cornor, E.F. & E.D. McCoy 1979. The statistics of the species-area relationship. *American Naturalist* 113: 791-833.
- Croque, Sj. et al. (red.) 1991. Managementaspecten van ecologisch stadsgroen. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna, Den Haag. 39 p.
- Cuylaerts, T. 1994. Het gebruik van houtsnippers en houtschors. *Groenkontakt* 20, 5: 31-35.
- Daamen, W. P. 1976. Onderzoek naar de spontane bosvorming op opgespoten terreinen, drooggelegde gebieden en verlaten akker- en weidegronden. Uitvoerig verslag band 14, 2. Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen. 39 p.
- Davis, B.N.K. 1979. Chalk and limestone quarries as wildlife habitats. *Minerals and the Environment* 1: 48-56.
- Davis, B.N.K. 1983. *Insects on nettles*. Cambridge University Press, Cambridge. 64 p.
- Deelstra, T. 1991. *Natuur in steden*. Ministerie van Landbouw en Visserij. Directie Natuur, Milieu en Faunabeheer, Den Haag. 215 p.
- Dingethal, F.J., P. Jührging, G. Kaule & W. Weinzierl 1985. *Kiesgrube und Landschaft*. Parey, Hamburg. 285 p.
- Doorn, D. van & L. van Schaijk 1984. *Bodembedekking in jong bosplantsoen*. Doctoraal verslag Landbouwhogeschool Wageningen. 58 p. + bijlage.
- Dorp, D. van 1987. *Verbreiding van besdragende planten in een Twents houtwallenlandschap; een vooronderzoek*. Intern rapport 87/27. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 23 p. + bijlage.
- Dorp, D. van 1991. Over vogels, bessen en bossen. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 63, 11/12: 335-340.
- Dorp, D. van 1993. *Zaaddispersie: een onderbelicht proces in het herstelbeheer*. *De Levende Natuur* 94, 6: 205-209.
- Dorp, D. van, K.J. Canters, J.T.R. Kalkhoven & P. Laan (red.) 1999. *Landschapsecologie: natuur en landschap in een veranderende samenleving*. Boom, Amsterdam. 440 p.
- Dort, K.W. van 1990. *Preventie van onkruidgroei op verhardingen in het stedelijk gebied, de mogelijkheden en de beperkingen*. Rapport 617. De Dorschkamp, Instituut voor Bosbouw en Groenbeheer, Wageningen. 53 p.
- Dritschlo, W. & D. Wanner 1980. Groundbeetle abundance in organic and conventional corn fields. *Environmental Entomology* 9: 629-631.
- Ebmer, P.A.W. 1969. Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. s.l. im Grossraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 15: 133-183.
- Ebmer, P.A.W. 1970. Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. s.l. im Grossraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 16: 19-82.

- Ebmer, P.A.W. 1971. Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. s.l. im Grossraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 17: 63-156.
- Ebmer, P.A.W. 1973. Die Bienen des Genus *Halictus* Latr. s.l. im Grossraum von Linz (Hymenoptera, Apidae). *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 19: 123-158.
- Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-258.
- Esch, H. 1987. Ergänzung zum Beitrag Vögel als Verzehrer von Walnüsse. *Die Falke* 34, 11: 379.
- Faber, P.J. & J. van den Burg 1982. De productie van de grondstof: biomassa. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 54, 7/8: 198-205.
- Faeth, S.H. & T.C. Kane 1978. Urban biogeography: city parks as islands for Diptera and Coleoptera. *Oecologia* 32: 127-133.
- Farjon, J.M.J., N.F.C. Hazendonk & W.J.C. Hoeffnagel (red.) 1997. Verkenning natuur en verstedelijking 1995-2020. IKC Natuurbeheer, Wageningen. 152 p.
- Filius, A.M. & J.A.H. Lonsain 1982. Mogelijkheden van benutting van dood hout voor energie. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 54, 7/8: 186-197.
- Florusse, P. 1978. Tongvarens in straatputten. *Natura* 75, 10: 291-292.
- Fontaine, F.J. 1984a. Openbaar groen en leefmilieu. *Groen* 40, 5: 178-184.
- Fontaine, F.J. 1984b. Ommekeer in kruidenbeheer mogelijk...! *Groen* 40, 11: 429-436.
- Galjaard, B.J. 1996. Heemgroen met een wezenlijke waarde; 25 jaar werkgroep Toepassing Inheemse Flora. *Groen* 52, 12: 39-41.
- Gardenier, M. & W. Schippers 1996. *Werkgids Natuurtechniek: uitvoering van grondwerk*. IKC Natuurbeheer, Wageningen. 49 p.
- Gates, F.C. 1952. Natural revegetation of certain areas in northern lower Michigan formerly covered by buildings. Department of Botany, Kansas State College. *Contribution* 514: 31-45.
- Geerken, G. 1986. Openbaar groen en privé dichter bij elkaar. *Groen* 42, 4: 19-21.
- Genderen, H. van 1970. Bestrijdingsmiddelen en hun gevaren. In: J.C. van de Kamer, *Het verstoorde evenwicht*. Oosthoek, Utrecht; 60-75.
- Gerhardt, E. 1997. *De grote paddestoelengids voor onderweg*. Tirion, Baarn. 718 p.
- Gilbert, O.L. 1989. *The ecology of urban habitats*. Chapman and Hall, London. 369 p.
- Goode, D.A. & P.J. Smart 1986. Designing for wildlife. In: A.D. Bradshaw, A.A. Goode & E. Thorp, *Ecology and design in landscape*. Blackwell, Oxford; 219-235.
- Greater London Council 1984. *Ecology and nature conservation in London. Ecology handbook 1*. Greater London Council. 32 p.
- Greater London Council [1986]. *Ecology and nature conservation strategy for London: Woodland, wasteland, the tidal Thames and two London boroughs. Ecology handbook 4*. Greater London Council. 92 p.
- Greater London Council 1987. *A nature conservation strategy for London: the London borough of Brent. Ecology handbook 5*. Greater London Council. 21 p.
- Grimberg, G. 1987a. Onderhoud om eindsituatie snel en goedkoop te bereiken. *Tuin & Landschap* 9, 9: 18-21.
- Grimberg, G. 1987b. Gebrek aan kennis oorzaak van achterstallig onderhoud. *Tuin & Landschap* 9, 9: 22-25.

- Grimberg, G., A. Vos & E.E. Vos-Heikens 1988. Natuurlijker bosplantsoen in het stedelijk groen. Voorlichting Stedelijk Groen. 66 p.
- Groenendael, M.J. 1985. Floravervalting: de mening van een oecoloog. *De Levende Natuur* 86, 4: 138-142.
- Groeneveld, R.M.W. 1983. Onkruidbeheersing in jong bosplantsoen. *Tuin & Landschap* 5, 2: 20-21.
- Groeneveld, R.M.W. 1983. Onkruidbeheersing in jong bosplantsoen ter onderdrukking van onkruiden. *Tuin & Landschap* 5, 3: 18-21.
- Groeneveld, R.M.W. 1983. Onkruidbeheersing in jong bosplantsoen. Bodembedekking vermindert kans op erosie op taluds. *Tuin & Landschap* 5, 6: 31.
- Groeneveld, R.M.W. & P. van der Knaap 1981. Onkruidbestrijding met bodembedekkende kruiden in nieuwe aanplant. *Tuin & Landschap* 3, 6: 42-43.
- Gruys, P., J.C. van Lenteren, J.E. Parlevliet, P.C. Scheepens & J.C.J. van Zon 1985. Oecologische achtergronden van plagen en hun bestrijding. In: K. Bakker et al. (red.), *Inleiding tot de oecologie*. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht; 465-492.
- Haartsen, A.J. et al. 1989. *Levend verleden: een verkenning van de cultuurhistorische betekenis van het Nederlandse landschap*. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag. 167 p.
- Haighton, I., J. van Dijk, W.J. Prud'homme van Reine & K. Zweeres (red.) 1965. *Jac. P. Thijsse. IVN*, Amsterdam. 55 p.
- Halder, I. van et al. 1990. *Vlindervriendelijk openbaar groen*. Vlinderstichting, Wageningen. 64 p.
- Halder, I. van & H. Kievit 1994. Minder maaien: meer dieren. *Groen* 50, 12: 19-22.
- Halm, H. van 1992. *Natuur nabij: dieren- en plantenleven in stad en dorp*. Schuyt, Haarlem. 160 p.
- Halm, H. van et al. 2001. *De wilde stad*. KNNV, Utrecht. 192 p.
- Hartig, T.A., M. Mang & G.W. Evans 1991. Restorative effects of natural environment experiences. *Environment and Behavior* 23, 1: 3-26.
- Hatterm, C. van 1991. *Van natuur naar cultuur*. IBGR-Post 1, 1.
- Heerwagen, J. H. & G. Orians 1986. Adaptations to windowlessness: a study of the use of visual decor in windowed and windowless offices. *Environment and Behavior* 18, 5: 623-639.
- Heimans, E., H.W. Heinsius & Jac. P. Thijsse 1983. *Geïllustreerde flora van Nederland*. Versluys, Amsterdam. 1242 p.
- Heijnsbergen, P. van 1999. Het begrip biodiversiteit en het internationale recht. *De Levende Natuur* 100, 6: 208-209.
- Henke, H. & H. Sukopp 1986. A natural approach in cities. In: A.D. Bradshaw, A.A. Goode & E. Thorp, *Ecology and design in landscape*. Blackwell, Oxford; 307-324.
- Hensels, L.G.M. 1981. *Drachtplantengids voor de bijenteelt*. Pudoc, Wageningen. 117 p.
- Hepburn, I. 1942. The vegetation of Barnack stone quarries: a study of the vegetation of the Northamptonshire jurassic limestone. *Journal of Ecology* 30: 57-64.
- Herm, M. 1984. Oude en jonge bossen: floristische verschillen en waarde voor het natuurbehoud. *De Levende Natuur* 85, 2: 51-56.
- Herm, M. (red.) 1989. *Natuurbeheer*. Van de Wiele, Stichting Leefmilieu, Natuurreservaten en Instituut Natuurbehoud, Brugge. 224 p.

- Hermý, M. & G. de Blust 1997. Punten en lijnen in het landschap. Schuyt, Haarlem; Van de Wiele, Brugge. 336 p.
- Hettinga, G. 1987. Kind en natuur. Van Loghum Slaterus, Deventer. 181 p.
- Heusden, W. R. M. van, M. Bruins, E. M. P. Hermens & J. Vissers 1994. Ideeënboek beplantingen: ontwerp en aanleg van landschappelijke beplantingen op basis van ecologische uitgangspunten. LD-Medelingen 202, werkdocument IKC Natuurbeheer 62, Landinrichtingsdienst, Utrecht. 124 p.
- Heytze, J.C. & L.H.E. Herbert 1991. Waardering van bosbeelden door recreanten. Rapport 665. De Dorschkamp, Instituut voor Bosbouw en Groenbeheer, Wageningen. 76 p. + bijlage.
- Hiele, R. van 1988. Besverbreiding door vruchtenetende vogels in houtwallandschappen. Doctoraal verslag Landbouwuniversiteit Wageningen; Intern rapport 88/70. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem. 36 p.
- Hielhe, J.E.C. 1995. Zwols wijkbeheer met groene vingers. Groen 51, 9: 16-19.
- Hillegers, H. 1989. Beweiding van bossen en struwelen in Zuid-Limburg. Natuurhistorisch Maandblad 78: 95-100.
- Hoekstra, B.W. 1980. Sortimentskeuze voor landschappelijke beplantingen in relatie tot functie en beheer. Groen 36, 8: 344-347.
- Hoeven-van Doornum, A.A. 1992. Kinderen over het milieu. Instituut voor Sociale Wetenschappen, Nijmegen. 173 p.
- Hoorde, A. van, M. Hermý, B. Rotthier & F.J. Jacobs 1996. Bijenplantengids. Informatiecentrum voor Bijenteelt van de Koninklijke Vlaamse Imkersbond, Merelbeke. 95 p.
- Howe, H.F. & J. Smallwood 1982. Ecology of seed dispersal. Annual review of ecology and systematics 13: 201-228.
- Jager, K. & A. Oosterbaan 1994. Aanleg van gemengde loofhoutbeplantingen met inheemse soorten. Schuyt, Haarlem. 245 p.
- Jager, K. & J.P. Peeters 1976. Toepassing van boomschors tegen onkruid in jonge beplantingen. Nederlands Bosbouwtijschrift 48, 1: 12-14.
- Jansen, M.T. & D.T.E. van der Ploeg 1985. Stinzenplanten in Nederland. Wetenschappelijke Medelingen KNNV 122. 48 p.
- Jansen-Verbeke, M. 1995. Maatschappelijke betekenis van openbaar groen. Groenkontakt 21, 2: 19-24.
- Joachim, H.-E. 1991. Rabenkrähen, *Corvus c. corone* und Walnüsse. Charadrius 27, 3: 145-147.
- Kalkhoven, J.T. R. & P.F.M. Opdam 1984. Vogelgemeenschappen en vegetatie in essenhakhout. De Levende Natuur 85, 1: 3-9.
- Kammerman, P. 1986. CBS-enquête chemische onkruidbestrijding. Gemeenten kiezen steeds meer voor alternatieve methoden. Tuin & Landschap 8, 9: 30-31.
- Kaplan, R. 1983. The role of nature in the urban context. In: I. Altman & J. F. Wohlwill, Behavior and the natural environment. Plenum Press, New York; 127-161.
- Kaplan, R. 1984. Impact of urban nature: a theoretical analysis. Urban Ecology 8, 3: 189-197.
- Kaplan, R. 1993. The role of nature in the context of the workplace. Landscape and Urban Planning 26, 1/4: 193-201.
- Kaplan, R. & S. Kaplan 1989. The experience of nature, a psychological perspective. Cambridge University Press, Cambridge. 340 p.
- Kaplan, S. & C. Peterson 1993. Health and environment: a psychological analysis. Landscape and Urban Planning 26, 1/4: 17-23.

- Kaplan, S. & J.F. Talbot 1983. Psychological benefits of a wilderness experience. In: I. Altman & J. F. Wohlwill, Behavior and the natural environment. Plenum Press, New York; 163-203.
- Katteler, H.A. & J.A. Kropman 1975. Openluchtrecreatie buiten de woonkern: compensatie of komplement. Onderzoekverslag. Instituut voor Toegepaste Sociologie, Nijmegen. 305 p. + bijlagen.
- Keizer, G.J. 1997. Paddestoelenencyclopedie. Rebo, Lisse. 288 p.
- Knaap, P. van der & J.J.G. Kliest 1980. Alternatief onkruidbeheer in stedelijke beplantingen. Rapport 224. De Dorschkamp, Wageningen. 52 p.
- KNNV Zoetermeer 1998. Kwartaalbericht 19: 15-34.
- Koen, D. 1993. De Hollandse Waterlinie. Buijten & Schipperheijn, Amsterdam. 56 p.
- Koning, E., & S.P. Tjallingii 1991. Ecologie van de stad, een verkenning. Platform Stadsecologie, Den Haag. 147 p.
- Koningen, H. & R. Leopold 1994. Bosanemoon: mooie spreij in het hout. Groen 50, 4: 42.
- Koningen, H. & R. Leopold 1996. Ontwerp en beheer in Amstelveen: integrale procesbegeleiding. Groen 52, 6: 10-13.
- Koningen, H.C. 1988. Onderhoud en beheer van heemkruiden als onderbegroeiing in houtige gewassen. Gemeente Amstelveen. 37 p.
- Koningen, H.C. 1989. Werk met heemplanten. Groen 45, 10: 9-12.
- Koningen, H.C. 1995. Het beheer van oude heemparken (3) Oude boombeplantingen. Groen 51, 11: 41-42.
- Koningen, H.C. 1995. Het beheer van oude heemparken (4). Onder het hout. Groen 51, 12: 41-42.
- Konstanz, H.M. & D.D. Malsch 1999. Schlüssel zur Trennung der Zwillingsarten *Lasioglossum sexstrigatum* (Schenck, 1870) und *Lasioglossum sabulosum* (Warneke 1986) (Hym., Apidae). Entomologische Nachrichten und Berichte 43, 1: 33-40.
- Koop, H. 1994. Beheervisie Amsterdamse Bos. IBN-rapport 97. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 59 p.
- Koop, H.G.M.J. & L.J. van Os 1995. Start monitoring Natuurboszone Amsterdamse Bos. IBN-rapport 135. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 65 p.
- Koster, A. 1980. Enkele gegevens over het bijengeslacht *Hylaeus* in Nederland in 1979 en 1980. Doctoraalverslag Rijksmuseum van Natuurlijke Historie, Leiden. 65 p.
- Koster, A. 1985. De Bijenwolf, *Philanthus triangulum Fabricius*, 1775 algemeen op spoorwegterreinen in Zuid-Nederland, Hymenoptera: Sphecidae. Entomologische Berichten Amsterdam 45, 6: 75-77.
- Koster, A. 1986a. Bijzondere planten langs het Amsterdamse spoor. Natura 83, 4: 91-99.
- Koster, A. 1986b. Het genus *Hylaeus* in Nederland (Hymenoptera, Colletidae). Zoologische Bijdragen 36: 1-120.
- Koster, A. 1986c. Meer mogelijkheden voor insecten in wegbermen. De Levende Natuur 87, 5: 154-157.
- Koster, A. 1986d. Sterke uitbreiding van de Gehoornde maskerbij (*Hylaeus cornutus* Curtis, 1831) langs het spoor in Zuid-Limburg. Natuurhistorisch Maandblad 75, 12: 235-238.
- Koster, A. 1987a. De flora van de Nederlandse Spoorwegen. Notitie 14. Ministerie van Landbouw en Visserij, Adviesgroep Vegetatiebeheer, Wageningen. 292 p.

- Koster, A. 1987b. Stedelijk groen, honingbijen en entomofauna. *Groen* 43, 10: 20-24.
- Koster, A. 1988a. Bodembedekkers in het stedelijk bosplantsoen. *Tuin & Landschap* 10, 22: 22-25.
- Koster, A. 1988b. Insektenbeheer: Gewenst beheer van sterk door de mens beïnvloede levensgemeenschappen zowel in het landelijk als in het stedelijk gebied. *Wetenschappelijke Mededeling KNNV* 187. 112 p.
- Koster, A. 1988c. Mogelijkheden tot drachtverbetering langs waterkanten in het stedelijk gebied. *Bijenteelt* 90, 10: 271-274.
- Koster, A. 1988d. Natuurlijke begroeiing langs vijverkanten. *Groen* 44, 12: 34-39.
- Koster, A. 1988e. Stedelijk groen meer oecologisch beheerd? *De Levende Natuur* 89, 6: 162-166.
- Koster, A. 1988f. Vegetatiebeheer op 20 spoorwegemplacements. Notitie 19a. Ministerie van Landbouw en Visserij, Adviesgroep Vegetatiebeheer, Wageningen. 69 p.
- Koster, A. 1988g. Vegetatiebeheer op spoorwegemplacements. Notitie 19. Ministerie van Landbouw en Visserij, Adviesgroep Vegetatiebeheer, Wageningen. 62 p.
- Koster, A. 1988h. Vooral insekten profiteren van stedelijk groen. *Tuin & Landschap* 10, 7: 19-23.
- Koster, A. 1988i. Natuurlijke begroeiing op spoorwegterreinen als voorbeeld van een meer natuurlijk drachtgebied. *Bijenteelt* 90, 10: 167-170.
- Koster, A. 1989a. Insektenbeheer in het stedelijk gebied. Ministerie van Landbouw en Visserij, Adviesgroep Vegetatiebeheer (Symposium insektenbeheer 18-3-1989 te Deventer en PHLO-cursus 1990 Amersfoort). 18 p.
- Koster, A. 1989b. Insektenbeheer in wegbermen en langs spoorlijnen. In: W. Ellis, *Insektenfauna en natuurbeheer. Wetenschappelijke Mededeling KNNV* 192; 151-161.
- Koster, A. 1989c. Opmerkingen over bodembedekkers in het stedelijk bosplantsoen. *Natura* 86, 1: 13-17.
- Koster, A. 1989d. Stedelijk groen natuurlijker. Notitie 20. Ministerie van Landbouw en Visserij, Adviesgroep Vegetatiebeheer, Wageningen. 142 p.
- Koster, A. 1990a. De ecologische betekenis van spoorwegterreinen in het stedelijk gebied. *Groen* 46, 12: 25-29.
- Koster, A. 1990b. Planten op plaveisel en verhardingen in relatie tot gebruik. *Groen* 45, 1: 29-34.
- Koster, A. 1990c. Uitslag enquête groenbeheer in Nederlandse gemeenten 1990. Rapport 584. De Dorschkamp, Wageningen. 56 p.
- Koster, A. 1991a. "Van natuur naar cultuur": Voor het groene vak kies je niet zo maar. *IBGR-Post* 2: 6-7.
- Koster, A. 1991b. Spoorwegterreinen, toevluchtsoord voor plant en dier. *KNNV, Utrecht*. 236 p.
- Koster, A. 1991c. Interessante watervegetaties vergroten belevingswaarden. *Tuin & Landschap* 13, 22: 28-31.
- Koster, A. 1993. *Vademecum wilde planten*. Schuyt, Haarlem. 272 p.
- Koster, A. 1994. *De groene omgeving: een bijdrage aan een gezonde samenleving*. Schuyt, Haarlem. 184 p.
- Koster, A. 1996. *Natuur in de stad, brug naar het platteland*. *Groen* 52, 3: 29-33.
- Koster, A. 1998a. *Ecologisch beheer van beplantingen in het stedelijk gebied. IBN-rapport 369. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen*. 349 p.

- Koster, A. 1998b. Natuur en groen in de stad. In: A.M.P. Zinger, A.M. Cox, M.J.F. Gerwen, E. Hoeflaak & S.R.J. Jansen, Ruimtelijke ordening en milieu. Samsom, Alphen aan den Rijn; 421-453.
- Koster, A. 1998c. Van tegeltuin tot lusthof. Een verkenning van de mogelijkheden voor groen en natuur in groenarme straten, buurten en compacte woonwijken of Vinex-locaties. IBN-rapport 391. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 391. 42 p.
- Koster, A. 1999. Honingwinning in relatie tot maatschappelijke aspecten. IBN-rapport 438. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 86 p.+ bijlage.
- Koster, A. 2000a. Ecologisch groenbeheer in Veenendaal rond het jaar 2000; een evaluatie van het beheer in de negentiger jaren. Alterra-rapport 76. Alterra, Wageningen. 185 p.
- Koster, A. 2000b. Wilde bijen in het stedelijk groen, een evaluatie van ecologisch groenbeheer. Alterra-rapport 48. Alterra, Wageningen. 220 p.
- Koster, A. 2000c. Gidssoorten geven ecologische kwaliteit van groen aan. Tuin & Landschap 22, 14: 34-36.
- Koster, A. 2001a. Wilde bijen in relatie tot het groenbeheer in Amsterdam. Alterra-rapport. (in prep.)
- Koster, A. 2001b. Wilde bijen in relatie tot het groenbeheer in Sneek. Alterra-rapport. (in prep.)
- Koster, A. 2001c. Ecologisch groenbeheer. Schuyt, Haarlem. 192 p.
- Koster, A. & M. Claringbould 1991a. Natuurlijker groenbeheer in Nederlandse gemeenten. VNG-uitgeverij, Den Haag. 160 p.
- Koster, A. & M. Claringbould 1991b. Natuurontwikkeling en de kwaliteit van de dagelijkse leefomgeving. Symposiumverslag Dorschkamp 21 en 22 november 1990. Tevens gepubliceerd in Groen 47, 11: 13-17.
- Koster, A. & P. Zonderwijk 1995. Hommelbeheer is vegetatiebeheer. Natura 92, 9: 234-235.
- Kouwenhoven, P. 1984. Spuiten kan niet meer, wat nu? Groen 40, 2: 56-59.
- Kowarik, I. 1982. Floristisch-vegetationskundliches Gutachten für die Bahnanlagen zwischen Ringbahn und Yorckstrasse. Senator für Bau- und Wohnungswesen (abt. VII) Berlin. 122 p.
- Kowarik, I. 1985. Die Zerreiche, *Quercus cerris* L. und andere Wärmeliebende Gehölze auf Berliner Bahnanlagen. Berliner Naturschutzblätter 29, 3: 70-75.
- Kowarik, I. 1986a. Systemorientierte Gehölzartenwahl für Grünflächen. Das Gartennam 35: 524-532.
- Kowarik, I. 1986b. Vegetationsentwicklung auf innerstädtischen Brachflächen - Beispiele aus Berlin West. Tuexenia 6: 75-98.
- Kowarik, I. 1988. Zusammensetzung und Entwicklung städtischer Baumbestände. Allgemeine Forstzeitschrift 13: 333-336.
- Kowarik, I. 1989. Einheimisch oder nichteinheimisch? Garten und Landschaft 99, 5: 15-18.
- Kowarik, I. 1990. Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Gehölzsukzession ruderaler Robinienbestände in Berlin. Verhandlungen des Berliner Botanischen Vereins 8: 33-67.
- Kowarik, I. 1992a. Das Besondere der städtischen Flora und Vegetation. Deutscher Rat für Landespflege. Schriftenreihe 61. 33-47.

- Kowarik, I. 1992b. Zur Rolle nichteinheimischer Arten bei der Waldbildung auf innerstädtischen Standorten in Berlin. *Verhandlungen der Gesellschaft für Oekologie* 21: 207-213.
- Kowarik, I. 1993. Vorkommen einheimischer und nichteinheimischer Gehölzarten auf städtischen Standorten in Berlin. In: K.-D. Gandert, *Beiträge zur Gehölzkunde*. Rinteln; 93-104.
- Kowarik, I. 1993. Berliner Brachflächen. *Garten und Landschaft* 103, 3: 9-12.
- Kronenberg, B. & I. Kowarik 1989. Naturverjüngung kultivierter Pflanzenarten in Gärten. *Verhandlungen des Berliner Botanischen Vereins* 7: 3-30.
- Kroon, H. de 1986. De vegetaties van de Zuidlimburgse hellingbossen in relatie tot het hakhoutbeheer. *Natuurhistorisch Maandblad* 75, 10: 167-192.
- Kropman, J.A. 1987. Openbaar groen in (compacte) stad, mag het ook iets minder zijn? *Groen* 43, 9: 11-13.
- Kuijpers, H.J.M. 1986. Bosplantsoen met strakke planning beheren. *Tuin & Landschap* 8, 6: 28-31.
- Kunick, W. 1983. Pilotstudie Stadtbiotopkartierung Stuttgart. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 36: 1-139.
- Kurstjens, P. 1990. Het stadspark als sociaal erfgoed. *Groen* 46, 3: 9-12.
- Kuyper, T. & K. Kaag 1992. Paddestoelen, oecologie en onderzoeksmogelijkheden. *Natura* 89, 8: 179-182.
- Kwak, M. 1994. Planten en bestuivers: achteruitgang leidt tot verschuivende relaties. *Landschap* 11, 1: 29-39.
- Kwak, M. & R. Bekker 1999. Biotische processen in ecosystemen. In: D. van Dorp, K.J. Canters, J.T.R. Kalkhoven & P. Laan (red.), *Landschapsecologie: natuur en landschap in een veranderende samenleving*. Boom, Amsterdam; 77-86.
- Langeveld, S. 1995. Groengebieden en duurzame steden. *Groencontact* 21, 4: 20-30.
- Lanjouw, J. 1970. Waar gaan wij heen? In: J.C. van de Kamer, *Het verstoorde evenwicht*. Oosthoek, Utrecht; 261-283.
- Lans, H. van der & G. Poortinga 1986. *Natuurbos in Nederland*. Instituut voor Natuurbeschermingseducatie, Amsterdam. 192 p.
- Lans, J. van der 1995. *De onzichtbare samenleving*. Beschouwingen over de publieke moraal. NIZW, Utrecht. 139 p.
- Lanuyt, W. van, M. Hermy & A. Koster 1997. Natuur in de stad en het verstedelijkt gebied: de natuur van onze cultuur. In: M. Hermy & G. de Blust, *Punten en lijnen in het landschap*. Schuyt, Haarlem; Van de Wiele, Brugge; 223-239.
- Leeuw, J. de 1995. Campagne 'natuur in de buurt' betreft bewoners bij natuurlijk groenbeheer. *Groen* 51, 10: 9-12.
- Leeuwen, Chr.G. 1958. Delfstofwinning en natuurgebieden in Nederland. *De Levende Natuur* 58, 11: 217-220.
- Leeuwen, Chr.G. van & H. Doing 1984. *Landschap en beplanting in Nederland: richtlijnen voor een soortenkeuze bij beplantingen op vegetatiekundige grondslag*. Landbouwwuniversiteit Wageningen. 70 p. + bijlage.
- Leeuwen, M.G.A. van 1997. *De meerwaarde van groen voor wonen: een regionale analyse*. Mededeling 576. Landbouw-Economisch Instituut, Den Haag. 58 p.
- Lefebber, V. 1969a. Kweken uit dood hout. *Entomologische Berichten Amsterdam* 27, 11: 219-220.
- Lefebber, V. 1969b. De aculeaten van de St. Pietersberg met inbegrip van Louwberg en Jekerdal. *Entomologische Berichten Amsterdam* 29, 10: 224-240.

- Lefeber, V. 1974. Kweken van aculeaten uit dood hout. *Natura* 71, 4: 62-67.
- Lefeber, V. 1983. Bijen en wespen (Hymenoptera, Aculeata) binnen de stedelijke bebouwing van Maastricht, 1. *Natuurhistorisch Maandblad* 72, 8: 143-146.
- Lefeber, V. 1983. Bijen en wespen (Hymenoptera, Aculeata) binnen de stedelijke bebouwing van Maastricht, 2. *Natuurhistorisch Maandblad* 72, 12: 253-255.
- Lefeber, V. 1984a. Bijen en wespen (Hymenoptera, Aculeata) binnen de stedelijke bebouwing van Maastricht, 3. *Natuurhistorisch Maandblad* 73, 2: 27-29.
- Lefeber, V. 1984b. Bijen en wespen (Hymenoptera, Aculeata) binnen de stedelijke bebouwing van Maastricht, 4. *Natuurhistorisch Maandblad* 73, 4: 74-76.
- Lefeber, V. 1989. Het belang van hekpalen voor solitaire bijen en wespen. In: W.N. Ellis, *Insektenfauna en natuurbeheer. Wetenschappelijke Mededeling KNNV* 192, 93-95.
- Lefeber, V. 1991. Hymenoptera Aculeata (bijen en wespen) langs Limburgse spoorlijnen. *Natuurhistorisch Maandblad* 80, 4: 74-78.
- Lefeber, V. 1998. Weer aculeatennieuws uit Zuid-Limburg (Hymenoptera: Apidae). *Entomologische Berichten Amsterdam* 58, 12: 238-240.
- Leufgen, W. & M. van Lier 1990. Heem- en natuurtuinen geïnventariseerd. IVN, Amsterdam. 82 p.
- Leufgen, W. & M. van Lier 1992. Oase heemtuings. *Wegwijzer voor natuurlijke tuinen en parken in Nederland en Vlaanderen. Landelijke Werkgroep Heem- en Natuurtuinen, Zuidbroek.* 176 p.
- Ligteringen, A. & I. Meter [1995]. *Levend monument.* Prevo, Gouda.
- Limpens, G. 1982. Mechanisch onderhoud bosplantsoen vraagt aanpassing aanleg en beheer. *Tuin & Landschap* 4, 2: 10-13.
- Logemann, D. & E.F. Schoorl 1988. *Verbindingswegen voor plant en dier.* Reeks *Natuur en Milieu* 23. *Natuur en Milieu*, Utrecht. 76 p.
- Londo, G. 1977. *Natuurtuinen en parken.* Thieme, Zutphen. 135 p.
- Londo, G. 1984. Zijn uitplanten en inzaaien zinvolle maatregelen bij het natuurbeheer? *De Levende Natuur* 85, 5: 130-131.
- Londo, G. 1991. *Natuurbeheer in Nederland 4: Natuurtechnisch bosbeheer.* Pudoc, Wageningen. 190 p.
- Londo, G. 1996. Het beheer van Thijsse's Hof; (2) Het duinbos; de boom- en struiklaag. *Groen* 52, 11: 45-47.
- Londo, G. 1997. *Bos- en Natuurbeheer in Nederland 6: Natuurontwikkeling.* Backhuys, Leiden. 658 p.
- Londo, G. & J. den Hengst 1993. *Tuin vol wilde planten.* Vereniging Natuurmonumenten, 's-Graveland. 144 p.
- Londo, G. & H.N. Leys 1979. Stunzenplanten en de Nederlandse flora. *Gorteria* 9, 7/8: 247-257.
- Londo, G. & G. van Wirdum 1994. *Natuurlijkheidsgraden en natuurontwikkeling.* *De Levende Natuur* 95, 1: 10-16.
- Londo, G. & R. van der Meijden 1991. (Her-)introductie van plantesoorten: floravervalsing of natuurbehoud? *De Levende Natuur* 92, 5: 176-182.
- Made, J. van der & J. van Halder 1991. *Vlinders als wegwijzers voor een natuurlijker openbaar groen.* *Groen* 49, 3: 30-32.
- Maes, B. 1993. *Sortiment van inheemse bomen en struiken geen utopie.* *Groen* 49, 10: 19-23.

- Maes, N.C.M. & C.J.A. Rövekamp 1995. Genetische kwaliteit inheemse bomen en struiken. Deelproject: inventarisatie inheems genenmateriaal in het zoekleigebied van Zeeland en aangrenzende gebieden. LNV Directie Zuid-West. 79 p.
- Makatsch, W. 1964. De vogels bij huis, in tuin en park. Thieme, Zutphen. 335 p.
- Maréchal, P. & W. Veenhuizen 1997. Vogels in het stedelijk milieu: inventarisatie Eindhoven. Wetenschappelijke Mededeling KNNV 218. 112 p.
- Margadant-van Arcken, M. 1990. Groen verschiet. Natuurbeleving en natuuronderwijs bij acht- tot twaalfjarige kinderen. Sdu Uitgevers, Den Haag. 192 p.
- Margadant-van Arcken, M. 1994. Natuur en milieu uit eerste hand. Denkbeelden, belevingen en leerwensen van dertien- tot achttienjarigen. Sdu Uitgevers, Den Haag. 169 p.
- Maurizio, A. & F. Schaper 1994. Das Trachtpflanzenbuch. Ehrenwirth, München. 334 p.
- Meijden, R. van der et al. 1996. Heukels' Flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen. 22e druk. 678 p.
- Melchers, H. Koningen & R. Daalder 1999. Ringslangen van de Grote en Kleine Poel bij Amstelveen. *Natura* 96, 2: 44-48.
- Melchers, M. & R. Daalder 1996. Sijsjes en drijsijsjes. De vogels van Amsterdam. Schuyt, Haarlem. 256 p.
- Melchers, M. & G. Timmermans 1991. Haring in het IJ, de verborgen dierenwereld van Amsterdam. Stadsuitgeverij, Amsterdam. 243 p.
- Mennema, J. et al. 1980. Atlas van de Nederlandse Flora. Kosmos, Amsterdam. 226 p.
- Meyboom, P. & J. Kopinga 1995. Dwarsscheuren in asfaltverhardingen door boomwortels. *Groen* 51, 10: 34-36.
- Meyer, K. 1935. Einheimische und fremde Gehölze auf unseren Güterbahnhöfen. *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 47: 187-191.
- Ministerie van Cultuur, Recreatie en Maatschappelijk Werk 1982. Natuur in de stedelijke omgeving. Den Haag. 161 p.
- Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 1991. Visie Landschap. Den Haag. 116 p.
- Molin, Chr. 1982. De bodemfauna van ANS (III), de springstaarten, vlooiën en pseudoschorpioenen. *Natura* 97, 3: 68-71.
- Moore, E.O. 1982. A prison environment effect on healthcare service demands. *Journal of Environmental Systems* 11, 1: 17-34.
- Mühlenberg, M. & W. Werres 1983. Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften. *Natur und Landschaft* 58, 2: 43-50.
- Mulder-Radetzky, R.L.P. 1992. L.P. Roodbaard: tuinen van de Friese adel. Stichting Monument van de Maand, Leeuwarden 7, 4: 1-47.
- Müller, N. 1988. Südbayerische Parkrasen - Soziologie und Dynamik bei unterschiedlicher Pflege. *Dissertationes Botanicae* 123. 176 p.
- Müller, N. & Waldert 1981. Erfassung erhaltenswerter Lebensräume für Pflanzen und Tiere in der Stadt Augsburg. *Natur und Landschaft* 56: 419-429.
- Müller, P. 1955. Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen. Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts Rübel, Zürich.
- Naber, H. 1982. Onkruidbeheer in het openbaar groen: bestrijding is een tijdelijke zaak. *Tuin & Landschap* 4, 9: 28-29.
- Natuurbeschermingsraad 1985. Tussen natuurbeleven en overleven. Utrecht. 35 p. + bijlage.
- Natuurbeschermingsraad 1993. Natuur tussen de oren. Utrecht. 43 p. + bijlagen.

- Natuurbeschermingsraad 1993. Zo zijn onze manieren. Utrecht. 40 p.
- Nederlandse Vereniging van Hoofden van Gemeentelijke Beplantingen & Consulentschap in Algemene Dienst voor het Stedelijk Groen 1986. Omschakelen in het groenbeheer. Boskoop. 27 p.
- Nicholson-Lord, D. 1987. The greenings of the cities. Routledge and Kegan Paul, London. 270 p.
- Nieukerken, E.J. van & A.J. van Loon (red.) 1995. Biodiversiteit in Nederland. Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden. 208 p.
- Nijssen, H. & S.J. de Groot 1987. De vissen van Nederland. KNNV, Hoogwoud. 224 p.
- Nystrom, P. 1987. Kweekgras ook via mechanische weg met succes te bestrijden. Tuin & Landschap 9, 16: 20-21.
- Olsthoorn, A.F.M. 1981. Alternatief onkruidbeheer in steden geïnventariseerd. Tuin & Landschap 3, 24: 22-23.
- Olsthoorn, A.F.M. & R.M.W. Groeneveld 1982a. Schors als onkruidbestrijdingsmiddel duur maar efficiënt 1. Tuin & Landschap 4, 8: 14-17.
- Olsthoorn, A.F.M. & R.M.W. Groeneveld 1982b. Schors als onkruidbestrijdingsmiddel duur maar efficiënt 2. Tuin & Landschap 4, 9: 30-31.
- Oort, W. van 1992. Bewonersparticipatie moet beide partijen iets bieden. Tuin & Landschap 18, 22: 16-19.
- Oosterbaan, A. 2000. Begeleiding van natuurlijke bosverjonging. Alterra, Wageningen. 44 p.
- Oosterbaan, A.O., L. Spoormakers & K. Kaag 1992. Het Vliegenschwammenproject. Natura 89, 8: 173-178.
- Opdam et al. 1986. Ecologie van kleine landschapselementen. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 88 p.
- Opstal, N.A. van & L. Louisse 1982. Veel bruikbare eigenschappen bij bodembedekkers. Tuin & Landschap 4, 10: 26-29.
- Owen, J. & D.F. Owen 1975. Suburban gardens: England's most important nature reserve? Environmental Conservation 2: 53-59.
- Owen, D.F. & W.R. Whiteway 1980. *Buddleia davidii* in Britain: history and development of an associated fauna. Biological Conservation 17: 149-155.
- Pfaff, P. 1982. De bodemfauna van ANS (V), de mieren. Natura 79, 4: 85-89.
- Peeters, Th.M.J., I.P. Raemakers & J. Smit 1999. Voorlopige Atlas van de Nederlandse bijen (Apidae). EIS-Nederland, Leiden. 230 p.
- Ploeg, D.T.E. van der 1988. Stinzenplanten, bloemenpracht rondom Friese stinzen en states. Friese Pers Boekerij, Drachten. 132 p.
- Prick, R. & B. Kruyntjens 1991. De Lage Fronten: bolwerk van flora en fauna. Natuurhistorisch Maandblad 80, 10: 175-190.
- Prins, A.H. 1997. Natuurwaarden van het populierenbos ten noordoosten van het Van Tuyl Sportpark in Zoetermeer. IBN-rapport 315. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 25 p.
- Proctor, M.C.F., P.F. Yeo & A. Lack 1996. The natural history of pollination. Collins, London. 479 p.
- Pruijssen, H. 1989. Beschrijving van natuurbouwwerkzaamheden met behulp van de R.A.W.-Systematiek. Notitie 21 Adviesgroep Vegetatiebeheer, Wageningen. 27 p.+ bijlagen.
- Ravesteijn, R. M. 1990. Herbezinning op het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen in het openbaar is noodzakelijk. Groen 46, 12: 34-35.

- Ravesteijn, R. M. 1991. Meerjarenplan Gewasbescherming stelt vergaande sanering voor van het pakket chemische middelen. *Groen* 47, 2: 34-37.
- Rebele, F. 1988. Ergebnisse floristischer Untersuchungen in den Industriegebieten von Berlin (West). *Landschaft + Stadt* 20, 2: 49-66.
- Redfern, M. 1983. *Insects and thistles*. Cambridge University Press, Cambridge. 64 p.
- Reijndam, J. van 1984. Openbaar groen: 'hoe wordt daarvoor gezorgd?' *Groen* 40, 5: 198-203.
- Rensenbrink, G. & C. Spit 1984. Versnipperd hout maakt kans voor weren onkruid. *Tuin & Landschap* 6, 22: 16-17.
- Reuver, P.J.H.M. & I. van den Hoven 1997. Tussen beplantingsplan en eindbeeld, het beheer van het bosplantsoen. IPC Groene Ruimte, Arnhem. 484.
- Richter, W. 1966. Die natürliche Begrünung der erzgebirgischen Bergwerkshalden. *Hercynia* 3, 2: 114-146.
- Ridley, H.N. 1930. *The dispersal of plants throughout the world*. Reeve & Co., Ashford, Kent. 744 p.
- Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1979. *Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen*. Pudoc, Wageningen. 392 p.
- Rooijen, M. van 1983a. Bredase plantsoenendienst: 1893-1983 (1). *Groen* 39, 6: 211-214.
- Rooijen, M. van 1983b. Bredase plantsoenendienst: 1893-1983 (2). *Groen* 39, 7/8: 245-247.
- Rooijen, M. van 1986. Waardering en herwaardering van het stedelijk groen. *Groen* 42, 4: 15-16.
- Rooijen, M. van 1990. De wortels van het stedelijk groen: een studie naar het ontstaan en voortbestaan van de Nederlandse groene stad. Rijksuniversiteit Utrecht, vakgroep Stads- en Arbeidsstudies, Utrecht. 295 p.
- Rotteveel, K. 1988. Vooronderzoek naar de kosten van aanleg en onderhoud van bosplantsoen in stedelijk gebied. Rapport 513. De Dorschkamp, Wageningen. 55 p.
- Rövekamp, C.J.A., N.C.M. Maes & H.Th.J. Ketelaar 1997. Genetische kwaliteit van inheemse bomen en struiken. Werkdocument W-135. IKC Natuurbeheer, Wageningen. 61 p.
- Roy, L.G. le 1973. *Natuur uitschakelen natuur inschakelen*. Ankh-Hermes, Deventer. 205 p.
- Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 277-359.
- Russel, B. 1952. *Een nieuwe hoop voor een oude wereld*. De Bezige Bij, Amsterdam. 203 p.
- Ruyten, F. 1996. Naar een integraal beplantingsplan. Het snoeien en dunnen in het stedelijk groen ter discussie. *Groen* 52, 6: 35-38.
- Sachse, U. 1989. Die anthropogene Ausbreitung von Berg- und Spitzahorn (*Acer pseudoplatanus* L. und *Acer platanoides* L.). *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin* 63. 129 p.
- Sachse, U., U. Starfinger & I. Kowarik 1990. Synanthropic woody species in the urban area of Berlin, West. In: H. Sukopp, S. Hejný & I. Kowarik, *Urban ecology, plant and plant communities in urban environments*. SPB Academic Publishing, The Hague; 233-243.

- Sargent, C. 1984. British railway vegetation. Institute of Terrestrial Ecology, Monks Wood Experimental Station, Abbots Ripton, Huntingdon. 34 p.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & V. Westhoff 1995. De vegetatie van Nederland 1: grondslagen, methoden, toepassingen. Opulus Press, Leiden. 296 p.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff 1995. De vegetatie van Nederland 2: wateren, moerassen, natte heiden. Opulus Press, Leiden. 360 p.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff 1998. De vegetatie van Nederland 4: kust en binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Leiden. 346 p.
- Scheuchl, E. 1996. Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Oesterreichs. Band II. Megachilidae - Melittidae. Eigenverlag, Velden. 116 p.
- Schippers, W. 1994. Kleinschalige natuurontwikkeling in de praktijk: alle(r) inzet waard. IKC Natuurbeheer, Wageningen. 23 p.
- Schippers, W. & M. Gardenier 1999. Introductie van inheemse flora. IKC Natuurbeheer, Wageningen. 64 p.
- Schippers, W. & P. Pruißen 1991. Natuurbouw en uitvoeringstechnieken. Landinrichting 31, 2: 37-42.
- Schmid-Egger, C. & E. Scheuchl 1997. Illustrierte Bestimmungstabellen der Wildbienen Deutschlands und Oesterreichs. Band III. Andrenidae. Eigenverlag, Velden. 180 p.
- Schmiedeknecht, O. 1930. Die Hymenopteren Nord- und Mitteleuropas. Fischer, Jena. 1062 p.
- Schmitz, H. 1993. Houtwallen, heggen en singels; lijnvormige houtopstanden in Nederland. LONL, Utrecht. 87 p.
- Schouten, L. 1992. Bomen in de bebouwde omgeving: weldaad voor het leefklimaat. Groenkontakt 18, 1: 29-32.
- Schulte, W. & V. Voggenreiter 1988. Die Natur in der Stadt Bonn. Bouvier, Bonn. 80 p.
- Segal, S. 1969. Ecological notes on wall vegetation. Junk, Den Haag. 325 p.
- Sheets, V. L. & C.N. Manzer 1991. Affect, cognition and urban vegetation: some effects of adding trees along city streets. Environment and Behavior 23, 3: 285-304.
- Sipkes, C. 1984. Heemparken en botanische collecties...Aanleiding tot areaalvervalsing? De Levende Natuur 85, 5: 136-137.
- Sluismans, J.J.L. & P. Hinssen (red.) 1996. Knellend groenafvalbeleid. Een verkenning van knelpunten en oplossingen bij de verwerking van groenafval in Nederland. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 135 p.
- Smardon, R.C. 1988. Perception and aesthetics of the urban environment: review of the role of vegetation. Landscape and Urban Planning 15, 1/2: 85-106.
- Smulders, B.J. 1985. Aandacht voor huisvestingsproblemen van gierzwaluwen in stadsvernieuwingsgebieden en nieuwbouwwijken. Natura 82, 6: 166-170.
- Snow, B. & D. Snow 1988. Birds and Berries. A study of an ecological interaction. Poyser, Calton. 268 p.
- Sorte, G. 1992. Perceptie van de openbare groene ruimten. Groenkontakt 18, 2: 29-36.
- Sorte, G. 1995. De waarde van groen en natuur voor de stadsbewoner. Groenkontakt 21, 4: 8 38-43.
- Spijker, J.H. et al. 1998. Groenrestproducten uit het gemeentelijk groen: mogelijkheden voor preventie en nuttige toepassing bij gemeenten. IBN-rapport 366. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 61 p.

- Steltman, P.J. 1986. "Je mag er alleen maar naar kijken, aankomen niet". Hoe ervaart de burger het groen? *Groen* 42, 4: 17-18.
- Stolk, T. 1984. Gifloos plantsoenonderhoud technisch en financieel haalbaar. *Tuin & Landschap* 6, 12: 14-17.
- Stolk, T. 1985. Openbreken van bosplantsoen biedt kansen aan kruiden. *Tuin & Landschap* 7, 5: 12-17.
- Stolk, T. 1986. Werken met nieuw inzicht. Bosplantsoen verdient een eigen aanpak. *Tuin & Landschap* 8, 3: 12-15.
- Stolk, T. 1986. Experimenten met organische en anorganische bodembedekkers. *Tuin & Landschap* 8, 25: 20-21.
- Stolk, T. 1987. Minst begrepen beplantingstype in de stad. *Tuin & Landschap* 9, 9: 16-17.
- Stolk, T. 1987. Ecologie als leidraad voor beheer. *Tuin & Landschap* 9, 15: 20-23.
- Stolk, T. 1987. De natuur als kostenbespaarder in ruiger groen. *Tuin & Landschap* 9, 16: 24-25.
- Stolk, T. 1987. Zonder beheerplan komt van opzet weinig terecht. *Tuin & Landschap* 9, 20: 16-17.
- Stolk, T. 1987. Gemis bosbouwopzet struikelblok in het beheer. *Tuin & Landschap* 9, 25: 28-31.
- Stolk, T. 1989. Tolerantie eerste stap naar acceptatie: geleidelijk omvormen beheer voorkomt puinhoop in Aalten. *Tuin & Landschap* 11, 4: 20-23.
- Stortelder, A.H.F., P.W.F.M. & R.W. de Waal (red.) 1998. Broekbossen. KNNV, Utrecht. 216 p.
- Stortelder, A.F.H., J.H.J. Schaminée & M. Hermy 1999. Quercus-Fageteta. In: A.F.H. Stortelder, J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel, De vegetatie van Nederland 5: ruigten, struwelen, bossen. Opulus Press, Leiden; 287-311.
- Stortelder, A.F.H., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel 1999. De vegetatie van Nederland 5: ruigten, struwelen, bossen. Opulus Press, Leiden. 376 p.
- Sukopp, H. 1990. Urban ecology and its application in Europe. Sukopp, H., Hejný & I. Kowarik, Urban ecology; plants and plant communities in Urban environments. SPB Academic Publishing, Den Haag; 1-22.
- Sukopp, H., H.-P. Blume & W. Kunick 1979. The soil, flora, and vegetation of Berlin's waste lands. In: I.C. Laurie, Nature in cities. Wiley, Chichester; 115-132.
- Sukopp, H. et al. 1984. Grundlagen für das Artenschutzprogramm Berlin. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin 23 (deel 1-3). 993 p.
- Sukopp, H., S. Hejný & I. Kowarik 1990. Urban ecology; plants and plant communities in urban environments. SPB Academic Publishing, The Hague. 282 p.
- Sukopp, H. & P. Werner 1982. Nature in cities. Nature and environment series 28. Council of Europe, Strasbourg. 94 p.
- Sýkora, K.V. 1984. Planten in het voetspoor van de mens. *Natuur en Techniek* 52, 1: 43-57.
- Sýkora, K.V. 1998. Wegen naar verscheidenheid. Inaugurale rede. Landbouwniversiteit, Wageningen. 41 p.
- Sýkora, K.V. & R. Leopold 1984. Verspreiding van wilde planten door de mens. *Natuur en Techniek* 52, 3: 210-229.
- Sýkora, K.V., L.J. de Nijs & T.A.H.M. Pelsma 1993. Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen. KNNV, Utrecht. 280 p.

- Teeuwisse, J.J.T. 1984. Geriefhoutbosjes. Reeks Natuur en Milieu 20. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht. 64 p.
- Terlouw, L.A. 1983. Alternatieve onkruidbestrijding in de gemeente Huizen. Groen 39, 9: 292-297.
- Thalen, D.C.P. 1982. Energie, produktie en biomassa in ecosystemen. Nederlands Bosbouw tijdschrift 54, 7/8: 179-185.
- Thalen, D.C.P. 1984. Begrazingsbeheer en begrazingsonderzoek: een ontwikkelingschets. De Levende Natuur 85, 2: 35-39.
- Thalen, D.C.P. 1987. Begrazing in een Nederlands perspectief. In: S. de Bie, W. Joenje & S.E. van Wieren (red.), Begrazing in de natuur. Pudoc, Wageningen; 3-14.
- Thijsse, Jac. P. 1941. Instructieve plantsoenen. De Levende Natuur 45, 7: 121-125.
- Tinbergen, N.G. 1967. Vogels in hun domein. Thieme, Zutphen. 120 p.
- Tjallingii, S.P. 1995. Ecopolis, strategies for ecologically sound urban development. Backhuys, Leiden. 159 p.
- Tjallingii, S.P. 1996. Ecological conditions. IBN Scientific Contributions 2. Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen. 320 p.
- Tol, G. van 1977. Onkruidbestrijding in landschappelijke beplantingen. Groen 33, 5: 164-168.
- Tummers, T. 1995. Lustverblijven zijn verrezen schuilend in een bloemengard. Gemeente Nijmegen. 77 p.
- Turcek, F.T. 1961. Oekologische Beziehungen der Vögel und Gehölze. Slowakische Akademie der Wissenschaften, Bratislava. 330 p.
- Tutin, T.G. et al. 1964-1980. Flora Europaea 1-5. Cambridge.
- Ulrich, R.S. 1984. View through a window may influence recovery from surgery. Science 224: 420-421.
- Ulrich, R.S. 1996. Uitzicht op natuur vermindert stress. Arbeidsomstandigheden 72, 2: 69-71.
- Ulrich, R.S., O. Lund & J. Eltinge 1993. Effects of exposure to nature pictures on heart surgery patients. Psychophysiology 30: 57.
- Usher, M.B. 1979. Natural communities of plant and animals in disused quarries. Journal of Environmental Management 8: 223-236.
- Valentin, C. 1993. Langzame groei van aantal gifvrije gemeenten. Tuin & Landschap 15, 9: 18-19.
- Vandromme, D. 1988a. Historische schets van het stedelijk groen 1. Groenkontakt 14, 5: 218-228.
- Vandromme, D. 1988b. Historische schets van het stedelijk groen 2. Groenkontakt 14, 6: 276-282.
- Vandromme, D. 1992a. De functies en de beleving van de stedelijke groenruimte: groen versus stadsherwaardering (1). Groenkontakt 18, 4: 37-44.
- Vandromme, D. 1992b. De functies en de beleving van de stedelijke groenruimte: groen versus stadsherwaardering (2). Groenkontakt 18, 5: 35-42.
- Vandromme, D. 1992c. Groen- en recreatievoorzieningen versus vrije tijd. Groenkontakt 18, 2: 23-28.
- Vecht, J. van der 1928. Hymenoptera Anthophila, Q XIII A. Andrena. Fauna van Nederland 4: 1-144.
- Veld, B.J. 1995. Gesprekken met Prof. Dr. Victor Westhoff (3, 4). Oase 5, 2: 5-8; 5, 3: 9-12.
- Velde, J. te 1995. Meedoen in het groen. Schuyt, Haarlem. 176 p.
- Velden, D. van der 1996. Verhuist de Sleedoornpage naar de stad? Vlinders 11, 3: 4-6.

- Vera, F. 1997. Metaforen voor de wildernis. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Den Haag. 426 p.
- Verhaag, G.J.A. & G. van Tol 1984. Mogelijkheden bij onkruidbestrijding vooralsnog beperkt. *Tuin & Landschap* 6, 12: 28-29.
- Verkaik, J.-P. 1995. Jac. P. Thijsse: een leven in dienst van de natuur. Walburg Pers, Zutphen. 126 p.
- Vermij, I. 1988. Op weg naar een ander groenbeheer. Stichtse Milieufederatie, Utrecht. 88 p.
- Verschoor, M. 1999. Biodiversiteit en Nederlands beleid. *De Levende Natuur* 100, 6: 210-211.
- Vet, W., J. Spijker & J. de Vries 1997. Bewonersparticipatie bij kruidenbestrijding op openbare verhardingen. Intern rapport. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen. 24 p.+ bijlagen.
- Vingerhoets, A.C.W. 1989. Natuurlijk beheer, toekomst voor openbaar groen? *Groen* 45, 10: 13-17.
- Vink, A.P.A. 1980. Landschapsecologie en landgebruik. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht. 151 p.
- Vissers, J. & G. Verhoek 1987. Spontane opslag van houtige planten op bermen, taluds en overhoeken. Staatsbosbeheer afdeling verkeerswegen. 20 p.+ bijlagen.
- VLAM (Vlaamse Dienst voor Agro-Marketing) 1995. Voor een betere leefomgeving, bomen en struiken. *Groencontact* 21, 4: 8-9.
- Vlijm, L. & F.J. Duijnhouwer 1992. Signaaladvies natuur en milieu. Natuurbeschermingsraad, Utrecht. 28 p.
- Vlinderstichting, De 1991. Dagvlinders van de stadswallen van Naarden. Wageningen. 27 p.+ bijlagen.
- Vogel, S. 1986. Ölblumen und ölsammelnde Bienen - zweite Folge. *Lysimachia und Macropis. Tropische und subtropische Pflanzenwelt* 54. Akademie der Wissenschaften und der Literatur, Mainz; 149-312.
- Vondel, B. van der 1982. De bodemfauna van ANS (II), de kevers. *Natura* 79, 2: 30-35.
- Vonk, D.H. 1987. Opbouw en vormgeving van stedelijk bosplantsoen. *Groen* 43, 5: 26-33.
- Voorhoeve, L. 1987. Beplantingsplannen kritisch bekeken. *Tuin & Landschap* 9, 9: 26-31.
- Vos, J.G. (red.) 1992. *Natuur naast de deur*. Gemeente Zoetermeer. 64 p.
- Vos, J.G. 1986. Bodembedekkende kruiden: natuurlijke begeleiders van ons jonge bosplantsoen? *Groen* 42, 5: 42-45.
- Vries, V. de 1939. Verspreiding van bessendragende planten door vogels op de Noorzee-eilanden. *De Levende Natuur* 43, 8: 245-250.
- Wael, J. de 1983. Het gebruik van houtversnipperaars en de toepassing van houtsnippers in openbaar groen. *Groencontact* 9, 3: 70-77.
- Waelput, D. 1988. Stedebouwkundige aspecten van het groen in de stad Gent. *Groencontact* 14, 2: 78-85.
- Webb, N.R. & P.J. Hopkins 1984. Invertebrate diversity on fragmented *Calluna* heathland. *Journal of Applied Ecology* 21: 921-933.
- Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra & T. Westra 1985-1994. *Nederlandse oecologische flora* 1-5. IVN, Amsterdam.
- Werf, H. van der 1982a. De bodemfauna van ANS (I). *Natura* 79, 2: 26-30.

- Werf, H. van der 1982b. De bodemfauna van ANS (VI), de wantsen. *Natura* 79, 5: 115-118.
- Werf, S. van der 1991. Natuurbeheer in Nederland 5: Bosgemeenschappen. Pudoc, Wageningen. 375 p.
- Werger, M.J.A. & V. Westhoff 1985. Systeemoecologie, structureel. In: K. Bakker et al. (red.), Inleiding tot de oecologie. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht; 283-322.
- Werkgroep Bedreigde Muurplanten 1988. Handleiding voor bescherming van bedreigde muurplanten. Ministerie van Landbouw en Visserij, Directie Natuur, Milieu en Faunabeheer, Den Haag. 91 p.
- Westhoff, V. 1964. Gevaren en alternatieven van chemische bestrijding van planten en dieren. *Wetenschap en Samenleving* 18: 141-154.
- Westhoff, V. 1994. Introductie van inheemse plantesoorten. *Natuurhistorisch Maandblad* 83, 10: 170-174.
- Westhoff, V. et al. 1970-1973. Wilde planten, flora en vegetatie van onze natuurgebieden. Deel 1-3. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, Amsterdam.
- Westhoff, V. & A.J. den Held 1975. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen. 324 p.
- Westhoff, V. & P. Zonderwijk 1961. The effects of herbicides on the wild flora and vegetation in the Netherlands. IUCN Symposium Warszawa 15-24. VII. 1960. Brill, Leiden; 69-78.
- Westrich, P. 1989. Die Wildbienen Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart. 972 p.
- Wieren, S.E. van 1984. Grazers op de vergraste heide. *De Levende Natuur* 85, 6: 185-188.
- Wieren, S.E. van & J.J. Borgesius 1988. Evaluatie van bosbegrazingsobjecten in Nederland. RIN-rapport 88/63. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem. 133 p.
- Wijchman, G. 1986. Onderzoek naar niet-chemische onkruidbestrijding. *Tuin & Landschap* 8, 17: 16-19.
- Wingerden, W.K.R.E. van, F. Maaskamp & H. Siepel 1990. Het grasland aan de monitor: bewaking van de stikstofbelasting met behulp van insecten en spinnen. *De Levende Natuur* 91, 5: 173-178.
- Wolda, H. 1978. Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal of Animal Ecology* 47: 369-381.
- Woud, A. van der 1987. Het lege land: de ruimtelijke orde van Nederland 1798. Meulenhoff, Amsterdam. 687 p.
- Wynhoff, I., C. van Swaay & J. van der Made 1999. Veldgids dagvlinders. KNNV, Utrecht. 224 p.
- Zanden, G. van der 1982. Tabel en verspreidingsatlas van de Nederlandse niet-parasitaire Megachilidae. *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 3: 1-48.
- Zemmelink, A. 1989. Bosplantsoen met inheemse kruiden en andere aspecten van natuurlijk groen in de woonomgeving. Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenoecologie en Onkruidkunde, Adviesgroep Vegetatiebeheer. 37 p.
- Zoest, J. van (red.) 1998a. Biodiversiteit. KNNV, Utrecht. 211 p.
- Zoest, J. van 1998b. Van geveltuin tot struinnatuur. *Stad en Groen* 3. Dienst Ruimtelijke Ordening, Amsterdam. 17 p.
- Zoest, J. van 1998c. Natuur in de complete stad. In: G. van der Plas, Nieuwe openingen. Dienst Ruimtelijke Ordening, Amsterdam; 19-29.

- Zoest, J.G.A. van 1994. Landschapskwaliteit: uitwerking van de kwaliteitscriteria in de Nota Landschap. Onderzoekrapport 349. Staring Centrum, Wageningen: 334 p.
- Zonderwijk, P. 1955. De Maasheggen te Vierlingsbeek. *De Levende Natuur* 58, 7: 144-146.
- Zonderwijk, P. 1960. Enkele aspecten van het gebruik van herbiciden in Nederland. Symposium van de Koninklijke Botanische Vereniging. 16 p.
- Zonderwijk, P. 1965. Juist en onjuist gebruik van onkruidbestrijdingsmiddelen. *Natura* 62, 11: 209-214.
- Zonderwijk, P. 1969. Enkele consequenties verbonden aan het gebruik van herbiciden. *Gewasbescherming* 1: 94-98.
- Zonderwijk, P. 1969. Over de invloed van onkruidbestrijdingsmiddelen op de wilde flora en de insectenwereld. *Het loonbedrijf in land- en tuinbouw* 22, 2.
- Zonderwijk, P. 1970. Neuere niederländische Standpunkte zu Umweltschutz und Herbizid-Einsatz. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, Sonderheft 5: 101-107.
- Zonderwijk, P. 1971. Evaluatie van het gebruik van herbiciden langs wegen. *Wetenschappelijke Mededelingen KNNV* 87: 27-38.
- Zonderwijk, P. 1971. Verantwoord gebruik van onkruidbestrijdingsmiddelen in berm, sloot en beek. *Natuur en Landschap* 25, 1: 1-17.
- Zonderwijk, P. 1973. Grenzgebiete beim Einsatz von Herbiziden. *Schutz der Wildflora und Fauna. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 82: 271-285.
- Zonderwijk, P. 1973. Herbiciden in het milieu. *Waterstaat in de Provincies* 4: 9-14.
- Zonderwijk, P. 1975. Oecologische aspecten van selectieve bestrijding van onkruiden. *Gewasbescherming* 6: 107-119.
- Zonderwijk, P. 1978. Kruid of onkruid. Inaugurele rede. Landbouwhogeschool, Wageningen. 61 p.
- Zonderwijk, P. 1979. De bonte berm. Zomer en Keuning, Ede. 160 p.
- Zonderwijk, P. 1986. Biologische waarden van waterlopen. *Waterschapsbelangen* 71, april: 7-11.
- Zonderwijk, P. 1991. Leven met kruid en onkruid. Afscheidsrede. Landbouwuniversiteit, Wageningen. 31 p.
- Zonneveld, J.I.S. 1987. *Levend land; de geografie van het Nederlandse landschap*. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht. 296 p.

SAMENVATTING

Dit proefschrift gaat over openbaar groen op ecologische basis. Houtige begroeiingen zijn hierin de voornaamste componenten. De betekenis daarvan voor de kruidachtige plantensoorten en wilde bijen is onderzocht. Op basis van dit onderzoek worden richtlijnen gegeven voor het ontwerpen van houtige begroeiingen.

Inleiding (hoofdstuk 1)

In het verleden waren ten gevolge van intensief en op netheid gebaseerd groenbeheer natuurlijke elementen in de stedelijke omgeving tamelijk schaars. Tussen 1960 en 1990 werden herbiciden en andere pesticiden veelvuldig toegepast. Daardoor kwamen kruiden en wilde bijen niet of nauwelijks in houtige begroeiingen voor. Tegenwoordig voeren veel gemeenten een ecologisch groenbeheer. Dit beheer houdt rekening met natuurlijke processen. De levenscyclus van planten en dieren wordt in principe niet verstoord terwijl de biologische verscheidenheid wordt vergroot door gevarieerde milieus te scheppen, er wordt gestreefd naar een natuurlijke ontwikkeling en pesticiden worden niet toegepast. Een doorbraak in het ecologische groenbeheer manifesteerde zich pas na 1990.

De stad als ecosysteem (hoofdstuk 2)

Stedelijke groen, waaronder houtige begroeiing is onderdeel van het stedelijk ecosysteem. Als we de duurzaamheid van ecosystemen willen 'garanderen', is optimaal samenleven met andere organismen in deze ecosystemen noodzakelijk. Andere ecosystemen of het mondiale ecosysteem mogen daarvan geen schade ondervinden. Optimaal wordt hier vertaald in welzijn dat hier is gedefinieerd als: een gezond lichamelijk, geestelijk en sociaal functioneren. Veel handelingen die in de stad worden verricht zoals het omgaan met grondstoffen, afval en energie, hebben invloed op levenswijzen en bestaansvoorwaarden van mensen elders op deze aarde. Als we de bestaansmogelijkheden voor mensen in het stedelijk gebied willen verbeteren, zullen we moeten zorgen dat de abiotische factoren van het stedelijk ecosysteem worden verbeterd. Dat betekent ecologisch verantwoord handelen. Dit is dan van toepassing op houtige begroeiingen omdat ze kunnen bijdragen aan de regulatie van stromen zoals water, energie en verkeer. Houtige begroeiingen hebben een positieve invloed op gezondheid en welzijn van mensen, kunnen een bijdrage leveren aan de stedelijke natuurontwikkeling en zijn van belang voor de natuur- en milieu-educatie.

Probleemstelling en methode (hoofdstuk 3)

Zoals in hoofdstuk 2 is beschreven, zijn houtige begroeiingen belangrijk voor het stedelijk ecosysteem. Ontwerpers van de meeste begroeiingen hebben in het algemeen onvoldoende rekening gehouden met dit aspect. De doelstelling van dit proefschrift is richtlijnen en ontwerpprincipes geven die bijdragen aan de methoden voor het ontwerp van houtige begroeiingen. Hierbij ligt het accent op de kruidachtige begroeiingen en wilde bijen. De kruidachtige planten zijn de meest zichtbare componenten van

ecologische groenbeheer en bijen zijn volledig afhankelijk van stuifmeel en nectar producerende planten. Waar bloemen ontbreken, komen geen bijen voor en waar veel bijen zijn, komt doorgaans een bloemrijke vegetatie aanwezig. Bloemen beïnvloeden de esthetische kwaliteit van de woon- en werkomgeving; meestal ten gunste van menselijk welzijn. Deze betekenissen kunnen worden geïntegreerd in houtige begroeiingen.

De vraagstelling gaat in op de volgende aspecten van houtige begroeiingen: spontane ontwikkeling (hoofdstuk 4); de typologie, structuur en beeldaspecten (hoofdstuk 5, 6); de invloed van ecologisch groenbeheer voor de ontwikkeling van de kruidachtige soorten in en om houtige begroeiingen (hoofdstuk 6); de betekenis van deze kruidachtige begroeiing voor de bloembezoekende insecten, met name voor voor wilde bijen. (hoofdstuk 7) en de bijdrage die ontwerpers hieraan kunnen leveren (hoofdstuk 8).

In ca. 40 plaatsen in Nederland zijn in 1996-1998 200 plekken met houtige begroeiingen onderzocht (methode Braun-Blanquet) die ecologisch worden beheerd; 30 plekken in Arnhem zijn in 1991 volgens de Tansley-methode geïnventariseerd. De houtige begroeiingen en de proefvlakken waren zo heterogeen dat is afgezien van een statistische bewerking. Dit geldt ook voor het voorkomen van wilde bijen. Dit proefschrift beperkt zich daarom tot een kwalitatieve analyse. Aan de hand van interviews zijn gegevens verzameld over aanleg en beheer van de begroeiingen (gewoonlijk kleiner dan 0,5 ha en of smaller dan 30 m). Voor de vraag of aanplanten noodzakelijk is, zijn op ruim 100 plaatsen spontane begroeiingen van houtige soorten geïnventariseerd. Voor de inventarisatie van wilde bijen zijn ook andere plaatsen bezocht. De bijen zijn met een insectennet gevangen en met behulp van verschillende sleutels gedetermineerd.

Spontane houtige begroeiingen (hoofdstuk 4)

Houtige begroeiingen worden gewoonlijk, als vanzelfsprekend, aangelegd. Indien in meer of mindere mate natuurontwikkeling wordt beoogd, is een gedetailleerd ontwerp van de begroeiing niet steeds noodzakelijk. Aan de hand van een groot aantal voorbeelden wordt aannemelijk gemaakt, dat aanplanten niet altijd noodzakelijk is en dat men afhankelijk van de maatschappelijke context eventueel kan volstaan met gedeeltelijk aanplanten. Er blijft dan meer ruimte over voor een meer natuurlijke ontwikkeling. Zeer waarschijnlijk leveren vogels een aanzienlijke bijdrage aan de verspreiding van de zaden van houtige soorten.

Aanzet tot een typologie voor houtige begroeiingen (hoofdstuk 5)

De ontwikkeling van houtige begroeiingen kan men vaak niet volledig aan de natuur overlaten zoals dat in hoofdstuk 4 is beschreven. Specifieke functies, de maatschappelijke context en de tijdfactor maken een ontwerp voor aan te leggen begroeiingen vaak noodzakelijk. Om aan de verschillende kwaliteitseisen van de omgeving te voldoen is er een ruime keuze aan begroeiingstypen beschikbaar. Over de namen daarvan bestaat in de praktijk spraakverwarring. Aan de hand van praktijkervaring en een analyse van de Nederlandse literatuur zal een aanzet worden gegeven voor de begroeiingstypen die

het meest van toepassing zijn op het stedelijk gebied. De begroeiingen die in dit proefschrift zijn beschreven worden meestal aangeduid met de term 'bosplantsoen'. 'Bosplantsoen' is hier gedefinieerd als: 'begroeiingen die structuurkenmerken hebben van bossen en struwelen en in hoofdzaak inheemse soorten bevatten'. In deze definitie blijft de term bosplantsoen echter een verzamelbegrip voor een reeks van verschillende begroeiingstypen.

De term landschappelijke beplantingen heeft in de eerste plaats betrekking op de houtige begroeiingen van het agrarische landschap. Dit is eveneens een algemeen begrip. Gelet op de praktijk kan men stellen dat de term bosplantsoen gebruikt wordt voor aaneengesloten begroeiingen in de bebouwde omgeving van stad en dorp en landschappelijke beplanting voor het gebied dat erbuiten ligt, vaak aangeduid als buitengebied. Indien de scheiding tussen stad en land duidelijk zou zijn, zou het geen bezwaar zijn om de beide termen naast elkaar te gebruiken: binnen de stenige stadsrand bosplantsoen, daarbuiten landschappelijke beplanting. Het probleem is echter dat deze scheiding sinds enkele decennia niet meer bestaat, bovendien is de term net zo vaag als de term bosplantsoen. Meer differentiatie in de typologie voor verschillende houtige begroeiingen is daarom noodzakelijk. In dit proefschrift wordt hier een aanzet voor gegeven.

Ontwikkeling van de kruidlaag (hoofdstuk 6)

Welke plantensoorten ontwikkelen zich als we vanuit een bestaande situatie met ecologisch groenbeheer beginnen en wat is daarvan te leren voor het ontwerp? In de stad Arnhem is dat in 30 proefvlakken nader onderzocht verder is er, om een vollediger beeld te krijgen van de vestiging van plantensoorten, ook gebruik gemaakt van een aantal gegevens van andere steden. Op de volgende aspecten wordt nader ingegaan:

- a. De soorten die in de kruidlaag kunnen voorkomen,
- b. De plekken waar ze zich in de begroeiing kunnen ontwikkelen,
- c. De structuren die deze soorten kunnen vormen,
- d. De herkomst van de soorten die zich in begroeiingen vestigen,
- e. De betekenis van kruiden voor het ontwerp en voor het beheer.

In het totale onderzoek zijn in 40 gemeenten 286 hogere plantensoorten waargenomen; 258 soorten daarvan komen voor in de proefvlakken 28 soorten zijn in het kader van het onderzoek naar wilde bijen waargenomen buiten de proefvlakken, in hoofdzaak in zoomvegetatie. Voor het ontwerp kunnen verschillende aspecten van plantensoorten van belang zijn:

- a. De levensvormen (geofyten, therofyten, hemicryptofyten kunnen het beeld van de kruidlaag sterk bepalen.
- b. De standplaatsen: dit zijn de plaatsen waarin de soorten hun levenscyclus kunnen voltooien.
- c. De verspreiding van de soorten in Nederland: dit is een indicatie voor de kans op vestiging van een soort.

- d. De wijze waarop soorten zich kunnen vestigen
- e. De morfologie: structuur, kleur en geurkenmerken.

Bijen in en om houtige begroeiingen (hoofdstuk 7)

Het is aannemelijk dat ecologisch groenbeheer het voorkomen van wilde bijen aanzienlijk bevordert. De onderstaande resultaten hebben betrekking op de 26 gemeenten waar meer dan vijf soorten zijn waargenomen.

- In totaal zijn er exclusief hommels 110 soorten wilde bijen (58 polylectische, 22 mono- en 2 oligolectische soorten; 28 soorten koekoeksbijen) waargenomen.
- In 26 gemeenten werden er gemiddeld 23 soorten waargenomen.
- In deze gemeenten is op 290 locaties verzameld en dat heeft geleid tot 1471 vangsteenheden. Op 141 locaties zijn bijen talrijk waargenomen
- Op 27 locaties komen 10 of meer soorten voor
- De bijen zijn op 181 plantensoorten verzameld (alle vangsteenheden); op 38 soorten zijn minstens tien maal bijen verzameld.
- Indien er stuifmeel- en nectarplanten samen met nestgelegenheid aanwezig waren, kwamen wilde bijen in vrijwel alle stedelijke milieutypen voor.

Op plaatsen waar stuifmeel- en nectarplanten ontbreken, zijn bijen afwezig. In kruidachtige begroeiingen die te vroeg werden gemaaid, liep de bijenstand sterk terug of verdween volledig. Op plekken waar de bloei ononderbroken doorging, waren de bijen ook in de zomer talrijk. Er wordt aannemelijk gemaakt dat wilde bijen een goede graadmeter kunnen zijn om de ecologische kwaliteit van bloemrijke begroeiingen te kunnen bepalen. Als vuistregel kan men stellen dat de ecologische kwaliteit van het milieu toeneemt naarmate:

- a. De bijen uit de bovengenoemde groepen a, b en c beter vertegenwoordigd zijn;
- b. Er meer oligo- en monolectische soorten zijn;
- c. Er meer koekoeksbijen van oligolectische soorten zijn;
- d. Er meer zeldzame soorten aanwezig zijn;
- e. De populaties groter zijn;
- f. Nestgelegenheid en foerageergebied minstens een gedeelte van het vliegseizoen op hetzelfde terrein liggen.

Bloemenrijkdom in de openbare ruimte zoals we die nu kennen is voortgekomen en wordt instandgehouden door ecologisch groenbeheer. Het terugdringen van het gebruik van chemische onkruidbestrijdingsmiddelen in combinatie met ecologisch groenbeheer heeft ertoe geleid dat de bijenstand in het stedelijk gebied zich sterk heeft ontwikkeld. Voor bijen en veel andere bloembezoekende insecten moet dit beheer worden voortgezet en zonodig worden bijgesteld. Door het ontwerp kan de biodiversiteit en de ecologische kwaliteit waarschijnlijk sterk worden bevordert.

Richtlijnen voor het ontwerp (hoofdstuk 8)

Gebleken is dat de meeste stuifmeel- en nectarplanten in en om houtige begroeiingen kunnen bijdragen aan de diversiteit van de bloembezoekende insecten, in het bijzonder wilde bijen. Het voorkomen van wilde bijen is te zien als een indicatie voor de ecologische kwaliteit. Kwaliteit mag niet afhankelijk zijn van ad-hocbeslissingen of een samenloop van omstandigheden, maar moet voortkomen uit een doelbewuste actie. Ontwerpers van de groene ruimte kunnen hieraan een belangrijke bijdrage leveren. Een goede maatvoering, gecombineerd met een weloverwogen soortensamenstelling kan leiden tot een zeer geschikt milieu voor wilde bijen. Dit moet worden gekoppeld aan richtlijnen voor het (ontwikkelings)beheer. Ontwerpers kunnen daardoor een substantiële bijdrage leveren aan de biodiversiteit in houtige begroeiingen en de daarmee samenhangende ecologische kwaliteit van het stedelijk ecosysteem. Uit de praktijk is gebleken dat houtige begroeiingen die goed zijn voor bloembezoekende insecten door het overgrote deel van de mensen bijzonder worden gewaardeerd. Het bevorderen van biodiversiteit, vertaald in natuurbeelden die door het publiek kunnen worden gewaardeerd, kan op deze wijze een bijdrage leveren aan het algemeen welzijn. Het laatste zou de voornaamste doelstelling van het ontwerp moeten zijn. Hiervoor zijn in dit proefschrift richtlijnen gegeven.

SUMMARY

This thesis is concerned with ecologically managed public green spaces. Woody vegetation is an important component of such areas. The impact of woody vegetation on herbaceous plant species and wild bees is investigated. Then, guidelines are given based on the research for the design of woody plantings.

Introduction (chapter 1)

In the past, natural features were rather scarce in urban surroundings due to intensive green management which was aimed at neatness. Between 1960 and 1990, weed killers and other pesticides were repeatedly applied. As a result, herbs and wild bees were seldom found in urban amenity woodlands. Nowadays, however, many municipalities practice ecological management of their public green spaces. Such management takes into account natural processes: lifecycles of plants and animals are left basically undisturbed; biodiversity is increased as a variety of habitats is created; natural development is encouraged; and pesticides are no longer used. Ecological green management experienced a breakthrough after 1990.

The city as an ecosystem (chapter 2)

Green spaces, including woodlands, are part of the urban ecosystem. To guarantee the sustainability of that ecosystem, optimal coexistence must be sought among organisms within the system. Furthermore, other ecosystems and the global ecosystem must be left intact. 'Optimal' is interpreted here as 'well-being', which is defined as 'healthy physical, psychological and social functioning'. Numerous tasks performed in a city, such as dealing with resources, waste and energy, impact the ways of life and conditions of existence of people elsewhere in the world. One way to increase the well-being of urban dwellers is by improving the abiotic factors of the urban ecosystem. That means acting in an ecologically sound way. This applies to woodland vegetation because such vegetation helps regulate flows of water, energy and traffic. Woodland vegetation has a positive impact on people's health and well-being. It can contribute to the development of urban green spaces and is important for nature and environmental education.

The research question and method (chapter 3)

As chapter 2 described, woodland vegetation is a key feature of the urban ecosystem. Yet generally speaking, designers of such plantings have overlooked this aspect. This thesis provides guidelines and principles to improve the design of woodland vegetation. It emphasises the herb layer and wild bees, because herbaceous plants are the most visible components of ecological green management and bees are wholly dependent on pollen- and nectar-producing plants. Where flowers are lacking, there are no bees; and where many bees fly, flowery vegetation tends to be nearby. Flowers also affect the aesthetic quality of the environment, generally in favour of human well-being. These implications can be integrated into the design of woodland plantings.

The study deals with the following aspects of urban woodland vegetation: spontaneous development (chapter 4); morphological typology, architecture and image (chapters 5 and 6); impact of ecological green management on the development of herbs in and around woody vegetation (chapter 6); the importance of these herbs for flower-visiting insects, especially for wild bees (chapter 7); and the contribution of designers to these aspects (chapter 8).

In 1996–98, some 200 plots in ecologically managed woodlands were investigated (Braun-Blanquet method) at 40 sites in The Netherlands. In 1991, 30 plots in Arnhem were investigated using the Tansley method. The heterogeneity of the woodlands and plots made statistical computations infeasible. This was true for the occurrence of wild bees as well. This thesis therefore is restricted to a qualitative analysis. By means of interviews, data were recorded on layout and management of woodlands (amenity woodlands usually covering less than 0.5 ha and less than 30 m in breadth). Also inventoried were 100 places where woody vegetation had emerged spontaneously. This was to learn whether planting is indeed necessary. Other areas were visited for the inventory of wild bees. Bees were caught with an insect net and determined based on several keys.

Naturally occurring woody vegetation (chapter 4)

Woodland plantings are usually installed without much question. If habitat creation is the aim, a detailed design is not always required. As seen from the large number of woodland areas that emerges spontaneously, even planting is not always necessary. In some cases, depending on the context, partial planting might be sufficient, leaving space for a more natural development. Birds often make a large contribution in dispersing seeds of woody species.

A typology of woody vegetation (chapter 5)

Woodland development cannot always be left to nature as described in chapter 4. Purpose, social context and time constraints sometimes necessitate their design and planting. To meet the various quality requirements, a range of types of woody vegetation is available. In practice, however, confusion abounds as to species' names. Based on practical experience and an analysis of literature, this study initiates a typology of the woodland vegetation most useful in urban plantings.

The woodlands described in this thesis are mostly called 'bosplantsoen', which means 'a vegetation having architectural characteristics of (more or less natural) woodlands and scrubs and chiefly composed of native species'. This term, according to this definition, is a general concept for different woodland types. The term 'landschappelijke beplantingen' (rural woodlands or plantings) refers primarily to woody plantings in the countryside. This too is a general term. Based on actual practice, one can say that 'bosplantsoen' is mainly used for amenity woodlands within the urban setting. 'Landschappelijke beplantingen' is used for those plantings in the country and on the fringes of a city. If the dividing line between the city and the country were clear, both terms could be used without objection. The problem, however, is that clear dividing lines

have all but disappeared over the past few decades. Furthermore, both terms are intrinsically vague. More differentiation is needed in the typology of the various woody vegetation types. A first step towards such differentiation is taken in this thesis.

Development of the herb layer (chapter 6)

Which plant species become established in woodlands where ecological management has replaced a chemical weed-killing regime? In the city of Arnhem, where no chemical weed killers have been applied since 1983, 30 plots were inventoried. Records from other cities were also used to complete the picture of plant species' establishment. Five aspects were considered in some depth:

- a. species that can occur in the herb layer,
- b. places where the species can develop,
- c. architecture of the herb layer created by these plants,
- d. sources of the species that established in the woody vegetation,
- e. significance of the herbs for design and management.

In the overall survey, 286 species were recorded on plots in 40 municipalities. Outside the plots, 28 species were found during the wild bee investigation, mainly on the edges of woodlands. With respect to design, several aspects of the plant species may be important:

- a. life forms (geophyts, therophyts, hemicryptophyts, which can strongly determine the image of the herb layer),
- b. habitats (the places wherein plant species complete their lifecycle),
- c. distribution (an indication of the species' prospects for establishment),
- d. way in which the species establishes (naturally, by planting or sowing or as garden escapes),
- e. morphology (structure, colour and smell).

Bees in and around woody vegetation (chapter 7)

It seems likely that ecological green management strongly stimulates the occurrence of wild bees. The following results refer to 26 municipalities where more than 5 species were caught.

- A total of 110 species were caught, bumble bees excluded (58 polylectical, 22 monolectical, 2 oligolectical and 28 parasitical (cuckoo) species).
- In 26 municipalities, an average of 23 species was recorded. In these municipalities, bees were caught at 290 sites resulting in 1471 records.
- At 141 sites, bees occurred frequently and at 27 sites more than 10 species were found. The bees were caught on 181 plant species, 38 of these with more than 10 records.
- Where pollen- and nectar-producing plants were found alongside nesting places, wild bees did occur in most urban habitats. In places where these plants were lacking, bees were absent. In vegetation mowed too early, bees

seemed to disappear completely or their numbers were greatly diminished. In places where flowering was uninterrupted, wild bees tended to occur in the summer as well.

It then seems plausible that wild bees are a sound indicator of the ecological quality of flowery vegetation. As a rule of thumb, the ecological quality of the habitat can be seen to improve with the increased occurrence of the following:

- a. polylectical, monolectical, oligolectical and parasitical species,
- b. parasitical species of monolectical and oligolectical species,
- c. rare species,
- d. abundant bee populations,
- e. nesting places and food resources in the same habitat.

The abundance of flowers that is currently found in public green spaces is a result of ecological green management. Reduced use of chemical herbicides together with ecological green management has also been a key factor in the vigorous resurgence of bee populations in urban settings. For bees and other flower-visiting insects this management must be continued and refined when necessary. Both biodiversity and ecological quality will likely be greatly enhanced by appropriate design of woodland plantings.

Guidelines for design (chapter 8)

Most pollen- and nectar-producing plants in and around woody vegetation contribute to diversity of flower-visiting insects, especially wild bees. In fact, the occurrence of wild bees can be considered evidence of sound ecological quality. Maintenance of this quality should not depend on caprice or ad hoc decisions. Rather, it must result from resolute action. Landscape designers have an important role to play here. Appropriate choice of planting dimensions, together with well thought out selection of plant species, can result in thriving habitats for wild bees. Design must also be linked to guidelines for maintenance and plans for future development. Designers can make substantial contributions to biodiversity in woodlands and the associated ecological quality of urban ecosystems. Woody vegetation has been shown to attract flower-visiting insects and, moreover, it is highly appreciated by most people. Therefore, fostering biodiversity, as expressed in natural features that are appreciated by the public, can contribute to populations' general well-being. This latter should be the main purpose of the designer. For this, guidelines are provided in this thesis.

BIJLAGEN

1. Overzicht van terreinen waar spontane houtige begroeiing is waargenomen
2. Inventarisatie van de beplanting in Vredenburg te Arnhem (Koster 1998a)
3. Overzicht van kruidachtige soorten na het staken van de chemische onkruidbestrijding in vijf gemeenten
4. Overzicht van kruidachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a)
5. Samenvatting van ecologisch beheer van beplantingen (Koster 1998a)
6. Boom- en struiklaag in min of meer olopemde bedekking in tientallen % (Koster 1998a)
7. Levensvormen van de waargenomen soorten (Koster 1998a)
8. Overzicht van de waargenomen wilde bijen in het stedelijk groen (Koster 2000b)
9. Overzicht van het aantal soorten bijen en vangsteenheden per gemeente (Koster 2000b)
10. Overzicht van de milieutypen waar wilde bijen zijn waargenomen (Koster 2000b)
11. Overzicht van de milieus van wilde bijen per soort (Koster 2000b)
12. Overzicht van de plantensoorten met minstens tien vangsteenheden
13. Overzicht van de soortnamen
14. Algemene legenda

Bijlage 1. Overzicht van terreinen waar spontane houtige begroeiing is waargenomen.

PLAATS	TERREINTYPE	DATUM	BEGROEIINGSTYPE	WAARGENOMEN SOORTEN	DOC.
Amersfoort: De Haar bij De Groep	verlaten spoorbaan	1950	bosstrook	Beuk, Ruwe berk, Wilde lijsterbes, Zomereik (dominant), Zwarte els	dia's, data
Amsterdam: Bretenzone	braakliggend industrieterrein		bos- en struweelvorming; Wilg dominant	Berk, Boswilg, Braam, Duindoornstruweel, Eensijligge meidoorn, Es, Gelderse roos, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Gladde iep, Grauwe wilg, Hazelaar, Hondstroos, Karwilg, Populier, Rimpelroos, Schierwilg, Wegedoorn, Wilde liguster, Wilde lijsterbes	dia's
Amsterdam: Duitvendrecht	braakliggend bouwterrein	1985	bosvorming	Ruwe berk (dominant), Grauwe wilg, Schierwilg, Zwarte els	dia's
Amsterdam: Sloterdijk	braakliggend terrein		bos- en struweelvorming; Wilg dominant	Boswilg, Braam, Duindoornstruweel, Es, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Gladde iep, Grauw wilg, Hondstroos, Karwilg, Meidoorn, Rimpelroos, Rode kornoelje, Schierwilg, Wilde kardinaalsmuts, Wilde liguster, Wilde lijsterbes, Witte kornoelje, Zomereik	dia's
Apeldoorn	verlaten spoorwegemplacement	1980	bosje op en rond loswal	Amerikaanse vogelkers, Boswilg, Coronaster, Ruwe berk	dia's, data
Arnhem: Slochtenweg	braakliggend terrein		bosvorming	Boswilg, Eensijligge meidoorn, Gewone esdoorn, Hondstroos, Robinia (dom), Ruwe berk, Schierwilg (talrijk)	dia's
Arnhem: Zeesingel	braakliggend terrein	1990	bosvorming	Amerikaanse vogelkers, Boswilg, Braam, Canadese populier, Eensijligge meidoorn, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Hondstroos, Ruwe berk, Vogelkers, Zomereik	dia
Arnhem: Meinerswijk	verlaten steenfabriek		bos- en struweelvorming	Amerikaans krentendoompje, Amerikaanse vogelkers, Anandwilg, Beuk, Boszrak, Boswilg, Eensijligge meidoorn, Es, Gelderse roos, Gewone esdoorn, Gladde iep, Grauwe wilg, Haagbeuk, Hazelaar, Hondstroos, Noorse esdoorn, Peer, Ratelpopulier, Rode kornoelje	dia's, lit
Assen woonwijk	eland in vijver		bosje	Grauwe wilg, Ruwe berk	dia
Assen woonwijk	ven, geïntegreerd in woonwijk		bos- en struweelvorming	Grauwe wilg, Karwilg	dia's
Assen: woonwijk	Vijvers		struweelvorming	Grauwe wilg, Ruwe berk	dia's
Berlijn	verlaten spoorwegemplacement	1945	bos- en struweelvorming	Robinia, Hemelboom (zie referenties 4, 2, 4)	dia's
Besc: Wilhelminakanaal	kanaalovers en taluds		struweel	Braam, Brem, Eensijligge meidoorn, Grauwe wilg, Hondstroos, Ruwe berk, Zomereik, Wilde lijsterbes	dia's, data

Bijlage 1. Overzicht van terreinen waar spontane houtige begroeiing is waargenomen.

PLAATS	TERREINTYPE	DATUM	BEGROEIINGSTYPE	WAARGENOMEN SOORTEN	DOC.
Breda	Geluidswal	1995	bosje in ontwikkeling (gepland)	Boswiltg, Brem, Grauwe wiltg, Ruwe berk, Schierwiltg, Zwarte els	doc.
Breda	parkstrook met eilandjes	1991	bosje in ontwikkeling (gepland)	Boswiltg, Brem, Grauwe wiltg, Ruwe berk, Schierwiltg, Zwarte els	doc.
Breda: Hoogveld	Industrieterrain	1995	bosje in ontwikkeling (gepland)	Boswiltg, Brem, Canadese populier, Grauwe wiltg, Ruwe berk, Schierwiltg, Zwarte els	doc.
Breda: Rijnauwenstraat	poel	1995	singel (gepland)	Boswiltg, Grauwe wiltg, Geoorde wiltg, Zwarte els	doc.
Brunnen-Zuiphen	spoorberm en -greppel		bos- en struweelvoorming	Brem, Es, Gelderse roos, Gewone vlier, Grauwe wiltg, Hondsr Roos, Kardinaalsmust, Eenstijlige meidoorn, Rode kornoelje, Sleedoorn, Vogelkers, Zomereik, Zwarte els	dia's, data
Capelle aan de IJssel	braakliggend terrain		bosvoorming	In hoofdzaak wilgen	dia
De Haar	Spoorberm		bremstruweel	Brem	dia's
Den Heider	Fortificatie		struweel	Appel, Duintdoorn, Eenstijlige meidoorn, Egelandier, Gewone vlier, Hondsr Roos, Kruipwiltg, Rimpelroos, Schierwiltg, Sleedoorn, Wilde liguster, Zomereik, Zwarte els	dia's, data
Diemen: Dienenzeedijk	opgespoten en braakliggend terrein		bos- en struweelvoorming	Eenstijlige meidoorn, Es, Gewone vlier, Karwiltg, Ruwe berk, Schierwiltg, Witte kornoelje	dia's
Dordrecht: Merwelanden	Oeverzone		wilgenstruweel en -bos	In hoofdzaak wiltg, plaatselijk Es en Zwarte els	dia
Draachen: De Lange West	braakliggend terrein		opslag	Boswiltg, Braam, Eenstijlige meidoorn, Es, Gewone vlier, Hondsr Roos, Lep, Karwiltg, Ruwe berk, Spaanse aak, Zoete kers, Zomereik	dia
Driebergen	terrein voormalige vleesfabriek		opslag	Bittere wiltg, Boswiltg, Brem, Gewone esdoorn, Grove den, Razelpopuliet, Robinia, Witte abeel, Karwiltg (Koster 1989 p. 64)	dia, data
Ede	Spoorberm		bremstruweel	Brem nussen de beplanting	dia
Ede: Ginkel	Heideterrein		bosvoorming	Grove den, Ruwe berk	dia's
Ede: Hazepad	bermrandels		gaspeldoornstruweel	Gaspeldoorn	dia's
Ede: Plaaken Warmbuis	Heideterrein		opslag	Grove den	dia's

Bijlage 1. Overzicht van terreinen waar spontane houtige begroeiing is waargenomen.

PLAATS	TERREINTYPE	DATUM	BEGROEINGSTYPE	WAARGENOMEN SOORTEN	DOC.
Eijsden	verlaten spoorwegemplacement		bosvorming	Berk, Boswilg, Brem, Eenslijlige meidoorn, Hondstroos, Robinia, Zomereik, Vlier (Koster 1985)	doc.
Emmen: Emmerschans	zandafgraving (gat van Jansen)		bos- en struweelvorming	Appel, Berk, Braam, Brem, Eenslijlige meidoorn, Grauwe wilg, Knipwilg, Rarepopulier, Rimpelkoois, Robinia, Sporkhout, Wilde lijsterbes, Wilde kamperfoelie, Zomereik, Zwarte els	dia's, data
Emischer Park Duitsland	verlaten industriecomplex		bosvorming	Boswilg, Coroneaster, Gewone vlier, Populier, Ruwe berk, Vogelkers, Zwarte els	dia's
Eygelshoven	Mijnsteenberg		berkenbos	Ruwe berk	dia
Eygelshoven	verlaten spoorwegemplacement		bosvorming	Boswilg, Ruwe berk, Robinia	dia
Geldrop: Kleine Dommel	park		bosvorming, onder boomweide	Es, Gelderse roos, Grauwe wilg, Schierwilg, Vogelkers, Wilde kamperfoelie, Wilde lijsterbes, Zomereik, Zwarte els (Koster 1998a)	dia's, data
Gietman N 33 Assen-Gieten	berm		bos- en struweelvorming	Braam, Brem, Gecoorde wilg, Grove den, Rarepopulier, Ruwe berk	
Gulpen	Grasland		struweel	Hondstroos, Rode kornelje, Wilde kardinaalsmuis	dia's
Heerenveen-Akkrum	spoorberm en buitenberm		bos- en struweelvorming	Onder meer: Grauwe wilg, Wilde lijsterbes, Zachte berk, Zomereik, Zwarte els	dia's, data
Herzogenrath	Mijnsteenberg		bosvorming	Ruwe berk	dia's
Jsschmonde	dicht en ruig grasveld		opslag	Ruwe berk, Zwarte els	dia
Kerkade-West	verlaten spoorwegemplacement	1980	bosvorming	Amerikaanse elk, Appel, Boswilg, Eenslijlige meidoorn, Es, Gewone esdoorn, Grauwe wilg, Grauwe abeel, Robinia, Ruwe berk, Wilde lijsterbes, Zomereik	dia's, data
Leerdam	braakliggend terrein		bosvorming	Gewone esdoorn, Schierwilg, Ruwe berk	dia
Leiden: Park Cronstein	park (op eiland)	1980	bosje	Gelderse roos, Grauwe wilg, Ruwe berk, Schierwilg, Sporkhout, Wilde lijsterbes, Zwarte els	dia

Bijlage 1. Overzicht van terreinen waar spontane huidige begroeiing is waargenomen.

PLAATS	TERREINTYPE	DATUM	BEGROEIINGSTYPE	WAARGENOMEN SOORTEN	DOC.
Maarn	Zandafgraving		bosvorming	Amerikaans kretenboompeupel, Amerikaanse elk, Amerikaanse vogelkers, Boswilg, Bren, Gewone vlier, Grauwe wilg, Harenspoormeidoorn, Hondstroos (inclusief Rosa dumalis), Robinia, Ruwe berk, Sporkenhout, Wilde lijsterbes, Zomereik	data
Maastricht	spoorloot		struweel	Grauwe wilg	dia
Maastricht: Boscher veld	verlaten spoorwegemplacement		struweel	Boswilg, Eensijlig meidoorn, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Gladde iep, Hondstroos, Sleedoorn, Robinia, Ruwe berk, Vlinderstruik (dominant), Vogelkers	dia's
Maastricht: Grensmasgebied, Hooger Bampd	Natuurontwikkelingsgebied		bos- en struweelvorming	Eensijlig meidoorn, Es, Gewone vlier, Hondstroos, Ruwe berk, Sleedoorn, Vogelkers	dia, lit
Maastricht: Heerdeveeg	draakliggend terrein		singel	Boswilg, Braam, Eensijlig meidoorn, Es, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Rode kornoelje, Zomereik	dia
Maastricht: Hoge Fronte	Vestingswerk		bos- en struweelvorming	Bosrank, Boswilg, Es, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Hondstroos, Iep, Eensijlig meidoorn, Robinia, Rode kornoelje, Vlinderstruik, Wilde lijsterbes, Zomereik, Zoete kers, Zwarte els	dia's, lit
Munterdan	Natuurpark	1995	opslag	Ruwe berk, Zwarte els	dia's, data
Nederlandse spoorwegen	bermen en greppels		natie bossen en struwelen	Koster 1991	
Nederlandse spoorwegen	bermen en taluds		Eurosiertische doornstruwelen	Koster 1991	
Nederlandse spoorwegen	bermen en taluds		struweel	Bramstruwelen (Koster 1991)	
Nieuwegein: Verhoefveeg	poel bij kruispunt		opslag	Canadase populier, Grauwe wilg, Karwilg, Schierwilg, Zwarte els	dia's, data
Nuth	verlaten spoorwegemplacement	1980	bosvorming	Ruwe berk	dia's, data
Oldenzaal	verlaten spoorwegemplacement		bosvorming op en rond losval	Ruwe berk	dia's
Postbank	Heideterrein		opslag	Grove den, Ruwe berk, Wilde lijsterbes, Zomereik	dia's
Reinierstok	verlaten spoorwegemplacement		bossstrook	nieuw genoteerd (ca. 10-15 soorten, hellingbosachtig)	dia
Rhenen: Blauwe Kamer	verlaten steenfabriek		bos- en struweelvorming	Boswilg, Gewone vlier, Schierwilg,	dia's

Bijlage 1. Overzicht van terreinen waar spontane houtige begroeiing is waargenomen.

PLAATS	TERREINTYPE	DATUM	BEGROEIINGSTYPE	WAARGENOMEN SOORTEN	DOC.
Rhacen: Kwintelooyen	Zandafgraving		bos- en struweelvorming	Amerikaanse vogelkers, Beuk, Boswilg, Braam, Brem, Geoorde wilg, Grauwe wilg, Hondstroos, Kruidwilg, Rietpopulier, Ruwe berk, Schietwilg, Sporkelhout, Wilde lijsterbes, Zomereik	dia's, data
Rhacen: pad langs de Grit	greppel en berm	1988	singel	Gelderse roos, Geoorde wilg, Grauwe wilg, Karwilg, Rietpopulier, Ruwe berk, Schietwilg, Zwarte els	dia's, data
Rhacen-de Haar	spoorbem en -greppels		singel, struweel	Amerikaanse vogelkers, Boswilg, Brem, Gelderse roos, Geoorde Wilg, Gewone vlier, Grauwe wilg, Hondstroos, Meidoorn, Rode kornoelje, Ruwe berk, Sleedoom, Sporkelhout, Wilde lijsterbes, Wilde kamperfoelie, Zomereik	doc.
Rijswijk: Wilhelmnapark	natuurruin	1985	bosje	Sruinlaag 70% (Inclusief opslag en zaailingen) aangepant: Bitere wilg, Boswilg, Zwarte els (60%) Spontan: Coonaster, Dauwbram, Eensijlige meidoorn, Es, Gewone vlier, Rode kornoelje, Rosa spec, Spaanse aak, Vogelkers, Sporkelhout, Wegendoorn	doc.
Rotterdam: Botlek	braakliggend industrieterrein		struweel	Rimpelroos, Sleedoom	dia's
Rotterdam: De Esch	Natuurontwikkelingsterrein		bos- en struweelvorming	Eensijlige meidoorn, Gewone vlier, Hondstroos, Schietwilg	dia's
Rotterdam-Centrum	spoorwegdriehoek (Diergaard Blijdorp)		bosvorming	Braam, Brem, Gewone vlier, Hazelaar, Ruwe berk (dominant), Wilde lijsterbes, Zomereik, diverse wilgen	doc.lit.
Scheveningen	taluds afzettingkanaal		struweel	Eensijlige meidoorn, Grauwe wilg, Zomereik	dia
Schiedam	katholieke begraafplaats		bosvorming	Berkenopslag	
Schiedam	terrein, voornamig slachthuis		bosvorming	Braam, Gewone esdoorn, Karwilg, Ruwe berk, Schietwilg, Spaanse aak	dia's
Simpelveld	verlaten spoorwegemplacement	1980	bos- en struweelvorming	Boswilg, Braam, Brem, Eensijlige meidoorn, Es, Gewone vlier, Hondstroos (inclusief Rosa dumalis), Rode kornoelje, Ruwe berk, Schietwilg, Viltroos, Zomereik	dia's, data
Sliedrecht	Oude Haven		bosje	Gewone esdoorn, Schietwilg	dia
Sneek	Spoordok		bosvorming	Eensijlige meidoorn, Es, Gewone vlier, Grauwe wilg, Schietwilg, Wilde kamperfoelie, Zwarte els	dia's, data
Stavoren	verlaten spoorwegemplacement		struweel	Duindoorn, Gewone vlier, Rimpelroos (Koster 1985)	doc.

Bijlage 1. Overzicht van terreinen waar spontane houtige begroeiing is waargenomen.

PLAATS	TERREINTYPE	DATUM	BEGROEINGSTYPE	WAARGENOMEN SOORTEN	DOC.
Suuteren	verlaten spoorwegemplacement		bosvorming	Brem, Ruwe berk, Zomereik	doc.
Utrecht: Uithof	braakliggend terrein		bosje	Ruwe berk, Schierwilg, Zwarte els	dia
Utrecht-Centrumpark	braakliggend terrein		bosvorming	Gewone esdoorn, Gewone vlier, Schierwilg, Zwarte els	dia
Veenendaal A 12	oever afwateringsbont	1994	singel	Zwarte els als pioniervegetatie	dia's, data
Veenendaal: (Groenevelden: Surfmeer)	opgespoten en braakliggend terrein	1982	bos- en struweelvorming	Amerikaans krentenboompje, Amerikaanse vogelkers, Boswilg, Braam, Brem, Es, Gele kornoelje, Geoorde wilg, Grauwe wilg, Grove den, Hazelaar, Hondstroos, Karwig, Ruwe berk, Schierwilg, Viltroos, Wilde ijssterbes, Witte kornoelje, Zoete kers, Zwarte els	dia's, data
Veenendaal: Grote Beer	elandje in vijver	1995	bosje	Zwarte els (dominant)	doc.
Veenendaal/Rondweg-West (=Rheenen)	groene, voormalige heidestrook		bosvorming	Amerikaans krentenboompje, Amerikaanse vogelkers, Brem, Grauwe wilg, Grove den, Radelpopulier, Ruwe berk, Sporkelhout, Wilde ijssterbes, Zomereik	dia's data
Veenendaal-Centrum	braakliggend perceel	1992	bosje	Amerikaanse vogelkers, Boswilg, Gewone vlier, Grauwe abeel, Robinia, Ruwe berk, Vlinderstruik	dia
Veenendaal-Centrum (Verlaar)	braakliggend terrein voormalig woonhuis	1996	opslag	Boswilg, Chamaecyparis lawsoniana, Coronaster, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Haagbeuk, Hulst, Ruwe berk	dia
Veenendaal West	vijverkanten Groene Lob	1996	singelvorming	Ruwe berk, Wilg, Zwarte els,	dia
Weelde-Baard Nassau	verlaten spoorwegemplacement		bosvorming	Amerikaanse elk, Amerikaanse vogelkers, Boswilg, Brem, Eenstijlige meidoorn, Gelderse roos, Geoorde wilg, Grauwe wilg, Robinia, Ruwe berk, Schierwilg, Smeurwbes, Sporkelhout, Wilde ijssterbes, Wilde kamperfoelie, Witte abeel, Zomereik, Zwarte els	dia
Wijne-Elis	Spoorwegtrabds		bosvorming	Bosrank, Boswilg, Eenstijlige meidoorn Es, Gelderse roos, Gewone vlier, Haagbeuk, Hazelaar, Hondstroos, Robinia, Rode kornoelje, Ruwe berk, Sreedoorn, Vogelkers, Wilde hardinaalmsmus, Zoete kers, Zomereik, Zwarte els	dia's, data
Winterswijk: Borkense Baan	verlaten spoorbaan			Boswilg, Brem, Geoorde wilg, Grauwe wilg, Hondstroos, Ruwe doelbark, Sporkelhout, Wilde kamperfoelie, Wilde ijssterbes, Zomereik (Koster 1991)	doc. lit.

Bijlage 1. Overzicht van terreinen waar spontane houtige begroeiing is waargenomen.

PLAATS	TERREINTYPE	DATUM	BEGROEIINGSTYPE	WAARGENOMEN SOORTEN	DOC.
Woerden	braakliggend bouwterrein		wilgenbos	Schietwilg, Vlienderstruik, Zwarte els	dia, data
Wolferze	spoorwegrahds		breemstruweel	Brem, Ruwe betk, Wilde lijsterbes, Zomereik	dia
Zaandam: Vijfhoekpark	dichte grasmat		opslag	Zwarte els talrijk ondanks begrazing Schoorse Hooglanders	dia
Zeist: De Dreef	brede bermstrook	1968	bos- en struweelvorming	Brem, Grove den, Ruwe betk, Zomereik (Koster 1998a)	dia's, data
Zoetermeer	berg (voormalige puinstort)		in ontwikkeling, ruige	Braam, Gewone vlier, roos	dia
Zoetermeer	natuurbos	1970	moerasbos	Wilgen en Zwarte els	dia
Zoetermeer	achter het Burgemeester van Tuyl-sportpark		struiklaag populierenbos	Coronaster, Eenstijlige meidoorn, Els, Es, Gelderse roos, Gewone esdoorn, Gewone vlier, Rode kornoelje, Spaanse aak, Wilde liguster, Zomereik (Prins 1997)	dia's
Zoetermeer: Oostweg	middenberm	1970	struweel en bossies	Wilde liguster, Zomereik (Prins 1997)	dia's, data
Zoukamp: Rendiep	weiland (koetenland)		struweelvorming	Appel, Braam, Eenstijlige meidoorn, Es, Gewone vlier, Grauwe wilg, Hanenspoornmeidoorn, Hondstroos, Karwilg, Rode kornoelje, Schietwilg, Spaanse aak, Wilde liguster, Wilde lijsterbes, Witte kornoelje	dia
Zwolle: Centrum	verlaten fabrieksterrein		bosvorming	Meidoorn	dia's, doc.

De datum is bij benadering opgegeven, dia = beelden zijn op dia vastgelegd, lit = eveneens literatuuropgaven; doc. = overige documenten

Bijlage 2. Inventarisatie van de beplanting in Vredenburg te Arnhem (Koster 1998a)

loc.	heestertak	oppervlak in	hoogte in	bedekking	grootblaat	total	a. kruidlaag	b. zoom	c. gras	d. nierte
01	Spiraea + Sneeuwbes	500	1-2	25	rand/zoom	36	2	5	14	
02	Rimpelroos	450	1-2	70-90	integral	73	9	10	13	6
03	Spiraea	900	1.5-2	60-80	rand/zoom	28	3	4	6	
04	Cotonaster	150	1-2	80-100	rand/zoom	27	3	4	10	2
05	Mahonia	300	1,00	5-10	rand/zoom	34	6	5	9	4
06	Cotonaster	200	1-2	50-80	rand/zoom	30	3	7	12	1
07	gemengd	350	1-2	30-40	integral	45	8	6	14	1
08	Cotonaster	400	2	50-80	integral	39	4	8	15	
09	gemengd	600	1-2	50	integral	33	9	6	9	
10	Rimpelroos	300	1-2	50-75	integral	39	6	12	7	6
11	gemengd		1-4	60-80	integral	38	6	6	11	
12	gemengd	2000	1-3	5-10	integral	30	6	4	11	
13	gemengd	550	1-2	40-50	rand/zoom	38	6	8	6	2
14	gemengd	900	2-10	10-20	rand/zoom	39	8	10	7	
15	Rimpelroos	250	1-2	10-20	rand/zoom	31	3	6	9	3
16	gemengd	550	1-3	2-5	rand/zoom	35	2	6	9	
17	gemengd	1000	3-4	3	rand/zoom	33	4	6	10	
18	gemengd	500	2-3	2-5	rand/zoom	17	3	2	6	
19	Cotonaster	120	1-2	90	integral	21	3	3	4	
20	Cotonaster	120	1-2	50-80	integral	22	4	2	5	
21	gemengd	700	1-3	15-25	rand/zoom	37	9	4	7	1
22	Cotonaster	650	1-2	30-50	rand/zoom	27	7	2	5	
23	Cotonaster	350	1-2	5	rand/zoom	19	4	2	5	
24	Rimpelroos	150	1-2	50-60	integral	35	3	10	8	8
25	Cotonaster	1000	1-3	40-60	integral	37	4	5	11	2
26	Rimpelroos	250	1-2	60-80	integral	30	3	3	6	1
27	gemengd	200	1	5	rand/zoom	22	2	1	6	
28	gemengd	250	1-2	50-70	integral	39	2	9	11	
29	Spiraea	550	1-2	5-10	rand/zoom	30	1	3	11	
30	gemengd	300	1-3	5-10	rand/zoom	36	5	8	9	1

Legenda: a-f corresponderen met de indeling van tabel 4-7 (6-3); Loc. num. = nummer in Koster 1998a; Voor het overzicht van de soorten zie bijlage 3.

Bijlage 3. Overzicht van kruidachtige soorten na het staken van de chemische onkruidbestrijding in vijf gemeenten gerangschikt naar ecologische groep (koster 1998a)

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Ecologische groep	BL	n/s	r/+ Am	o Am	f Am	a Am	tot Am	Utr	Bos	Bre	Vee
Pinus	<i>Junus effusus</i>	G27 R27	sc	n/s							X	X	X
Peen	<i>Daucus carota</i>	G43 G47tr G63 G67	bl	n/s		1			1				
Rood zwenkgras	<i>Festuca rubra</i>	G43 G47 G62 G63 G67							9	X		X	
Gewone rollaver	<i>Lolium complanatum</i>	G43 G47 G63 G67	bl	n/s		1			1				
Wilde marjolein	<i>Origanum vulgare</i>	G43 G47tr	bl	n/s	1				1				
Flon gras	<i>Agrostis stolonifera</i>	G47									X	X	X
Gewoon barbakruid	<i>Barbarea vulgaris</i>	G47	bl	n/s		1			1				
Akkerkloofje	<i>Campannula rapunculoides</i>	G47	bl	n/s		2			2				
Gewone brunel	<i>Prunella vulgaris</i>	G47	bl	n/s		5			5				X
Veldzuring	<i>Rumex acetosa</i>	G47	bl	n/s		11			11	X	X	X	X
Glanshaver	<i>Arrhenatherum elatius</i>	G47 G48							2				X
Madeliefje	<i>Bellis perennis</i>	G47 G48	bl	n/s		8			8	X		X	X
Pinksterbloem	<i>Cardamine pratensis</i>	G47 G48	bl	n/s		11		1	12	X		X	X
Scherpe boerbloem	<i>Ranunculus acris</i>	G47 G48	bl	n/s	1	14			15				
Rode klaver	<i>Trifolium pratense</i>	G47 G48	bl	n/s		6			6	X		X	
Veenwortel	<i>Pericaria amphibia</i>	G47 G48				1			1	X		X	X
Gewone smeerwortel	<i>Symphitum officinale</i>	G47 G48	bl	n/s		4			4	X		X	X
Witte klaver	<i>Trifolium repens</i>	G47 G48	bl	n/s	2	9			11	X	X	X	X
Fluiterkruid	<i>Anthriscus sylvestris</i>	G47 G48 R48 H47 H48	bl	n/s		14	1		15	X	X	X	X
Zachte dravik	<i>Bromus hordeaceus</i>	G47 G48 G67 G68				10	11		21	X	X	X	X
Klein streepzaad	<i>Crepis capillaris</i>	G47 G48 G67 G68	bl	n/s								X	X
Zachte ooeivaarsbek	<i>Geranium mole</i>	G47 G48 G67 G68							9	X	X	X	X
Hondsarief	<i>Glechoma hederacea</i>	G47 G48 G67-68 H47-69	bl	n/s		9	6	5	20	X	X	X	X
Gestreepte wipbol	<i>Holcus lanatus</i>	G47 G48 H47				1			1	X	X	X	X
Valdebemidgras	<i>Poa pratensis</i>	G47 G48 G63 G67 G68	bl	n/s		5			5				X
Vijfvingerkruid	<i>Potentilla reptans</i>	G47 G48 G67	bl	n/s					5				X
Kruiperde boerbloem	<i>Ranunculus repens</i>	G47 G48 H48	bl	n/s		12	1		13	X	X	X	X
Gewone paardbloem	<i>Taraxacum officinale</i>	G47 G48 G68	bl	n/s		3	7	11	22	X	X	X	X

Bijlage 3. Overzicht van kruidachtige soorten na het staken van de chemische onkruidbestrijding in vijf gemeenten gerangschikt naar ecologische groep (koster 1998a)

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Ecologische groep	BL	n/s	r/+	Am	o Am	f Am	a Am	tot Am	Ur	Bos	Bre	Vee
Zachte wirbol	Holcus mollis	G47 G61 G67 H47										X		X
Gewoon tuzenblad	Achillea millefolium	G47 G67	bl	n/s			11					X	X	X
Kleine oeveraartsbek	Geranium pusillum	G47 G67		n/s								X	X	X
Gewone margriet	Leucanthemum vulgare	G47 G67	bl	n/s			9							X
Hopklaver	Medicago lupulina	G47 G67		n/s										X
Gele moergenster	Tragopogon pratensis	G47 G67	bl	n/s			3							X
Gewoon struisgras	Agrostis capillaris	G47 G67												X
Kraalroot	Allium vineale	G47 G67 H69					6					X		X
Vlasbekje	Linaria vulgaris	G47 G67 R47 R67	bl	n/s			3							X
Penningkruid	Lysimachia nummularia	G47 H47	bl				1							X
Vogelwiltje	Vicia cracca	G47 R47	bl	n/s			8							X
Gevlekte dovenetel	Lamium maculatum	G47 R47 H47	bl	n/s			4							X
Groot streepraad	Crepis biennis	G47kr	bl	n/s			2		1					
Wilde cichorei	Cichorium intybus	G47kr G48	bl	n/s			1							
Gewone hoornbloem	Cerastium fontanum	G48	bl		16							X		X
Ruw beerndgras	Poa trivialis	G48			4p		7		5		1	X	X	X
Fagels ruzigras	Lolium perenne	G48 G68					1		3		3	X	X	X
Kropaar	Dactylis glomerata	G48 H48					11		1			X	X	X
Gewoot kaasjeskruid	Malva sylvestris	G48 R48	bl	n/s			1							X
Gewoon berkenklauw	Hieracium sphondylium	G48 R48 H48	bl	n/s			13					X	X	X
Witte dovenetel	Lamium album	G48 R48 H48	bl	n/s			2					X	X	X
Ridderzuring	Rumex obtusifolius	G48 R48 H48	st				5					X	X	X
Kweveik	Elytrigia repens	G48-68 R48-68	st				1							X
Dicht hawkskruid	Hieracium vulgatum	G62 G47 H62	bl	n/s			1							X
Gewoon bijgekruid	Hypochaeris radicata	G62 G63 G67	bl	n/s			1					X	X	X
Sint-janskruid	Hypentem perforatum	G67	bl	n/s			3							X
Tuinjadspenning	Linaria amara	H (H47 H48)	bl	n/s			18		3		2			X
Schijnhaarbei	Potentilla indica	H (H47 H48)	bl				7		1					X

Bijlage 3. Overzicht van kruidachtige soorten na het staken van de chemische onkruidbestrijding in vijf gemeenten gerangschikt naar ecologische groep (koster 1998a)

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Ecologische groep	BL	n/s	r/+	Am	o	Am	f	Am	a	Am	tot	Am	Ur	Bos	Bre	Vee	
Bosveldkers	<i>Cardamine flexuosa</i>	H27 H28	bl					2											X
Rankeende helmbloem	<i>Cerastopogon claviculata</i>	H41 H61																	
Prachtklokje	<i>Campanula persicifolia</i>	H43	bl	n/s		1		4											
Ruig klokje	<i>Campanula trachelium</i>	H43	bl	n/s		1		1											
Bosveegee-mij-nietje	<i>Myosotis sylvatica</i>	H43	bl	n/s		6		6											
Kleine kaardenbol	<i>Dipsacus pilosus</i>	H43 H47	bl	n/s		2		2											
Lievrouwwedestro	<i>Galium odoratum</i>	H43 H47	bl			1		1											
Gale dorvenstel	<i>Lamstrum galicoides</i>	H43 H47	bl	n/s		5		5											
Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i>	H43 H47 H63 H69	bl	n/s		6		6		3									
Koninginnenkruid	<i>Eupatorium cannabinum</i>	H47	bl	n/s		2		2											
Hop	<i>Humulus lupulus</i>	H47	bl			1		1											
Maarts viooltje	<i>Viola odorata</i>	H47	bl	n/s		11		11		2									
Speenkruid	<i>Ranunculus ficaria</i>	H47 H48 G48	bl	n/s		10		5		5									
Loek-zonder-loek	<i>Alliaria petiolata</i>	H47 H48 H69	bl	n/s		21		6		3									
Dolle kerrel	<i>Chaerophyllum temulum</i>	H47 H48 H69	bl	n/s		2		2											
Brede weesperchis	<i>Epipactis helleborine</i>	H47 H63 H69	bl	n/s															
Robertskruid	<i>Geranium robertianum</i>	H47 H69	bl	n/s		8		8											
Akkerkool	<i>Lapsana communis</i>	H48 P48	bl	n/s		11		1											
Klimopeterpis	<i>Veronica hederifolia</i>	H69 P67	bl	n/s		1		1											
Grote kaardenbol	<i>Dipsacus fullonum</i>	P47	bl	n/s		3		3											
Kruipertje	<i>Hordium murinum</i>	P47 P48 P67 P48				9		10											
Heermoes	<i>Equisetum arvense</i>	P47 P48 P67 P68 R47 R48	sc			2		3											
Zeeperuid	<i>Saponaria officinalis</i>	P47 P63to	bl	n/s		1		1											
Veldperpis	<i>Veronica arvensis</i>	P47 P67 G43 G47 G63 G67																	
Smalle weespree	<i>Plantago lanceolata</i>	P47 P67 G47 G67		n/s															
Sinkende gouwe	<i>Chelidonium majus</i>	P47 P67 H47 H69	bl	n/s		3		3											
IJle dawk	<i>Anisantha sterilis</i>	P47 P67 R47 R67				11		12											
Gewone hennepcel	<i>Galeopsis tetrahit</i>	P47 P67 R47 R67 H47 H69																	

Bijlage 3. Overzicht van kruidachtige soorten na het staken van de chemische onkruidbestrijding in vijf gemeenten gerangschikt naar ecologische groep (koster 1998a)

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Ecologische groep	BL	n/s	f/+	Am	o	Am	f	Am	a	Am	tot.	Am	Ur	Bos	Bre	Vee	
Slibdrigje oostervaarsbok	Geranium dissectum	P48																X	X
Paarse dovenetel	Paarse dovenetel	P48	bl	n/s														X	X
Gekroemde melkdistel	Sonchus asper	P48	bl	n/s														X	X
Klein hoefblad	Tussilago farfara	P48	bl	n/s														X	X
Klein kruisruid	Senecio vulgaris	P48 P68		n/s														X	X
Gewone raket	Sisymbrium officinale	P48 P68		n/s														X	X
Voeghuur	Stellaria media	P48 P68		n/s														X	X
Bergasterweddek	Euphorbia montanum	P48 R48 H47		n/s														X	X
Akkerdistel	Cirsium arvense	P48 R48 R48 R68	st	n/s														X	X
Grote weegbree	Plantago major	P48r		n/s														X	X
Gewoon varkensgras	Polygonum aviculare	P48tr																X	X
Straagras	Poa annua	P48tr P68																X	X
Gewoon heiderstasje	Capsella bursa-pastoris	P48tr P68		n/s														X	X
Scheprenting	Rumex acetosella	P61 P62 P67		n/s														X	X
Zandkaker	Arabidopsis thaliana	P62 P63 P67		n/s														X	X
Voegeling	Erophila verna	P63 P67	bl	n/s														X	X
Canadese fijnstraal	Coryza canadensis	P67 P68																X	X
Herfstster	Aster spec.	R	bl	n/s														X	X
Grote wedrik	Lysimachia vulgaris	R 47 G47	bl															X	X
Bitterzoet	Solanum dulcamara	R27 H27	bl	n/s														X	X
Echte valeriaan	Valeriana officinalis	R27 R28 H27 H28	bl	n/s														X	X
Riet	Phragmites australis	R27 R28 R47																X	X
Haagwinde	Calystegia sepium	R27 R28 R47 R48 H28	st	n/s														X	X
Hartig wilgentoosje	Epilobium hirsutum	R28	bl	n/s														X	X
Canadese guldenroede	Solidago canadensis	R47	bl	n/s														X	X
Late guldenroede	Solidago gigantea	R47	bl	n/s														X	X
Heeggenwike	Vicia sepium	R47 H47	bl	n/s														X	X
Boerenwormkruid	Tanacetum vulgare	R47 R67	bl	n/s														X	X

Bijlage 3. Overzicht van kruidachtige soorten na het staken van de chemische onkruidbestrijding in vijf gemeenten gerangschikt naar ecologische groep (koster 1998a)

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Ecologische groep	BL	n/s	r/+ Am	o Am	f Am	a Am	tot Am	Utr	Bos	Bre	Vee
Grote klis	Arctium lappa	R48	bl	n/s									X
Speerdistel	Cirsium vulgare	R48	bl	n/s	3		2		5	X	X	X	X
Groot hoefblad	Petasites hybridus	R48	bl	n/s					1				X
Reuzenberenklauw	Heraclium mantegazzianum	R48 H47	bl	n/s		12			13	X	X	X	X
Zevenblad	Aegopodium podagraria	R48 H48	bl	n/s		6			6	X	X	X	X
Reuzenbalsemien	Impatiens glandulifera	R48 H48	bl	n/s									X
Gewone klis	Arctium minus	R48 H48 H69	bl	n/s									X
Kleebruid	Galium aparine	R48 H48 H69	st		1		20	6	1	28	X	X	X
Kruidistel	Cardus crispus	R48 R68	bl	n/s	3		8		11	X	X	X	X
Grote brandnetel	Urtica dioica	R48 R68 H28 H48 H69	st			10		1	12	X	X	X	X
Bijvoet	Arenaria vulgaris	R48 R68 P48 P68	st			13			13	X	X	X	X

Legenda: Voor codes ecologische groep zie bijlage 14.; bl = met een min of meer opvallende bloeiwijze; st = stonings- of weinig gewaardeerde soort; n = nectarplant; s = stuifmeelplant; Arn = Arnhem; Utr=Utrecht; Bos = Den Bosch; Bre = Breda; Vee = Veendaal; cijfers Arnhem = aantal waarnemingen;

r, +, o, f, a = symbolen Tansley-schaal; zie blage 14. X = aanwezig

Staken van chemische onkruidbestrijding in houtige begroeiingen. Arnhem-Zuid, 1983; Utrecht, 1985; Den Bosch 1988/1989; Breda, 1988; Veendaal, 1996.

Bijlage 4. Overzicht van kruidachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a).

№	NEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAP NAAM	LEEF	ECOLOGISCHE GROEP	EL	VERSPREDING IN NEDERLAND	n	v	z/p	F
001	Aadwortel	<i>Psicaria histora</i>	Geof/Heni	G27 H27	L7	vz in K, S, Z in G, Dr, ezz			z/p	n/s
035	Akterdistel	<i>Cirsium arvense</i>	Geof	P48 R48 48b 68	L8	za			z/p	n/s
000b	Akterkers	<i>Rottippa sylvestris</i>	Heni	P28 48 G-48	L6	a			n	n/s
003	Akterkloble	<i>Campanula rapunculoides</i>	Heni	G47	L6	vz in Z, F, S, Ur; vaak verwilderd			v z/p	n/s
024	Akterkool	<i>Lapsana communis</i>	Ther	P48 H48	L5	a			z/p	n/s
005	Akterneldistel	<i>Sonchus arvensis</i>	Geof	P48 R48	L7	a			n	n/s
001	Aktervegeet-mij-nietje	<i>Myosotis arvensis</i>	Ther/Heni	P47 67 H63	L6	a			n	n/s
008	Aster	<i>Aster spec</i>	Heni	R	L8	va			n	n/s
001	Avondkoekebloem	<i>Silene latifolia</i>	Heni	P47 67 R47 67	L8	avz in N			z/p	n/s
000b	Beemdooiarsbark	<i>Geranium pratense</i>	Heni	G47kr	L8	z			n	n/s
013	Bekklede basterdvederik	<i>Epilobium ciliatum</i>	Heni	P28 48 R28 48 40b	L7	va; z in W			n	n/s
09	Bergbasterdvederik	<i>Epilobium montanum</i>	Heni	H47 P48 R48	L4	va			n	n/s
001	Bergcentaure	<i>Centaurea montana</i>	Heni		L6	tuintplant			v	n/s
000b	Bermooiarsbark	<i>Geranium pyrenaicum</i>	Heni	P47	L8	va in Z, F, Ur; niet in W			n	n/s
001	Bezemskruid	<i>Senecio inaequalis</i>	Cham	P47 48 R67 68 Pmu 40 60	L8	va la ngs NS, Ur; e ma -zz			n	n/s
017	Bijvoet	<i>Artemisia vulgaris</i>	Heni	P48 68 R48 68	L7	a			n	n/s
016	Bitterzoet	<i>Solanum dulcamara</i>	Phan/Cham	R27 H27 V17	L7	a			n	n/s
001	Blauwe anemoon	<i>Anemone blanda</i>	Geof		L7	tuintplant			v	n/s
002	Blauwe druifjes	<i>Muscari botryoides</i>	Geof	G47	L7	tuintplant/keukenkruid			v	n/s
005	Bleekspong bosviooltje	<i>Viola tritiana</i>	Heni	H42 43 62 63	L5	va in Z, P, R, ezz			n	n/s
001	Bleke klipros	<i>Papaver dubium</i>	Ther	P47 67	L6	va; z in Dr, Y			z/p	n/s
006	Boerenwormkruid	<i>Tanacetum vulgare</i>	Heni	R47 R67	L8	avz in N			n	n/s
032	Bonte gele dovenetel	<i>Lamium galeobdolon</i>	Cham	H43 47	L3	va in Z; z in S, G, R			v z/p	n/s
002	Bosandbei	<i>Fragaria vesca</i>	Heni	G43 H43 63	L7	a in R; va in F, Z; evz			v z/p	n/s
016	Bosandoom	<i>Sachys sylvatica</i>	Heni	H43 47	L4	va; z in W			z/p	n/s
014	Bosandoom	<i>Anemone nemorosa</i>	Geof	H42	L4	va in Z; Z in F, S, K; ezz			z/p	n/s
001	Bosorstieel	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Heni	H43 47	L4	va in P, Z; z in R van Holland			z/p	n/s
004	Bosveldekers	<i>Cardamine flexuosa</i>	Ther	H27 28	L6	va			n	n/s
010	Bosvegeet-mij-nietje	<i>Myosotis sylvatica</i>	Heni	H43	L6	va in Z; z in S; va in Ur			v z/p	n/s
000b	Brede lathyrus	<i>Lathyrus latifolius</i>	Heni	R47	L7	va in Ur			n	n/s
002	Brede slechtvaren	<i>Dryopteris dilatata</i>	Heni	H21 22 27 41 47 61 62	L4	va; z in N, E, F			n	n/s
002	Brede wespeorchis	<i>Epipactis helleborine</i>	Geof	H47 63 69	L3	va; vz in Dr; z in H (pl va in Ur)			n	n/s

Bijlage 4. Overzicht van kruidachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a).

Tot.	NEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAP NAAM	LEEF	ECOLOGISCHE GROEP	EL	VERSPREIDING IN NEDERLAND	n	v	z/p	F
002	Canadese fijnstraal	<i>Conyza canadensis</i>	Theer	P67 68	L8	a; vz in Dr, N	n		z/p	n/s
006	Canadese guldenroede	<i>Solidago canadensis</i>	Henni	R47	L8	va in Ur	n		n/s	n/s
003	Citroenmelisse	<i>Melissa officinalis</i>	Henni	R	L8	tuinplant/keukenkruid	n	v	n/s	n/s
043	Dagkoekoeksbloem	<i>Silene dioica</i>	Henni	H47	Lx	a; vz in E, N, W	n		z/p	n/s
001	Dalkruik	<i>Matantherum bifolium</i>	Geof	H42 62	L3	va in P, Z; z in R; zz in L, W	n		n/s	n/s
022	Daslook	<i>Allium ursinum</i>	Geof	H43 47	L2	vz in Z; R#W Stinz.			z/p	n/s
002	Dicht harviskruid	<i>Hieracium vulgatum</i>	Henni	G62 67; H62	L5	vz		v	n/s	n/s
015	Dolle kermel	<i>Chaerophyllum temulum</i>	Henni	H47 48 69	L5	va in Z, P, F, E; ez	n		z/p	n/s
005	Donkere ooievaarsbek	<i>Geranium phaeum</i>	Henni	H47	L6	stinzepiant.			z/p	n/s
002	Donkersporig vooloetje	<i>Viola reichenbachiana</i>	Henni	H43	L4	vz in Z; z in S; ezz in P			z/p	n/s
002	Dradererpijs	<i>Veronica filiformis</i>	Cham	G47 67	L6	va in Ur	n		n/s	n/s
001	Duinriet	<i>Calamagrostis epigjos</i>	Henni	G62 63 R44 H42 63	L7	za in Dur; cpl va	n		n/s	n/s
002	Echt bitterkruid	<i>Picris hieracoides</i>	Henni	G43 47 47kr 63	L8	a in R; va in F#P; ezz	n		n/s	n/s
003	Echte valeriaan	<i>Valeriana officinalis</i>	Geof	R27 28 H27 28	L7	a; vz in N, W	n		n/s	n/s
002	Echthe valeriaan	<i>Melica uniflora</i>	Henni	H43	L3	vz in Z; zz in S#F, G			z/p	n/s
016	Engels raaigras	<i>Lolium perenne</i>	Henni	G48 68	L8	za	n		n/s	n/s
001	Fijn schapegras	<i>Festuca filiformis</i>	Henni	G41 42 61 62 H62	L7	a in P; Dur; ezz	n		n/s	n/s
001	Fioringras	<i>Agrostis stolonifera</i>	Henni	G27 28 47 48	L8	za	n		n/s	n/s
139	Fluitenkruid	<i>Anthriscus sylvestris</i>	Henni	G47 48 R48 H47 48	L7	za	n		n/s	n/s
001	Fraaie vrouwenmantel	<i>Alchemilla mollis</i>	Henni			tuinplant		v	n/s	n/s
083	Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i>	Henni	H43 47 63 69	L4	va; vz in Dr, K, H	n		z/p	n/s
005	Gele anemoon	<i>Sonchus asper</i>	Theer	P48	L7	a	n		n/s	n/s
001	Gele helmbloem	<i>Anemone ranunculoides</i>	Geof	H43 47	L3	z in Z, R, F, Stinz.			z/p	n/s
001	Gele hils	<i>Pseudofumaria lutea</i>	Henni	P40mu 60mu		vz in Ur	v		n/s	n/s
002	Gele ijs	<i>Lith pseudocorus</i>	Geof	V17 18 R27 28 H27 28	L7	a	n		n/s	n/s
005	Gele moergenster	<i>Tragopogon pratensis</i>	Henni	G47 67	L7	va; z in Dr	n		n/s	n/s
001	Gele papaver	<i>Meconopsis cambrica</i>	Geof			tuinplant		v	n/s	n/s
005	Gestrepte witbol	<i>Holcus lanatus</i>	Henni	G27 28 47 48 H27 47	L7	za	n		n/s	n/s
006	Gevlekt longkruid	<i>Pulmonaria officinalis</i>	Henni	H43 47	L5	z in Z; Stinz.		v	z/p	n/s
010	Gevlekte aronskelk	<i>Arium maculatum</i>	Geof	H43 47	L3	va in Z; vz in F#S+G			z/p	n/s
015	Gevlekte dovenetel	<i>Lamium maculatum</i>	Henni	H47 G47 R47	L5	va in Z, F#S; ezz		v	z/p	n/s
001	Gevlekte scheerling	<i>Conium maculatum</i>	Henni(Theer)	R47	L8	vz in Z, R; z in F, S, K; ezz	n		n/s	n/s
024	Gewone beerenklauw	<i>Hieracium sphondylium</i>	Henni	G48 R48 H48	L7	a	n		n/s	n/s

Bijlage 4. Overzicht van knuidachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a).

Tr.	NEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAP NAAM	LEEF	ECOLOGISCHE GROEP	BL	VERSPREIDING IN NEDERLAND	n	v	z/p	F
000b	Gewone braam	Rubus fruticosus	Praai	R44 47 64 67 H41 69	L7	a			n/s	
006	Gewone brunel	Prunella vulgaris	Henni	G47	L7	a			n/s	
001	Gewone dotterbloem	Calcha palustris ssp. palustris	Henni	G27 H28	L7	va in L, F, z in E, N, Y	n		n/s	
003	Gewone elstaren	Polypodium vulgare	Henni	H62 63 G62	L5	a in Du; va in P, vz in Z, ezz	n		n/s	
002	Gewone engelwortel	Angelica sylvestris	Henni	R27 47 H27	L7	a			n/s	
001	Gewone enjelmarij	Veronica chamaedrys	Cham	G47 47	L6	a; vz in H, N, Y	n		n/s	
011	Gewone hennepmel	Galeopsis tetralix	Ther	P47 67 R67 H27 47 69	L7	a			n/s	
017	Gewone hoornbloem	Cerastium fontanum ssp. vulg.	Cham	G47 48	L6	za			n/s	
006	Gewone klier	Arctium minus	Henni	R48 H68 69	L9	a			n/s	
012	Gewone margriet	Leucanthemum vulgare	Henni	G47 67	L7	va			n/s	
072	Gewone paardebloem	Taraxacum officinale	Ther	P48 68	L8	za			n/s	
002	Gewone raket	Sisymbrium officinale	Ther	G	L7	a			n/s	
002	Gewone rolklaver	Lotus corniculatus	Henni	G43 47 62 63 67	L7	a			n/s	
011	Gewone smeezwortel	Symphoricarpos officinale	Henni	G27 47 48 R27 H27 28	L7	a			n/s	
002	Gewone vogelnelk	Ornithogalum umbellatum	Geof	P47 48	L7	va; z in Z			n/s	
002	Gewone zandmuur	Arenaria sepyllifolia	Ther	G47 H47	L5	va			n/s	
001	Gewoon barbakruid	Barbarea vulgaris	Henni	P47R 63 67 G63	L8	va : z in Dr			n/s	
003	Gewoon biggelkruid	Hypochaeris radicata	Henni	G47	L8	va in F, evz : zz in W	n		n/s	
014	Gewoon duizendblad	Achillea millefolium	Henni	G62 63 67	L8	va			n/s	
008	Gewoon henderstasje	Capsella bursa-pastoris	Ther	G47 67	L8	za			n/s	
003	Gewoon langhariggras	Vulpia myuros	Ther	P48R 68	L7	va in Ur; a langs NS	n		n/s	
008	Gewoon struisgras	Agrostis capillaris	Henni	R67	L8	za			n/s	
002	Gewoon varkensgras	Polygonum aviculare	Ther	G42 47 62 H62	L7	za			n/s	
002	Gewoon vingelhoedskruid	Digitalis purpurea	Henni	P48R	L7	za			n/s	
003	Gladder witbol	Holcus mollis	Henni	H47 69	L5	va; vz in H, W (tuinpl.)	n		n/s	
003	Glasshaver	Arrhenatherum elatius	Henni	G47 61 67 H41 47 61 62	L8	a in P, Z, R, evz			n/s	
000b	Grasklokie	Campanula rotundifolia	Henni	G47 48	L7	a; vz in Dr; W	n		n/s	
000b	Grijskruid	Berteroa incana	Ther	P67 67	L7	va in Z, P, F, evz zz			n/s	
002	Groot glaskruid	Panicum officinale	Henni	P40nu 47	L9	vz in Ur on S, oK, oF; ezz			n/s	
005	Groot heksenkruid	Circaea lutetiana	Geof	H27 47	L4	va in Z, pl in S, F, R, ez; ook in Ur			n/s	
002	Groot hoefblad	Pedicularis hybridus	Geof	R48	L7	va; vz in Dr; Y; zz in W	n		n/s	
001	Groot kaasjeskruid	Malva sylvestris	Henni	G48 R48	L8	va; vz in P	n		n/s	

Bilagje 4. Overzicht van kruidachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a).

Tot.	NEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAP NAAM	LEEF	ECOLOGISCHE GROEP	EL	VERSPREIDING IN NEDERLAND	n	v	z/p	F
001	Groot streepzaad	Crepis biennis	Henni	G47cr	L7	va in F, Z; z in K, L, R, ezz	n			n/s
000b	Grote bevenel	Rhynchosis major	Henni	G47	L7	va in Z, pl in F, z in E; ezz	n			n/s
123	Grote brandnetel	Urtica dioica	Goef	R48 68 H28 48 69	Lx	zz	n			n/s
002	Grote treprijn	Veronica persica	Theer	P48	L6	va in F, H, z; ez	n			n
004	Grote kaardenbol	Diapascis fullonum	Henni	P47	L9	va in Z, F, E; evz		v		n/s
002	Grote kattenstaart	Lythrum salicaria	Henni	V17 R27 28 H27 28	L7	g; vz in N	n			n/s
001	Grote keverorchis	Listera ovata	Goef	H43 47	L6	vz in Z, S, R; c Z	n			n/s
002	Grote klapproos	Papaver rhoeas	Theer	P47 48 67 68	L6	va; z in Dr	n			n/s
000b	Grote kilt	Accium lappa	Henni	R48	L9	a in F, E; vz in L, G; ez	n			n/s
004	Grote isdodde	Thyma latifolia	Hele	V18 R28	L8	a	n			n/s
001	Grote muur	Stellaria holostica	Cham	H42 43	L5	va in Z, P#F; vz in R va n Holl; ezz	n		z/p	n/s
003	Grote vossenstaart	Alopecurus pratensis	Henni	G48	L6	a	n			n/s
002	Grote wederk	Lysimachia vulgaris	Henni	R27 G22 27 47 H22 27	L6	g; z in W, N, Y	n			n/s
017	Grote weegbree	Plantago major	Henni	P48tr	L8	zz	n			n/s
002	Grote windhalm	Apera spica-venti	Theer	P67	L8	va; vz in F; z in H, Du	n			n/s
003	Grote zandkool	Dipteraxys tenuifolia	Henni	P63ro 67	L8	va in R+Ur; pl in F, H	n			n/s
003	Gulden boerenbloem	Ranunculus auricomus	Henni	H27 43 47	L5	z; zz in E, W, Dr (niet in N, Y)	n		z/p	n/s
008	Haagwinde	Galyssega sepium	Henni	R27 28 47 48 H48	L8	a	n			n/s
017	Hang wilgen rooijse	Epilobium hirsutum	Henni	R28	L7	a	n			n/s
000b	HargeSPAN	Leonurus cardata	Henni	P63ro	L8	zz	n			n/s
001	Heelbraads	Pulicaria dysenterica	Henni	G27 R27	L8	a in E, M; va in Du, Z, H, F, J; ez	n			n/s
011	Heemoos	Equisetum arvense	Goef	P47 48 68 R47 48	L6	zz	n			n/s
002	Hegecrank	Bryonia dioica	Goef	H63 69	L7	va in Du, Z, F, E, Ur; ez	n			n/s
002	Hegevenilke	Vicia sepium	Henni	R47 H47	Lx	va in Z, K, F#L; evz; zz in N, W, Y	n		z/p	n/s
002	Heinegras	Calamagrostis canescens	Henni	G22 27 R24 H22 27	L6	a in P, L; evz	n			n/s
001	Heistijloos	Colchicum autumnale	Goef	G27 47kr	L5	vz in Z; zz in K, S, Dr, F	n			n/s
008	Herik	Stiparis arvensis	Theer	P48	L7	g; z in Dr	n		z/p	n/s
001	Hoenderbeet	Lamium amplexicaule	Theer	P48	L6	va; z-vz in NS, Dr	n			n/s
002	Holwortel	Corydalis cava	Goef	H47	L3	stinzepiant.	n		z/p	n/s
058	Hondsclaf	Glechoma hederacea	Henni	G47 48 67 68 H47 48 69	L6	zz	n			n/s
002	Honingklaver	Melilotus spec.	Henni	H27 47	L6	va; va in Ur;	n			n/s
007	Hop	Humulus lupulus	Henni	H27 47	L7	a; z in N, W	n			n/s
006	Hopklaver	Medicago lupulina	Theer/Henni	G47 67	L7	g; vz in Dr	n			n/s

Bijlage 4. Overzicht van kruidachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a).

№	NEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAP NAAM	LIEF	ECOLOGISCHE GROEP	EL	VERSPREIDING IN NEDERLAND	n	v	z/p	F
038	IJle dirvik	Anisanthus stertilis	Ther	P47 67 R47 67	L7	a; z in Dr	n		z/p	
001	Italiaanse aronskelk	Arum italicum	Geof	H47		stuzenplant	n		z/p	
004	Jacobskruid	Senecio jacobaea	Hemi	G63 67 P47 67 H63	L8	va; z in Dr, L, N	n		z/p	n/s
001	Japanees duizendknoop	Fallopia japonica	Geof	R47 48	L8	va	n	v	n/s	
002	Kaal knopkruid	Galinoga parviflora	Ther	P48 68	L7	va; z in W, E, N, Y	n		n/s	
000b	Karndoom	Ononis repens ssp. spinosa	Geof/Hemi	G47r	L8	va in F, E, W; vz in Z, J, L, ezz	n		n/s	
002	Kaukassische sneeuwvortel	Symphitum grandiflorum	Hemi	H		tuinplant	n		z/p	n/s
125	Kleefkruid	Galium aparine	Ther	R48 H48 69	L7	za	n			
004	Klein hoefblad	Trisselago farfata	Geof	P48	L8	a	n		n/s	
008	Klein knuiskruid	Senecio vulgaris	Ther	P48 68	L7	za	n		n/s	
009	Klein springzaad	Impatiens parviflora	Ther	H42	L4	a in G; va in S, R, Ur, ez	n		n/s	
000b	Klein streepzaad	Crepis capillaris	Ther	G47 48 67 68 P	L7	a	n		n/s	
001	Kleine brandnetel	Dipsacus urans	Hemi	P48 68	L7	a	n		n/s	
001	Kleine haardenbol	Dipsacus pilosus	Hemi	H43 47	L7	vz in Z; zz in S, of	n	v	n/s	
003	Kleine klaver	Trifolium dubium	Ther	G47 67	L6	a	n		n/s	
005	Kleine maagdenpalm	Vinca minor	Cham	H43 47	L4	vz in Z+P; z in R, ezz	n		z/p	n/s
013	Kleine ooevaarsbek	Geranium pusillum	Ther	P47 67	L7	va	n			
022	Kleine veldklets	Cardamine hirsuta	Ther	P47 63 67	L6	a	n			
009	Klimoperepijs	Veronica hederaefolia	Ther	H69 P67	L6	va in E, R, F, N(NH) + Texel	n			
000b	Knobloerbloem	Ranunculus bulbosus	Geof	G43 47 63 67	L8	va in E, R, F, N(NH) + Texel	n		n/s	
001	Knoelstref	Filipendula vulgaris	Hemi	G	L7	zz in F	n			
001	Knoelsteenbreuk	Saxifraga granulata	Hemi	G47	Lx	vz in Z; z in K; zz in F, zS	n	v	z/p	n/s
003	Knoopkruid	Centaurea jacea	Hemi	G42 43 47	L7	a in E, F, e va; vz in Dr	n		z/p	n/s
006	Knopig helmkruid	Scrophularia nodosa	Hemi	H42 47	L4	a; vz in N, W	n		z/p	n/s
004	Kompassia	Lactuca serriola	Ther	P47 P48	L9	va in Ur, L, E, Z; z in P, ezz	n			
004	Koninginnenkruid	Eupatorium cannabinum	Hemi	R27 H27 47	L7	a; vz in N, a	n		n/s	
002	Koolzaad	Brassica napus	Ther	P48	L7	L(8) a	n		n/s	
007	Kraalboek	Allium vineale	Geof	G47 67 H69	L5	a; vz in Dr, S, Y	n		n/s	
000b	Kroonkruid	Securigera varia	Hemi	G43 47r	L7	z in F, R, Ur, ezz	n		n/s	
027	Kropzaar	Dactylis glomerata	Hemi	G48 H48	L7	za	n		n/s	
002	Kruipende zegegroen	Alyssa repens	Hemi	G43 47 H43 47	L6	va in Z, P, R; z in L, ezz	n		n/s	
044	Kruipende boerenbloem	Ranunculus repens	Hemi	G27 28 47 48 H28 48	L6	za	n		n/s	
026	Kruipertje	Hordeum murinum	Ther	P47 48 67 68	L8	a; z in Dr#G, S, H	n			

Bijlage 4. Overzicht van kruidachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a).

№	NEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAP NAAM	LEEF	ECOLOGISCHE GROEP	EL	VERSPREIDING IN NEDERLAND	n	v	z/p	F
001	Kruisbladwalstro	<i>Cnicus laevipes</i>	Hemi	R47	L7	va in F#P; vz in Z; ezz	n		z/p	n/s
011	Kruislistel	<i>Carduus crispus</i>	Hemi	R48 68	L7	va; vz in Dr; E	n			n/s
007	Kruizing	<i>Rumex crispus</i>	Hemi	G48 P48	L7	za	n			n
008	Kweek	<i>Elytigna repens</i>	Geof	P G R H48 P G R H68	L7	za	n			n
016	Late guldenroede	<i>Solidago gigantea</i>	Geof	R27 47	L8	va in F; Ur; evz	n			n/s
003	Lelje-van-dalen	<i>Convallaria majalis</i>	Geof	H42 62	L5	va; z in F; H; Y	n		z/p	n/s
001	Lenteklokje	<i>Leucojum vernum</i>	Geof	H47	L6	stuzenplant			z/p	
001	Lidius	<i>Episcetum palustre</i>	Geof	G27 28	L7	a	n			n
004	Lievevroubedstro	<i>Galium odoratum</i>	Hemi	H43 47	L2	va in Z; vz in S	n		z/p	n/s
111	Loek-zonder-loek	<i>Alliaria petiolata</i>	Hemi	H47 48 69	L5	a; vz in Dr; Y	n		z/p	n/s
021	Maars viooltje	<i>Viola odorata</i>	Hemi	H47	L5	va in Z; F; E; R; Ur; ez	n	v	z/p	n/s
009	Madeliefje	<i>Bellis perennis</i>	Hemi	G47 48	L8	za	n			n/s
003	Mannetjevarren	<i>Dryopteris filix-mas</i>	Hemi	H42 43 47 62	L3	va; z in H	n			n/s
003	Melganzenvoet	<i>Chenopodium album</i>	Her	P48 68	Lx	za	n			n/s
001	Middelste teunisbloem	<i>Oenothera biennis</i>	Hemi	P48 67	L9	va in Ur+R	n			n/s
003	Moeederkruid	<i>Tanacetum parthenium</i>	Hemi	P48 R48	L7	va in Ur	n			n/s
002	Moeerasandoorn	<i>Sachys palustris</i>	Hemi	P48 R28 H28	L7	a	n			n/s
000b	Moeerasolklaver	<i>Lotus pedunculatus</i>	Hemi/Helo	G27	L7	a; vz in E en N; zz in Y	n			n/s
003	Moeeraspitser	<i>Filipendula ulmaria</i>	Hemi	G27 R27 H27	L7	va; z in E; N; W; Y	n			n/s
001	Moeerazegge	<i>Carex acutiformis</i>	Helo	R27 H27	L7	va in P; Z; F; L; cvz	n			n/s
000b	Muskuskaasjeskruid	<i>Malva moschata</i>	Hemi	G48 R48	L8	va	n			n/s
002	Muskuskruid	<i>Adoxa moschatellina</i>	Geof	H42	L5	va in Z; vz in S; ez			z/p	
001	Muurbloem	<i>Erysimum cheiri</i>	Cham	P60mu	L8	zz in Ur (2b)				n/s
001	Muupeper	<i>Sedum acre</i>	Cham	P60mu 63 67	L8	a	v			n/s
000b	Muursla	<i>Mycelis muralis</i>	Hemi	H42 47	L4	vz in G; S; Z; R; Ur; ezz	n			n/s
001	Noorse granzek	<i>Potentilla norvegica</i>	Her/Hemi	P67	L7	z in P+Ur			z/p	n/s
001	Oeverzegge	<i>Carex riparia</i>	Helo	V17 18 R27 28	L7	a in H; va in F; evz	n			n/s
001	Oranje havelkruid	<i>Hieracium aurantiacum</i>	Hemi	G47	L8	vz in Dr; G; S; N; ezz				n/s
014	Parasie dovenetel	<i>Lamium purpureum</i>	Her	P48	L7	a	v			n/s
000b	Pastinaak	<i>Pastinaca sativa</i>	Hemi	G47 48	L8	va; z in Z; S; Dr; W	n			n/s
003	Peen	<i>Daucus carota</i>	Hemi	G43 47kr 63 67	L8	a; vz in Dr; nS	n		z/p	n/s
001	Penningkruid	<i>Lysimachia nummularia</i>	Cham	G27 47 H27 47	L4	va; z in W; Y	n			n/s
015	Pinksterbloem	<i>Cardamine pratensis</i>	Hemi	G27 28 47 48	L4	za	n			n/s

Bijlage 4. Overzicht van kruidachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a).

Toe	NEEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAP NAAM	LEEF	ECOLOGISCHE GROEP	EL	VERSPREIDING IN NEDERLAND	n	v	z/p	F
003	Pruis	<i>Juncus effusus</i>	Hemi	G27 R27	L8	a; vz in E, N, Y	n			n/s
001	Poelruit	<i>Thalictrum flavum</i>	Hemi	R27 H27	L7	va in L, N, F; vz in P, R, E, ezz	n			n/s
005	Prachtklolie	<i>Campanula persicifolia</i>	Hemi	H43	L5	zz in Z; va in Ur		v		n/s
001	Prikneus	<i>Lychnis coronata</i>	Hemi	p		tunplant		v		
000b	Puntvedrik	<i>Lysimachia punctata</i>	Hemi	R27	L6	tunplant				
001	Ranvende helmbloem	<i>Ceratopnos claviculata</i>	Ther	H21 41 61	L5	va in D, G, S; vz in K, L, ez	n			
002	Ranzuzelokje	<i>Campanula rapunculus</i>	Hemi	G43 47tr	L7	va in Z, of #P; ezz			z/p	n/s
000b	Rechte rolklaver	<i>Lotus corniculatus var. sativus</i>	Hemi	P48	L9	va in Ur (ingezaaid)	n		n/s	
004	Reukeloeze kamille	<i>Tripleurospermum maritimum</i>	dier / cham	R28 48 H48	L9	a	n	z/p	n/s	
001	Reuzenbalsemien	<i>Impatiens glandulifera</i>	Ther	R48 H48	L5	va	v		n/s	
016	Reuzenberenhlaauw	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Hemi	G48 R48 H48	L9	va in Ur		v	n/s	
032	Ridderzuring	<i>Rumex obtusifolius</i>	Hemi	V17 18 R27 28 47	L7	za	n			
002	Riet	<i>Phragmites australis</i>	Helo/Hemi	G23 27 47	L7	za	n			
001	Rietorchis	<i>Dactyloctenya aegyptia</i> ssp. praet.	Geof	G47	L8	va in H, F; eva	n		n/s	
001	Rietwenkgras	<i>Festuca arundinacea</i>	Hemi	P67	L7	va in P, Z, E, R; evz	n		n/s	
001	Ringelwilke	<i>Vicia hirsuta</i>	Ther	H47 69	L4	a; vz in D, R, N, W	n		n/s	
007	Robertskruid	<i>Geranium robertianum</i>	Hemi	G47 48	L7	a	n	z/p	n/s	
013	Rood zwenkgras	<i>Trifolium pratense</i>	Hemi	G43 67	Lx	za	n		n/s	
001	Rooonse kernel	<i>Festuca rubra</i>	Hemi	G47 H47	L7	z in G, S; ezz	v		n/s	
009	Roze vetkruid	<i>Myrrhis odorata</i>	Cham	H48	L8	tunplant		v	n/s	
005	Roze winterpostelein	<i>Sedum spurtum</i>	Ther	H43	L4	va in P, R; va in Ur		v	n/s	
001	Ruige klokje	<i>Claytonia sibirica</i>	Hemi	P67	L6	va in Z; z in F, S; ezz	n	z/p	n/s	
0045	Ruwe beemidgras	<i>Campanula trachelium</i>	Ther	G28 48 H27 48	L6	vz; zz in D, R	n		n/s	
003	Schaduwgras	<i>Poa trivialis</i>	Hemi	H62 69	L5	za	n		n/s	
006	Schaduwkruid	<i>Poa nemoralis</i>	Hemi	H43 47	L7	va in P, Z, F; ez	n		n/s	
000b	Schemmavrikskruid	<i>Senecio ovatus</i>	Hemi	P61 62 67	L8	va in Z; z in S#F; zz in G, K	n	z/p	n/s	
0046	Scherpe boerbloem	<i>Rumex acetosella</i>	Hemi	G62 67	L6	za; va in N, Y	n		n/s	
001	Schifflamille	<i>Hieracium umbellatum</i>	Hemi	G47 48	L7	a in D, ur; va in P, Z	n		n/s	
013	Schijnnaadbe	<i>Ranunculus acris</i>	Hemi	P68	L8	za	n		n/s	
007	Sint-janskruid	<i>Marricaria discoides</i>	Hemi	H	L8	za	n		n/s	
		<i>Potentilla indica</i>	Hemi	G67	L7	va in Ur		v	z/p	
		<i>Hypentemum perforatum</i>	Hemi		L7	a; vz in L, N, W	n		z/p	n/s

Bijlage 4. Overzicht van kruidachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a).

Tot.	NEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAP NAAM	LBEEF	ECOLOGISCHE GROEP	EL	VERSPREDING IN NEDERLAND	n	v	z/p	F
000b	Slangekruid	Echium vulgare	Hemi	P63to	L9	a in R, pl in Ur, ez	n		z/p	n/s
002	Slanke sleutelbloem	Primula elatior	Hemi	H43 47	L6	vz in Z, S, K; zz in G, of	n		z/p	n/s
004	Slipbladige ootvearsbek	Geranium dissectum	Ther	P48	L6	va, vz in P	n			n/s
017	Smalle weegbree	Plantago lanceolata	Hemi	P47 67 G47 67	L6	a	n			n/s
115	Speerkruid	Ranunculus ficaria	Geof	H47 48 G48	L4	a	n			n/s
005	Speerdistel	Cirsium vulgare	Hemi	R48	L8	a	n			n/s
001	Sijf haarskruid	Hieracium laevigatum	Hemi	G62 67 H62	L7	a in P, Z, ez-na	n		z/p	n/s
047	Starkende gouwe	Cheledonium majus	Hemi	H47 69 P47 67	L6	a, vz in D, N, W	n		z/p	n/s
010	Straagas	Poa annua	Ther	P48tr 68	L7	za	n			n/s
001	Strausaren	Mateuccia struthiopteris	Hemi		L5	tuinplant	n		z/p	
001	Tijmterpits	Veronica serpyllifolia	Hemi	G47	Lx	va	n			n/s
028	Tuinjudaspenning	Lunaria annua	Hemi		Lx	va in Ur	n	v		n/s
001	Tweertrijige zegge	Carex disticha	Hemi	G27	L8	va in Ur	n			n/s
004	Veelbloemige salomonszegel	Polygonatum multiflorum	Geof	H42	L2	va in H#D; R, F; evz; z in E, Y	n			n/s
006	Veenworel	Panicum amphibia	Geof	W18 G27 28 47 48 R28	L7	va in Z, P#F; vz in R; ezz	n		z/p	n/s
011	Veldbeendbras	Poa pratensis	Hemi	G47 48 62 63 67 68	L6	za	n			n/s
009	Veldterpits	Veronica arvensis	Ther	P47 67 G43 47 63 67	L7	a	n			n/s
001	Veldtuyrus	Lathyrus pratensis	Hemi	G47	L7	a, vz in D+G	n			n/s
014	Velduring	Rumex acetosa	Hemi	G27 47	L8	za	n			n/s
001	Vetrake leuwentand	Leontodon autumnalis	Hemi	G47 48 67 68	L7	za	n			n/s
000b	Vijfdeelig kaasstruid	Maha alca	Hemi	G47 R47	L8	z in F, Ur, ezz	n			n/s
005	Vijfvingerkruid	Potentilla reptans	Hemi	P60mu G47 48 67	L6	va; vz in P, Y	n			n/s
001	Viltig knisstruid	Senecio erucifolius	Hemi	G47tr	L7	a in B#L; va in F; ma in Z; ezz	n			n/s
004	Viltige hoornbloem	Cerastium tomentosum	Cham	G	L7	vz in K, Z, F va n Lm, z in P ezz	n	v		n/s
003	Vingehelmbloem	Corydalis solida	Geof	H43 47	L3	vz, stuzenplant	n		z/p	n/s
004	Vlasebelje	Linaria vulgaris	Geof /Hemi	G47 67 R47 67	L8	a	n			n/s
002	Voedervikke	Vicia sativa ssp. sativa	Ther	G	L5	cultuurplant	n			n/s
013	Vogelmuur	Stellaria media	Ther	P48 68	L6	za	n			n/s
008	Vogelvikke	Vicia cracca	Hemi	G47 R47	L7	a	n			n/s
005	Vroegeving	Erophila verna	Ther	P63 67	L8	a in Du; eva	n			n/s
003	Wacruuni	Mentha aquatica	Hemi/Helo	V17 G23 27 R27 H27	L7	a	n			n/s
001	Weegbreezonnbloem	Doronicum plantaginicum	Geof	H47	L7	z in R; ezz; Sinz.	n		z/p	n/s
001	Wijnut	Ruta graveolens	Cham			tuinplant/keukenkruid	v		z/p	n/s

Bijlage 4. Overzicht van kruiddachtige soorten in houtige begroeiingen (Koster 1998a).

Tex.	NEDERLANDSE NAAM	WETENSCHAP NAAM	LEEF	ECOLOGISCHE GROEP	EL	VERSPREIDING IN NEDERLAND	n	v	z/p	F
003	Wilde akleef	<i>Aquilegia vulgaris</i>	Heml	H43	L6	z in z; Stinz. tuimpl., va in Ur		v	z/p	n/s
001	Wilde echorei	<i>Cichorium intybus</i>	Heml	G47kr 48	L9	va in F; vz in Z	n		n/s	n/s
006	Wilde lyraent	<i>Sella non-scripta</i>	Geof	H42 47	L5	va in Du Stinz.			z/p	n/s
002	Wilde margolein	<i>Ongarnum vulgare</i>	Heml	G43 47kr	L7	va in Z; pl in E; Z „F“S; G; ezz		v	n/s	n/s
001	Wilde narcis	<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	Geof	H47	L7	tuimplant./keukenkruid			z/p	n/s
002	Wilde reseda	<i>Reseda luca</i>	Heml	P63to	L7	va in Z; F; R; G; Ur; ez			z/p	n/s
006	Wilgenrosje	<i>Chamemion angustifolium</i>	Geof	R47 67 H47 62	L8	a			n/s	n/s
003	Wir dovenkruid	<i>Sedum album</i>	Cham	P60mu 62	L9	vz in F; Ur; z in Z		v	n/s	n/s
023	Witte dovenstel	<i>Lamium album</i>	Heml/Cham	G48 R48 H48	L7	za			n/s	n/s
014	Witte klaver	<i>Trifolium repens</i>	Heml	G27 28 47 48	L8x	za			n/s	n/s
000b	Witte reseda	<i>Reseda alba</i>	Ther			tuimplant			n/s	n/s
002	Wolfspoot	<i>Lycopus europaeus</i>	Heml	V17 G27 R27 H27	L7	a; vz in N			n/s	n/s
000b	Wouw	<i>Bromus hordeaceus</i>	Ther	P63to	L8	va; in Z; pl va F; R; ez			n/s	n/s
029	Zachte dravik	<i>Geranium molle</i>	Ther	G47 48 67	L7	a			n/s	n/s
009	Zachte ooievaarsbek	<i>Geranium molle</i>	Ther	G47 48 67 68	L7	a			n	n/s
000b	Zandblauwtje	<i>Jasione montana</i>	Heml	G62	L7	va in P; Dur; z in Z			n/s	n/s
003	Zandhoornbloem	<i>Cerastium semidecandrum</i>	Ther	P62 63 67	L8	a in H adventief			n	n/s
001	Zandkraker	<i>Arabisopsis thaliana</i>	Ther	P62 63 67	L6	a; vz in H			n	n/s
001	Zeeprkuid	<i>Saponaria officinalis</i>	Heml	R47 63to	L7	va; vooral in F; R			z/p	n/s
044	Zerehblad	<i>Aegopodium podagraria</i>	Geof	R48 H48	L5	za			n	n/s
001	Zilverstroom	<i>Potentilla anserina</i>	Heml	G27 28 47 48	L7	za			n	n/s
000b	Zwarte mosterd	<i>Brassica nigra</i>	Ther	P48 R48	L8	va in F; H; R; ez			n/s	n/s
001	Zwarte toorts	<i>Veronica uliginum</i>	Heml	G67	L7	vz in Z; F; R; P; Ur; ezz			n/s	n/s

Legenda: zie bijlage 14 voor ecologische groepen en verspreiding.

EL = getallen Ellenberg

Leef: Levenstrom zie 6.11.2

n = natuurlijke vestiging;

v = verwildert;

z = uitgezaaid;

p = aangeplant

F=fauuna: n/s = nectar/stuifmeelplant

Bijlage 5. Samenwating van ecologisch beheer van beplantingen (Koster 1998a)

Openbaar groen op ecologische grondslag - volledige

nr	Plaas	Ont	Opp. Bodem	Beeld	Bl	Sl	KI	TS/Vest	N/C	ops	Dominerende of opvallende soorten	Klim	H/WB	VB	ZB	
001	Amstelveen	1	300 klei	bossingel	7	6	50	5 n/z	hc		Daslook 2b; Speekruid 2b	20	k	vb	w	
002	Amstelveen	2	300 klei	bossingel	7	6	60	10 n/z	hc		Daslook 4	k	k	vb	w	
003	Amstelveen	3	100 klei	singel	6	4	90	3 n/z	hc		Daslook 5	k	k	vb	w	
004	Amstelveen	4	100 klei	singel	7	3	50	3 n/z	hnt(hc)		Speekruid 4	k	k	vb	w	
005	Amstelveen	4a	100 klei	singel	4	4	80	5 n/z	hnt(hc)	3	Speekruid 4	k	k	vb	w	
006	Amstelveen	4b	105 klei	singel	6	3	95	4 n/z-p	hc	3	Muskruid 5	k	k	vb	w	
007	Amstelveen	5	100 klei	singel	6	6	70	9 n/p	hc		Gede dovenetel 2b	k	gr	vb	zgr	
008	Amstelveen	6a	100 klei	bos	7	3	90	5 n/z-p	hc		Groor heksenkruid	10	k	gr	vb	zgr
009	Amstelveen	6	100 klei	singel	6	5	95	2 n	hc		Zerenblad 5; Speekruid 3 (50%)	k	k	vb	zgr	
010	Amstelveen	13	100 klei	bos	9	3	90	2 n	n/hn		Zerenblad 5; Speekruid 3	k	k	vb	zgr	
011	Amstelveen	13a	100 klei	bos	9	2	90	3 p/n	hc		Gede dovenetel 5; Speekruid 3	k	gr	vb	bb	
012	Amstelveen	7	100 klei	bos	7	4	60	6 p/n	hc		Speekruid 4	k	k	vb	zgr	
013	Amstelveen	7a	100 klei	bos	7	4	25	6 p/n	hc		5. Hondsruf 2a	k	k	vb	w	
014	Amstelveen	8	100 klei	bos	7	5	70	4 n	hc		Speekruid 4	k	k	vb	w	
015	Amstelveen	9	100 klei	bos	7	4	50	5 p/n	hc		Speekruid 3	k	k	vb	w	
016	Amstelveen	10	100 klei	bos	9	0	80	6 p/n	hc		Speekruid 5	k	k	vb	w	
017	Amstelveen	14	100 zandige/klei	zoom	20	20	90	13 p/z	hc		Sinkenende gouwe	k	k	vb	zgr	
018	Amstelveen	11	100 klei	singel	6	5	80	11 p/z/n	hc		Speekruid 5	5	k	vb	w	
019	Amstelveen	11a	100 klei	singel	5	4	80	7 n/z	hc		Speekruid 3; Daslook 2b	k	k	vb	w	
020	A'dam-Noord	1	100 teelarde	bos	8	3	30	7 n(p)	hn		divers	1	k	gr	w	
021	A'dam-Noord	2	100 teelarde	bos	3	5	80	7 n(p)	nh		Zerenblad 4	k	k	gr	zgr	
022	A'dam-Noord	3	100 teelarde	bos	6	4	90	7 p	hc		Gede dovenetel 4	gr/k	gr	vb	bb	
023	A'dam-Noord	4	100 teelarde	bos	8	1	90	3 p	hc	4	Gede dovenetel 5	gr/k	gr	vb	bb	
024	A'dam-Noord	5	100 teelarde	singel	2	3	60	8 n	hn		Fluiterkruid 2b; Urtica 2b	k	k	gr	r	
025	A'dam-Zeeburg	1	120 klei	singel	8	3	80	11 z/n	hc		Look-zonder-look; Daslook	k	k	vb	w	
026	A'dam-Zeeburg	2	100 klei	bossingel	8	4	50	7 z/n	hn		Look-zonder-look 2b; Gede nagelkruid 2b	k	gr	gr	zgr	
027	A'dam-Zeeburg	3	200 klei	bossingel	7	1	90	4 z/n	hc		Daslook 5	k	k	vb	w	
028	A'dam-Zeeburg	4	220 klei	bossingel	7	1	80	7 z/n	hc		Daslook 5	k	k	vb	w	
029	A'dam-Bijlmer	1	400 klei	boosje	8	2	50	6 n	hn	1	Look-zonder-look 2a; Roberskruid 2a	k	k	vb	zgr	

Bijlage 5. Samenwating van ecologisch beheer van beplantingen (Koster 1998a)

nr	Plaats	Ort	Opp.	Bodem	Beeld	Bf	Sl	Kl	IS	Vest.	N/C	ops	Dominerende of opvallende soorten	Klim	H/WB	VB	ZB	
030	Adam Bijlmer	2	100	klei	boosje	7	1	80	14	n	hn		Hondsdruf 2b	k	vb	zgr		
031	Adam Bijlmer	3	100	klei	boosje	7	1	60	11	n(p)	hn	1	Hondsdruf 2a	k	gr	zgr		
032	Apeldoorn	1	96	zand	singel	2	6	70	8	z/n	hc		Dolle kervel 3	k	gr	r		
033	Apeldoorn	2	100	zand	singel	2	6	70	8	z/n	hc		Dolle kervel 2b	k	gr	r		
034	Apeldoorn	3	100	zand	boosje	3	6	60	9	z/n	hc		Look-zonder-look 2b	k/gr	gr	r		
035	Apeldoorn	4	120	zand	singel	2	6	60	10	z/n	hc		Dolle kervel 2b	k	gr	r		
036	Arnhem	1	120	klei	singel	4	3	90	10	n	hn		Flutenkruid 3	k	gr	r		
037	Arnhem	2	100	klei	singel	2	5	95	7	n	hn		Flutenkruid 4	k	gr	r		
038	Arnhem	2a	100	klei	singel	4	5	70	7	n	hn		Geel negelkruid 2b; Gras 2b	k	gr	r		
039	Arnhem	3	100	klei	singel	0	2	90	22	n	hn		Graze	gr/k	gr+bl	gr		
040	Arnhem	4	100	klei	struik+gras	0	4	50	24	n	hn		Graze	gr/k	gr+bl	gr		
041	Assen	1	300	zand	boosje	3	7	80	10	n+v	n	10	Gede dovenetel 5	gr/k	gr+bl	lbb		
042	Assen	2	400	zand	boosje	6	4	50	11	n/z	n	5	Zevenblad 3	k	gr=bl	zgr		
043	Assen	3	150	zand	boosje		tp	5	3	n/z	n	6				85		
044	Bloemendaal	1	100	zand	boosingel	9	1	90	9	n/z	hc	1	Zevenblad 5; Dastlook 2b	k	vb	zgr		
045	Bloemendaal	2	100	zand	boosingel	6	6	90	8	nz	hc	1	Zevenblad 5	k	vb	zgr		
046	Deventer	1	100	zand	boosingel	7	5	70	7	z/n	hc			10	k	gr+bl	r	
047	Deventer	2	100	zand	boosingel	5	4	70	7	z/n	hc	2	Gede dovenetel 2b	20	k	gr+bl	r	
048	Deventer	3	200	zand	boosingel	5	5	60	11	z/n	hc	4	Robertskruid 2b; Stinkende gouwe 2b	5	k	gr+bl	r	
049	Ede	1	105	zand	singel	1	7	50	9	z/n	hc		Look-zonder-look 2b	ik	gr+bl	r		
050	Ede	2	100	zand	singel	2	5	30	14	z/n	hc			50	k	gr+bl	r	
051	Ede	3	100	zand	singel	0	6	50	9	z/n	hc		Grote brandnetel 3	20	k	gr+bl	r	
052	Ede	4	100	zand	singel	4	6	5	3	z/n	hc	7		90				
053	Ede	5	200	zand	boosje	3	5	40	11	z/n	hc	2	Look-zonder-look 2a; Stinkende gouwe 2a	k	gr+bl	r		
054	Ede	6	200	zand	boosje	5	5	40	6	z/n	hc	3	Stinkende gouwe 2a	k	gr+bl	zgr		
055	Ede	7	200	zand	singel	2	6	60	17	z/n	hc			90		gr+bl	zgr	
056	Ede/de Klomp	1	200	zand	boosje	3	3	atw	atw		hc	7				90		
057	Enschede	1	300	zand	singel	2	6	40	14	n	hc						gr+bl	zgr
058	Enschede	2	160	zand	singel	0	7	50	33	n	hc		zijwaarts licht	k	gr+bl	zgr		

Bijlage 5. Samenvatting van ecologisch beheer van beplantingen (Koster 1998a)

nr	Plaats	Ont.	Opp.	Bodem	Beeld	Bl	Sl	Kl	TS	Vest	N/C	ops	Dominerende of opvallende soorten	Klim	H/WB	VB	ZB
059	Enschede	3	400	zand	singel	2	5	50	20 n		hc		Zie Koster 1998a: pag. 116		k	gr+bl	zgr
060	Enschede	4	100	zand	singel	5	5		n		hc			75			
061	Geldrop	1	100	zand/veen	bos	5	4	80	7 n		n		Riet 2b; gras 2b		r	r	r
062	Geldrop	2	100	zand/veen	bos	3	3	60	13 n		n				r	r	r
063	Goes	1	100	klei	singel	2	4	90	15 n(z)		hc		Grazing (Kweek 5)		gr	gr+bl	gr
064	Goes	2	100	klei	bos	8	0	90	1 n		n		Speenkruid 5		k	vb	w
065	Goes	3	100	klei	bos	8	5	40	2 n		n		Fluitenkruid 3; Speenkruid 2a		k	r+vb	w
066	Gouda	1	100	veen	singel	4	2	80	14 p/z/n		hc		Speenkruid 3-4		k	vb	zgr
067	Gouda	2	100	klei	boosie	18	50	50	1 n		n		Speenkruid 5		k	vb	w
068	Gouda	3	100	klei	singel	8	5	90	4 n		hc		Speenkruid 5		k	vb	w
069	Gouda	4	100	klei	singel	3	5	80	11 n		hc		Speenkruid 5; Fluitenkruid 4		k	vb	r
070	Gouda	4a	120	klei	singel	3	3	70	9 z/p/n		hc		Speenkruid 3-4		k	vb	zgr
071	Groningen	1	100	klei	singel	7	2	95	3 n		hc		Klein spijngaard		k	k/gr	zgr
072	Groningen	2	100	klei	singel	5	2	95	7 z/n		hc		Zervenblad 4; Speenkruid 2b		k	vb	zgr
073	Groningen	3	100	klei	singel	5	2	90	5 z/n		hc		Speenkruid 4; Fluitenkruid 2b		k	vb	r
074	Groningen	6	100	klei	singel	5	2	50	7 n		hc		Look-zonder-look 2b; Zervenblad 2b		k	gr	r
075	Groningen	4	96	klei	singel	7	2	95	6 z/n		hc		Speenkruid 5		k	vb	w
076	Groningen	5	100	klei	boosie	6	3	95	8 z/n		hc		Speenkruid 5		k	vb	w
077	Haarlem	1(94)	100	arde	boosie	5	3	95	14 n/z		hc		Speenkruid 4; Fluitenkruid 4		k	vb	r
078	Haarlem	2(94)	100	arde	boosie	1	5	95	15 n/z		hc		Speenkruid 4		k	vb	zgr
079	Haarlem	3(94)	100	arde	singel	3	3	80	15 n/z		hc		Speenkruid 3; Fluitenkruid 2b		k	vb	h
080	Haarlem	4(94)	100	arde	singel	3	6	90	15 n/z		hc		Speenkruid 3; Gewone berenlaauw		k	vb	h
081	Haarlem	1(96)	100	arde	boosie	3	1	75	8 n		n		Speenkruid 2b; Fluitenkruid 4		k	vb	r
082	Haarlem	2(96)	100	arde	boosie	4	6	75	6 n/z		hc		Speenkruid 2b; Fluitenkruid 4		k	vb	r
083	Haarlem	3(96)	100	arde	boosie	2	7	100	6 n		n		Zervenblad 5 (aloei alleen langs rand)		k	gr	zgr
084	Haarlem	4(96)	100	arde	singel	7	3	70	10 n/z		hc		Look-zonder-look 2b; Fluitenkruid 2b		k	gr	h
085	Haarlem	1(92)	96	arde	singel	17	80	22 n/z			hc				k	gr	h
086	Haarlem	5	100	arde	boessingel	4	4	70	6 n/z		hc		Hondsraf 2b		k	gr	h
087	Haarlem	6a	100	arde	boessingel	5	5	70	6 n/z		hc		Grote brandnetel		k	gr	r

Bijlage 5. Samenwerking van ecologisch beheer van beplantingen (Koster 1998a)

nr	Plans	Omtr	Opp. Bodem	Beeld	Bl	Sl	Kl	TS	Vest.	N/C	ops	Dominerende of opvallende soorten	Klim	H/WB	VB	ZB
088	Haarlem	6	100 arde	bossingel	3	4	80	4/n	hc			Zevenblad 5	k	gr	zgr	
089	Haarlem	7	100 arde	bossingel	7	5	50	5/n/z	hc			Fluitenkruid 3	k	gr	r	
090	Haarlem	8	100 arde	bossingel	8	5	50	5/n/z	hc			Speenkruid	k	vb	w	
091	Haarlem	9	100 arde	bossingel	3	7	70	3/n/z	hc			Fluitenkruid 4	k	gr	r	
092	Haarlem	10	100 arde	bossingel	2	5	80	6/n/z	hc			Look-zonderlook 4	k	gr-bl	r	
093	Haarlem	11	99 arde	singel		16	90	13 n/z	hc			Grote brandnetel 3	k	gr	r	
094	Heerenvr	1	100 zand	bossingel	3	5	80	11 n/z/p	hc		3	Gede dovenetel 3	10 k	gr	zgr	
095	Heerenvr	2	100 zand	bossingel	5	2	20	8 n/z/p	hc				k	gr	h	
096	Leeuward	1	160 klei	singel	5	5	90	27 z/p	hc			Daslook 2b	k	vb	zgr	
097	Leeuward	2	100 klei	bos	3	6	95	22 z/p	hc			Daslook 2b; Speenkruid 4	k	vb	h	
098	Leeuward	3	100 klei	bosje	3	3	90	10 n	hc				k	gr	r	
099	Leeuward	4	100 klei	singel	0	2	100	15 n	hc			Speenkruid 2b; Grote brandnetel 2b	k/gr	vb+gr	r	
100	Leiden	1	100 arde	singel	3	8	80	14 z	hc		3	Dolle kernel 2a	k/gr	gr	r	
101	Leiden	2	60 arde	singel	0	3	80	15 z/n	hc			zoomvegetatie	10 g	gr	h	
102	Leiden	3	100 klei	bosje	7	4	50	11 z/n	hc		4	Rampetroos (1%)	k	gr	r	
103	Leiden	4	100 klei	bossingel	20	20	80	16 z/n	hc			onderbegroeiing 50% Fluiter. Brandnetel	k	gr	r	
104	Leiden	5	225 klei	bosje	8	1	50	7 z/n	hc		5	Daslook 3	60	vb	w	
105	Leusden	1	100 zand	singel	5	7	50	5 n	hc		1	Speenkruid	50 k	vb	w	
106	Leusden	1b	104 zand	singel	5	2	80	4 p/n	hc		2	Gede dovenetel	5 gr/k	gr-bl	bb	
107	Leusden	2	100 zand	singel	7	3	10	3 p/n	hc		3		50			
108	Leusden	3	100 zand	singel	3	3	70	3 n	hc		2	Speenkruid 4	25 k	vb	w	
109	Leusden	4	104 zand	singel	8	2	10	3 p/n	hc				k	vb	w	
110	Maasland	1	100 klei	singel	6	4	95	9 z/n	hc			Speenkruid 3; Fluitenkruid 3	k	vb	r	
111	Maasland	2	100 klei	singel	5	4	80	7 z/n	hc			Speenkruid 3; Fluitenkruid 3	k	vb	r	
112	Maasland	3	100 klei	singel	3	7	80	7 z/n	hc			Speenkruid 4	k	vb	w	
113	Maasland	4	96 klei	singel	0	9	90	1 n	n			Speenkruid 5	k	vb	w	
114	Maasland	5	100 klei	singel	5	6	80	10 z/n	hc			Speenkruid 3; Fluitenkruid 3	k	vb	r	
115	Maasland	6	100 klei	bosje	5	6	90	18 z/n	hc			Speenkruid 5	k	vb	h	
116	Meppel	1	100 zand	bossingel	8	1	2	4 n	n		3	Es 2m (bosvoetronging)	k	k	w	

Bijlage 5. Samenwerking van ecologisch beheer van beplantingen (Koster 1998a)

Openbaar groen op ecologische grondslag - volledig

nr	Plaats	Omtr	Opp. Bodem	Beeld	Bl	Sl	Kl	TS	Vest	N/C	ops	Dominerende of opvallende soorten	Klim	H/WB	VB	ZB
117	Middelburg	1	100 klei	boosje		T8	5	2	n	hc	1		90			
118	Middelburg	2	100 klei	boosje		T7	60	6	n	hc		Fluiterkruid 4	20	k	gr+bl	r
119	Muntendam	1	100 zand	boossingel	7	5	2	1	p	hc			95			
120	Muntendam	2	100 zand	boossingel	7	5	90	6	z/p/n	hc	6	Gede dovenetel		gr/k	gr+bl	bb
121	Muntendam	3	100 zand	boossingel	5	4	30	11	z/p/n	hc	1	Gede dovenetel 2b		gr/k	gr+bl	h
122	Naarden	1	100 zand	singel	4	6	70	8	z/n	hc		Stinkende gouwe		k	gr+bl	zgr
123	Naarden	2	105 zand	singel	4	5	90	8	z/n	hc		Zevenblad		k	gr+bl	zgr
124	Nijkerk	1	100 zand	boosje	6	3	5	6	z/n	hc			75			
125	Nijkerk	2	120 zand	singel	5	3	10	15	z/n	hc			60	k	gr+bl	h
126	Rotterdam	1	100 klei	singel	5	1	90	6	n	hc		Fluiterkruid 5		k	gr+bl	r
127	Rotterdam	2	100 klei	singel	5	2	60	11	n	hc	4			k	gr+bl	h
128	Rotterdam	3	100 klei	singel	7	2	80	12	n	hc	4			g	gr+bl	h
129	Rijswijk	1	210 klei	boosje		T7	100	20	n	hc		zijwaarts lichen		gr	gr+bl	h
130	Schiedam	1	100 klei	singel	7	4	60	7	n	hc		Speenkruid 5; Grote brandnetel 4		k	vb	r
131	Schiedam	2	100 klei	singel	6	4	50	5	n	hc	1	Loek-zonder-loek (niet bloetend)		k	gr+bl	h
132	Schiedam	3	100 klei	boosje	6	5	70	10	n/z	hc		Fluiterkruid 2b		k	gr+bl	h
133	Schiedam	3a	100 klei	boosje	7	3	90	8	n/z	hc		Groot hoefblad		k	gr+bl	r
134	Schiedam	4	100 klei	boosje	6	1	50	4	n	hc		Fluiterkruid 2b		k	gr+bl	r
135	Schiedam	5	100 klei	boosje	8	4	80	3	n	n	1	Speenkruid 5		k	vb	w
136	Schiedam	6	100 klei	singel	0	6	90	5	n	hc		Speenkruid 5		k	vb	w
137	Schiedam	7	100 klei	boossingel	9	4	30	4	n	hc		Fluiterkruid		k	gr+bl	r
138	Schiedam	8	100 klei	boossingel	8	4	50	4	n	hc		Fluiterkruid		k	gr+bl	r
139	Schiedam	9	100 klei	singel	6	2	95	5	n	hc	2	Gede dovenetel		gr/k	gr+bl	bb
140	Schiedam	10	200 klei	boosje	5	3	1	4	n	n	4		80			
141	Schiedam	11	225 klei	boosje	8	3	1	1	n	n	5		70			
142	Schiedam	12	120 klei	singel	6	3	70	3	p/n	hc	3	Gede dovenetel 4		gr/k	gr+bl	bb
143	Schiedam	13	225 klei	boosje	7	2	1	1	n	n	3		80			
144	Schiedam	14	120 klei	singel	5	4	2	4	n	n	4		90			
145	Schiedam	15	150 klei	boossingel	4	2	10	6	n	hc			90			

Bijlage 5. Samenwerking van ecologisch beheer van beplantingen (Koster 1998a)

nr	Plants	Ornt	Opp. Bodem	Beeld	Bl	Sl	Kl	TS	Vest.	N/C	ops	Dominerende of opvallende soorten	Klim	H/WB	VB	ZB
146	Plans	1	100 klei	bossingel	6	4	60	7 n	n	n		Speekruid 4; moslaag 25%; Kleefkruid 3	k/gr	vb	r	
147	Sneek	2	100 klei	bossingel	5	5	30	5 n	n	n		Speekruid 5; Fluiterkruid 2b	k	vb	r	
148	Sneek	3	100 klei	bossingel	4	5	60	5 n	n	n		Speekruid 4; Fluiterkruid 3	k	vb	r	
149	Sneek	4	240 klei	singel	1	8	80	5 n/p	hc	hc		Speekruid 5; Gele dovenetel 2b	gr/k	vb	h	
150	Veendael	1	200 zand	boosie	6	3	80	15 n/z	hc	hc	4		4 k	br-b	h	
151	Veendael	2	100 zand	singel	8	4	60	9 n	hc	hc		Dolle kerrel 2b	k	gr+bl	r	
152	Vlaardingn	1	100 zandige klei	bossingel	4	3	20	13 z/p	hc	hc		Fluiterkruid 2b; Geel nagelkruid 3	k	gr+bl	h	
153	Vlaardingn	2	100 zandige klei	singel	7	3	50	5 z/p	hc (n)	hc (n)		Bossemoon 2b; Vingertelbloem 3	k	vb	w	
154	Vlaardingn	3	100 zandige klei	singel	4	3	85	16 z/p	hc	hc		stranzdorv./bosflora	k	vb	h	
155	Wageningn	1	104 zavelachtg	Boosie	4	1	80	6 n	n	n		Zerenblad 5	k	gr+bl	zgr	
156	Wageningn	2	100 zavelachtg	boosie	9	3	90	4 p	n	n	1	Gele dovenetel 5	gr/k	gr+bl	bb	
157	Wageningn	3	60 zavelachtg	singel	4	6	30	6 n	hc	hc	5		20 k	gr+bl	h	
158	Wageningn	4	100 zavelachtg	singel	8	5	50	2 n	hc	hc	1	Zerenblad 4	k	gr+bl	zgr	
159	Wageningn	5	450 zavelachtg	bossingel	5	3	90	3 n	n	n	3	Zerenblad 5	1 k	gr+bl	zgr	
160	Warffum	1	100 klei	bos	6	2	90	7 n	n	n		Fluiterkruid 5	k	gr+bl	r	
161	Warffum	1	120 klei	singel	5	8	80	4 n	hc	hc		Fluiterkruid 3	k	gr+bl	r	
162	Woerden	1	100 klei	singel	5	8	80	4 n	hc	hc		Speekruid 5	k	vb	w	
163	Woerden	2	102 klei	singel	6	7	60	7 n/v	hc	hc		Speekruid 4	k	vb	h	
164	Wylke	1	150 Loss	open boosie	2	4	95	56 p/z/n	hc	hc		Gras 25% gras 35 %; moslaag 10%	g	g+bl	gr+bl	
165	Zeist	1	100 zand	open boosie	2	4	40	6 n	hc	hc			g	gr+bl	gr+bl	
166	Zoetmeert	1	100 klei	bos	7	5	15	6 n	n	n	2	Speekruid 2b	k	vb	w	
167	Zoetmeert	1a	100 klei	bos	5	4	30	8 n/p/z	n	n			k	gr+bl	zgr	
168	Zoetmeert	1b	100 klei	bos	3	6	60	4 n	n	n	2	Grote brandnetel 3; Kleefkruid 2a	k	gr	r	
169	Zoetmeert	2	100 klei	boosie	4	6	10	8 n	n	n			25 k	gr+bl	h	
170	Zoetmeert	7	100 klei	boosie	5	5	50	6 n/v	hc	hc		Speekruid 3	40 k	vb	h	
171	Zoetmeert	8	120 klei	boosie	2	7	10	4 n	hc	hc			k	gr	r	
172	Zoetmeert	9	100 klei	singel	4	5	90	6 n	hc	hc		Speekruid 3; Zerenblad 3	k	vb	zgr	
173	Zoetmeert	3	104 klei	struiken	0	4	75	10 n	hc	hc		Zerenblad 2a; Fluiterkruid 2a	k	gr+bl	r	
174	Zoetmeert	5	100 klei	singel	0	4	80	13 n	hc	hc		Fluiterkruid 3	10 k	gr-bl	r	

Bijlage 5. Samenwerking van ecologisch beheer van beplantingen (Koster 1998a)

nr	Plaats	Ort	Opp. Bodem	Beeld	Bl	Sl	Kl	TS Vest.	N/C	ops	Dominerende of opvallende soorten	Klim	H/W/B	VB	ZB
175	Zoetermeer	6	100 klei	struik+gras	3	7	90	12/n	hc				g	g+bl	g
176	Zuiphen	1	100 zavelachtig	struweel/sing	0	5	60	10/n	hc	3	Grote brandnetel 3; Speckruud 2a		k	gr+bl	r
177	Zwolle	1	100 klei	singel	4	5	20	8 n/z	hc			50 k	gr+bl	h	
178	Zwolle	1a	100 klei	singel	5	5	40	10 n/z	hc				5 k	gr+bl	h
179	Zwolle	2a	100 klei	boosje	4	6	95	12 n/z	hc				k	gr+bl	r
180	Zwolle	2b	100 klei	boosje	4	4	90	7 n/z	hc	1	Look-zonder-look 4		k	gr+bl	r
181	Zwolle	2c	100 klei	boosje	4	4	90	1 2	hc		Look-zonder-look 5 (alleen rozetten)		k	gr	h
182	Zwolle	3a	100 klei	boosje	5	4	50	7 p/zn	hc		Look-zonder-look 3		k	gr+bl	r
183	Zwolle	3b	100 klei	boosje	4	4	90	9 p/z/n	hc		Look-zonder-look 4		k	gr+bl	r
184	Zwolle	4	100 klei	boosje	4	3	70	11 z/n	hc		Look-zonder-look 3		k	gr+bl	r
185	Zwolle	5	100 klei	boosje	4	3	90	11 z/n	hc		Look-zonder-look 3		k	gr+bl	r
186	Zwolle	6	100 klei	boosje	3	5	90	8 z/n	hc		Look-zonder-look 2h; gras 2h-3		g/k	gr+bl	h
187	Zwolle	7	100 klei	boosje	7	3	95	5 z/n	hc		Zevenblad 5		k	gr+bl	h
188	Arnhem-Vredenburg	1	500 rivierklei	struikbeplant	0	9	25	36 v/n	n/n/n	3			k	g	zgr
189	Arnhem-Vredenburg	2	450 rivierklei	struikbeplant	0	4	80	73 v/n	n/n/n	11			k	g	w
190	Arnhem-Vredenburg	3	900 rivierklei	struikbeplant	0	9	10	28 v/n	n/n/n				k	g	w
191	Arnhem-Vredenburg	4	150 rivierklei	struikbeplant	0	8	15	27 v/n	n/n/n				k	k	w
192	Arnhem-Vredenburg	5	300 rivierklei	struikbeplant	0	5	65	34 v/n	n/n/n	4	oorspronkelijk donker				w
193	Arnhem-Vredenburg	6	200 rivierklei	struikbeplant	0	5	65	30 v/n	n/n/n	2				gr	zgr
194	Arnhem-Vredenburg	7	350 rivierklei	struikbeplant	0	6	35	45 v/n	n/n/n	7					zgr
195	Arnhem-Vredenburg	8	400 rivierklei	struikbeplant	0	7	65	39 v/n	n/n/n	2	zilveraars licht				gr
196	Arnhem-Vredenburg	9	600 rivierklei	struikbeplant	0	5	50	33 v/n	n/n/n	1					gr
197	Arnhem-Vredenburg	10	300 rivierklei	struikbeplant	0	6	60	39 v/n	n/n/n	1					gr
198	Arnhem-Vredenburg	11	nivierklei	struikbeplant	0	5	70	38 v/n	n/n/n						gr
199	Arnhem-Vredenburg	12	2000 rivierklei	struikbeplant	0	5	7	30 v/n	n/n/n	1	oorspronkelijk donker				gr
200	Arnhem-Vredenburg	13	550 rivierklei	struikbeplant	0	6	45	38 v/n	n/n/n	4					w
201	Arnhem-Vredenburg	14	900 rivierklei	struikbeplant	0	5	15	39 v/n	n/n/n	5					w
202	Arnhem-Vredenburg	15	250 rivierklei	struikbeplant	0	5	15	31 v/n	n/n/n	5					w
203	Arnhem-Vredenburg	16	550 rivierklei	struikbeplant	0	9	3	35 v/n	n/n/n	1			k	k	w

Bijlage 5. Samenvatting van ecologisch beheer van beplantingen (Koster 1998a)

nr	Plaas	Orn	Opp	Bodem	Beeld	Bl	Sl	Kl	TS	Vest.	N/C	ops	Dominerende of opvallende soorten	Klim	H/WB	VB	ZB
204	Aankern-Vredenburg	17	1000	rivierklei	struikbeplant.	0	8	3	33 v/n	n/ha	2			k	k		w
205	Aankern-Vredenburg	18	500	rivierklei	struikbeplant.	0	9	3	17 v/n	n/ha				k	k		w
206	Aankern-Vredenburg	19	120	rivierklei	struikbeplant.	0	5	90	21 v/n	n/ha						gr	gr
207	Aankern-Vredenburg	20	120	rivierklei	struikbeplant.	0	5	55	22 v/n	n/ha						gr	gr
208	Aankern-Vredenburg	21	700	rivierklei	struikbeplant.	0	7	20	37 v/n	n/ha	3						w
209	Aankern-Vredenburg	22	650	rivierklei	struikbeplant.	0	8	40	27 v/n	n/ha	3						w
210	Aankern-Vredenburg	23	350	rivierklei	struikbeplant.	0	8	5	19 v/n	n/ha							w
211	Aankern-Vredenburg	24	150	rivierklei	struikbeplant.	0	5	55	35 v/n	n/ha	4						gr
212	Aankern-Vredenburg	25	1000	rivierklei	struikbeplant.	0	6	50	37 v/n	n/ha	5						gr
213	Aankern-Vredenburg	26	250	rivierklei	struikbeplant.	0	5	70	30 v/n	n/ha	7						gr
214	Aankern-Vredenburg	27	200	rivierklei	struikbeplant.	0	8	5	22 v/n	n/ha	9						w
215	Aankern-Vredenburg	28	250	rivierklei	struikbeplant.	0	4	60	39 v/n	n/ha	6						g
216	Aankern-Vredenburg	29	550	rivierklei	struikbeplant.	0	8	7	30 v/n	n/ha	3						w
217	Aankern-Vredenburg	30	300	rivierklei	struikbeplant.	0	8	7	36 v/n	n/ha	3						w

Legenda

Orn + opnamenummer in: Koster 1998a
 Opp = oppervlakte in m²
 Bl = bedekking boomlaag in tiendenallen %
 Sl = bedekking struiklaag in tiendenallen %; T = totale bedekking Bl en Sl
 Kl = bedekking kruidlaag in %
 TS = totaal aantal soorten
 Vest. = vestiging; n = natuurlijk; z = uitgezaaid; p = geplant; v = verwoerd
 C/N = natuurlijk/cultureel; hc = halfcult; n = nat; c = cult; ha = halfhaai (5:6:5)
 Ops = opslag aantal houtige soorten

Klim = bedekking Klimop in %
 H/WB = Herfst-/winterbedekt; k = kaal; gr = groen
 VB = vlb: voorjaarsbloei kruidlaag = bloemrijk; gr = groen; gas: bl = bloemen aanwezig
 ZB = zornetbedekt; W = weinig begroeid minder dan 20%; zgr = zornetgroen
 ZB = zornetbedekt; bb = bodembedekt; r = ruig; gr = graszig; h = heterogeen
 zo = zoom; alleen de zoom is opgenomen
 Codes achter plantennamen = code Braun-Blanquet; zie bijlage 14

Bijlage 6. Boom- en struiklaag in min of meer olopende bedekking in tientallen % (Koster 1998a)

Nr	Plaats	O.nr	Bl	Sl	Kl	Klim	H/WB	VB	ZB
039	Arnhem	3	0	2	90		gr/k	gr+bl	gr
099	Leeuwarden	4	0	2	100		k/gr	vb+gr	r
101	Leiden	2	0	3	80	10	g	gr	h
040	Arnhem	4	0	4	50		gr/k	gr+bl	gr
215	Arnhem-Vredenburg	28	0	4	60				g
173	Zoetermeer	3	0	4	75		k	gr+bl	r
174	Zoetermeer	5	0	4	80	10	k	gr = bl	r
189	Arnhem-Vredenburg	2	0	4	80				zgr
199	Arnhem-Vredenburg	12	0	5	07				w
192	Arnhem-Vredenburg	5	0	5	08				w
201	Arnhem-Vredenburg	14	0	5	15				w
202	Arnhem-Vredenburg	15	0	5	15				w
196	Arnhem-Vredenburg	9	0	5	50				gr
207	Arnhem-Vredenburg	20	0	5	55			gr	gr
211	Arnhem-Vredenburg	24	0	5	55			gr	gr
176	Zutphen	1	0	5	60		k	gr+bl	r
193	Arnhem-Vredenburg	6	0	5	65			gr	zgr
198	Arnhem-Vredenburg	11	0	5	70				gr
213	Arnhem-Vredenburg	26	0	5	70			gr	gr
206	Arnhem-Vredenburg	19	0	5	90			gr	gr
194	Arnhem-Vredenburg	7	0	6	35				zgr
200	Arnhem-Vredenburg	13	0	6	45				w
051	Ede	3	0	6	50	20	k	gr+bl	r
212	Arnhem-Vredenburg	25	0	6	50				gr
197	Arnhem-Vredenburg	10	0	6	60				gr
136	Schiedam	6	0	6	90		k	vb	w
208	Arnhem-Vredenburg	21	0	7	20				w
058	Enschede	2	0	7	50		k	gr+bl	zgr
195	Arnhem-Vredenburg	8	0	7	65				gr
204	Arnhem-Vredenburg	17	0	8	03		k	k	w
210	Arnhem-Vredenburg	23	0	8	05		k	k	w
214	Arnhem-Vredenburg	27	0	8	05		k	k	w
216	Arnhem-Vredenburg	29	0	8	07		k	k	w
217	Arnhem-Vredenburg	30	0	8	07		k	k	w
191	Arnhem-Vredenburg	4	0	8	15		k	k	w
209	Arnhem-Vredenburg	22	0	8	40		k	gr	w
203	Arnhem-Vredenburg	16	0	9	03		k	k	w
205	Arnhem-Vredenburg	18	0	9	03		k	k	w
190	Arnhem-Vredenburg	3	0	9	10		k	g	w
188	Arnhem-Vredenburg	1	0	9	25		k	g	w
113	Maasland	4	0	9	90		k	vb	w
078	Haarlem	2(94)	1	5	95		k	vb	zgr
049	Ede	1	1	7	50		k	gr+bl	r
149	Sneek	4	1	8	80		gr/k	vb	h
024	A'dam-Noord	5	2	3	60		k	gr	r
165	Zeist	1	2	4	40		g	g+bl	g+bl
063	Goes	1	2	4	95		gr	g+bl	gr
164	Wylre	1	2	4	95		g	g+bl	g+bl
037	Arnhem	2	2	5	95		k	gr	r
050	Ede	2	2	5	30	50	k	gr+bl	r
059	Enschede	3	2	5	50		k	gr+bl	zgr
092	Haarlem	10	2	5	80		k	gr+bl	r
035	Apeldoorn	4	2	6	60			gr	r
032	Apeldoorn	1	2	6	70		k	gr	r
033	Apeldoorn	2	2	6	70		k	gr	r
057	Enschede	1	2	6	40		k	gr+bl	zgr
055	Ede	7	2	6	60		k	gr+bl	zgr
171	Zoetermeer	8	2	7	10		k	gr	r

Bijlage 6. Boom- en struiklaag in min of meer oplopende bedekking in tientallen % (Koster 1998a)

Nr	Plaats	O.nr	Bl	Sl	Kl	Klim H/WB	VB	ZB
083	Haarlem	3(96)	2	7	100	k	gr	zgr
081	Haarlem	1(96)	3	1	75	k	vb	r
056	Ede/de Klomp	1	3	3	00	90		
062	Geldrop	2	3	3	60	r	r	r
070	Gouda	4a	3	3	70	k	vb	zgr
108	Leusden	3	3	3	70	25 k	vb	w
098	Leeuwarden	3	3	3	90	k	gr	r
088	Haarlem	6	3	4	80	k	gr	zgr
021	A'dam-Noord	2	3	5	80	k	gr	zgr
053	Ede	5	3	5	40	k	gr+bl	r
069	Gouda	4	3	5	80	k	vb	r
079	Haarlem	3(94)	3	5	80	k	vb	h
094	Heerenveen	1	3	5	80	10 k	gr	zgr
186	Zwolle	6	3	5	90	g/k	gr+bl	h
034	Apeldoorn	3	3	6	60	k/gr	gr	r
168	Zoetermeer	1b	3	6	60	k	gr	r
080	Haarlem	4(94)	3	6	90	k	vb	r
097	Leeuwarden	2	3	6	95	k	vb	h
041	Assen	1	3	7	80	gr/k	gr+bl	bb
091	Haarlem	9	3	7	70	k	gr	r
112	Maasland	3	3	7	80	k	vb	w
175	Zoetermeer	6	3	7	90	g	g+bl	g
100	Leiden	1	3	8	80	k/gr	gr	r
155	Wageningen	1	4	1	80	k	gr+bl	zgr
145	Schiedam	15	4	2	10	90		
066	Gouda	1	4	2	80	k	vb	zgr
036	Arnhem	1	4	3	90	k	gr	r
152	Vlaardingen	1	4	3	50	k	gr+bl	h
184	Zwolle	4	4	3	70	k	gr+bl	r
154	Vlaardingen	3	4	3	85	k	vb	h
185	Zwolle	5	4	3	90	k	gr+bl	r
005	Amstelveen	4a	4	4	80	k	vb	w
086	Haarlem	5	4	4	70	k	gr	h
180	Zwolle	2b	4	4	90	k	gr+bl	r
181	Zwolle	2c	4	4	90	k	gr	h
183	Zwolle	3b	4	4	90	k	gr+bl	r
038	Arnhem	2a	4	5	70	k	gr	zgr
177	Zwolle	1	4	5	20	50 k	gr+bl	h
148	Sneek	3	4	5	60	k	vb	r
123	Naarden	2	4	5	90	k	gr+bl	zgr
172	Zoetermeer	9	4	5	90	k	vb	zgr
052	Ede	4	4	6	05	90		
169	Zoetermeer	2	4	6	10	25 k	gr+bl	h
157	Wageningen	3	4	6	30	20 k	gr+bl	h
122	Naarden	1	4	6	70	k	gr+bl	zgr
082	Haarlem	2(96)	4	6	75	k	vb	r
179	Zwolle	2a	4	6	95	k	gr+bl	r
126	Rotterdam	1	5	1	90	k	gr+bl	r
074	Groningen	6	5	2	50	k	gr	r
127	Rotterdam	2	5	2	60	k	gr+bl	h
106	Leusden	1b	5	2	80	5 gr/k	gr+bl	bb
073	Groningen	3	5	2	90	k	vb	r
072	Groningen	2	5	2	95	k	vb	zgr
125	Nijkerk	2	5	3	10	60 k	gr+bl	h
077	Haarlem	1(94)	5	3	95	k	vb	r
019	Amstelveen	11a	5	4	80	k	vb	w
144	Schiedam	14	5	4	02	90		
121	Muntendam	3	5	4	30	gr/k	gr+bl	h

Bijlage 6. Boom- en struiklaag in min of meer oplopende bedekking in tientallen % (Koster 1998a)

Nr	Plaats	O.nr	Bl	Sl	Kl	Klim: H/WB	VB	ZB
167	Zoetermeer	1a	5	4	30	k	gr+bl	zgr
182	Zwolle	3a	5	4	50	k	gr+bl	r
047	Deventer	2	5	4	70	20 k	gr+bl	r
061	Geldrop	1	5	4	80	r	r	r
111	Maasland	2	5	4	80	k	vb	r
048	Deventer	3	5	5	60	5 k	gr+bl	r
060	Enschede	4	5	5	00	75		
147	Sneek	2	5	5	30	k	vb	r
054	Ede	6	5	5	40	k	gr+bl	zgr
178	Zwolle	1a	5	5	40	5 k	gr+bl	h
170	Zoetermeer	7	5	5	50	40 k	vb	
087	Haarlem	6a	5	5	70	k	gr	r
096	Leeuwarden	1	5	5	90	k	vb	zgr
114	Maasland	5	5	6	80	k	vb	r
115	Maasland	6	5	6	90	k	vb	h
105	Leusden	1	5	7	50	50 k	vb	w
095	Heerenveen	2	5	2	20	k	gr	h
140	Schiedam	10	5	3	01	80		
159	Wageningen	5	5	3	90	1 k	gr+bl	zgr
162	Woerden	1	5	8	80	k	vb	w
134	Schiedam	4	6	1	50	k	gr+bl	r
160	Warffum	1	6	2	90	k	gr+bl	r
139	Schiedam	9	6	2	95	gr/k	gr+bl	bb
006	Amstelveen	4b	6	3	95	k	vb	w
124	Nijkerk	1	6	3	05	75		
142	Schiedam	12	6	3	70	gr/k	gr+bl	bb
150	Veenendaal	1	6	3	80	4 k	br+b	h
076	Groningen	5	6	3	95	k	vb	w
042	Assen	2	6	4	50	k	gr = bl	zgr
003	Amstelveen	3	6	4	90	k	vb	w
022	A'dam-Noord	3	6	4	90	gr/k	vb	bb
131	Schiedam	2	6	4	50	k	gr+bl	h
146	Sneek	1	6	4	60	k/gr	vb	r
110	Maasland	1	6	4	95	k	vb	r
007	Amstelveen	5	6	5	70	k/gr	vb	zgr
018	Amstelveen	11	6	5	80	5 k	vb	w
009	Amstelveen	6	6	5	95	k	vb	zgr
132	Schiedam	3	6	5	70	k	gr+bl	h
045	Bloemendaal	2	6	6	90	k	vb	zgr
163	Woerden	2	6	7	60	k	vb	h
031	A'dam Bijlmer	3	7	1	60	k	gr	zgr
028	A'dam Zeeburg	4	7	1	80	k	vb	w
030	A'dam Bijlmer	2	7	1	80	k	vb	zgr
027	A'dam Zeeburg	3	7	1	90	k	vb	w
143	Schiedam	13	7	2	01	80		
128	Rotterdam	3	7	2	80	g	gr+fl	h
071	Groningen	1	7	2	95	k	k/gr	zgr
075	Groningen	4	7	2	95	k	vb	w
004	Amstelveen	4	7	3	50	k	vb	w
008	Amstelveen	6a	7	3	90	10 k/gr	vb	zgr
107	Leusden	2	7	3	10	50		
153	Vlaardingen	2	7	3	20	k	vb	w
084	Haarlem	4(96)	7	3	70	k	gr	h
133	Schiedam	3a	7	3	90	k	gr+bl	r
187	Zwolle	7	7	3	95	k	gr+bl	zgr
015	Amstelveen	9	7	4	50	k	vb	w
013	Amstelveen	7a	7	4	25	k	vb	w
102	Leiden	3	7	4	50	k	gr	r

Bijlage 6. Boom- en struiklaag in min of meer oplopende bedekking in tientallen % (Koster 1998a)

Nr	Plaats	O.nr	Bl	Sl	Kl	Klim H/WB	VB	ZB
012	Amstelveen	7	7	4	60	k	vb	zgr
130	Schiedam	1	7	4	60	k	vb	r
014	Amstelveen	8	7	5	70	k	vb	w
046	Deventer	1	7	5	70	10 k	gr+bl	r
119	Muntendam	1	7	5	02	95		
166	Zoetermeer	1	7	5	15	k	vb	w
089	Haarlem	7	7	5	50	k	gr	r
120	Muntendam	2	7	5	90	gr/k	gr+bl	bb
001	Amstelveen	1	7	6	50	20 k	vb	w
002	Amstelveen	2	7	6	60	k	vb	w
064	Goes	2	8	0	90	k	vb	w
023	A'dam-Noord	4	8	1	90	gr/k	vb	bb
116	Meppel	1	8	1	02	k	k	w
104	Leiden	5	8	1	50	60	vb	
109	Leusden	4	8	2	10	k	vb	w
020	A'dam-Noord	1	8	3	30	1 k	gr	w
025	A'dam Zeeburg	1	8	3	80	k	vb	w
141	Schiedam	11	8	3	01	70		
026	A'dam Zeeburg	2	8	4	50	k	gr	zgr
138	Schiedam	8	8	4	50	k	gr+bl	r
151	Veenendaal	2	8	4	60	k	gr+bl	r
135	Schiedam	5	8	4	80	k	vb	w
065	Goes	3	8	5	40	k	r+vb	w
090	Haarlem	8	8	5	50	k	vb	w
158	Wageningen	4	8	5	50	k	gr+bl	zgr
068	Gouda	3	8	5	90	k	vb	w
029	A'dam Bijlmer	1	8	2	50	k	vb	zgr
016	Amstelveen	10	9	0	80	k	vb	w
044	Bloemendaal	1	9	1	90	k	vb	zgr
011	Amstelveen	13a	9	2	90	k/gr	vb	bb
010	Amstelveen	13	9	3	90	k	vb	zgr
156	Wageningen	2	9	3	90	gr/k	gr+bl	bb
137	Schiedam	7	9	4	30	k	gr+bl	r
017	Amstelveen	14	zo	zo	90	k	vb	zgr
103	Leiden	4	zo	zo	80	k	gr	r
067	Gouda	2		T8	50	k	vb	w
093	Haarlem	11		T6	90	k	gr	r
129	Rijswijk	1		T7	100	gr	gr+bl	h
118	Middelburg	2		T7	60	20 k	gr+bl	r
085	Haarlem	1(92)		T7	80	k	gr	h
117	Middelburg	1		T8	05	90		
161	Winsum	1		T8	60	k	gr+bl	r
043	Assen	3		T9	05	85		

Legenda

O.nr + opnamenummer in : Koster 1998a; Bl = bedekking boomlaag in tientallen %; Sl = bedekking struiklaag in tientallen %; T = totale bedekking Bl en Sl; Kl = bedekking kruidlaag in %; Klim = bedekking Klimop in %; H/WB = Herfst-/winterbeeld: k = kaal; gr = groen; VB =vb: voorjaarsbloei kruidlaag= bloemrijk: gr = groen/gras; bl = bloemen aanwezig; ZB = zomerbeeld: W = weinig begroeid minder dan 20%; zgr = zomergroen; ZB = zomerbeeld; bb = bodembedek: r = ruig; gr = grazig; h = heterogeen; zo = zoom; alleen de zoom is opgenomen.

De gegevens in deze bijlage leveren geen betrouwbare maat voor de relatie tussen de bedekking van de houtige soorten en die van de kruidlaag. Van invloed zijn: de lichtdoorlatendheid van de afzonderlijke soorten bomen en struiken; zijwaartse lichtinval; voedselrijkdom en vochtigheid van de bodem; beheer en historie van de begroeiing. Zie verder 6.9

Bijlager 7. Levensvormen van de waargenomen soorten (Koster 1998a)

Bezenkruid	<i>Senecio inaequidens</i>	C	Knolspira	<i>Filipendula vulgaris</i>	H
Bonte gele dovenetel	<i>Lamium galeobdolon</i>	C	Knolsteenbreek	<i>Saxifraga granulata</i>	H
Draadereprijs	<i>Veronica filiformis</i>	C	Knoopkruid	<i>Centaurea jacea</i>	H
Gewone ereprijs	<i>Veronica Caedrys</i>	C	Knopig helmkruid	<i>Scrophularia nodosa</i>	H
Gewone hooibloem	<i>Cerastium fontanum</i>	C	Koninginnenkruid	<i>Eupatorium cannabinum</i>	H
Grote muur	<i>Stellaria holostea</i>	C	Kroonkruid	<i>Securigera varia</i>	H
Kleine maagdenpalm	<i>Vicia minor</i>	C	Kropaar	<i>Dactylis glomerata</i>	H
Muurbloem	<i>Erysimum cheiri</i>	C	Kruipend zenegroen	<i>Ajuga reptans</i>	H
Muurpeper	<i>Sedum acre</i>	C	Kruipende boterbloem	<i>Ranunculus repens</i>	H
Peningkruid	<i>Lysimachia nummularia</i>	C	Kruisbladvalstro	<i>Cruciata laevipes</i>	H
Roze vetkruid	<i>Sedum spurium</i>	C	Kruldistel	<i>Carduus crispus</i>	H
Viltge hooibloem	<i>Cerastium tomentosum</i>	C	Kruizuring	<i>Rumex crispus</i>	H
Wijnruit	<i>Ruta graveolens</i>	C	Late guldenroede	<i>Solidago gigantea</i>	H
Wit vetkruid	<i>Sedum album</i>	C	Lievevrouwebedstro	<i>Gaium odoratum</i>	H
Akkerdistel	<i>Cirsium arvense</i>	G	Look-zonder-look	<i>Alliaria petiolata</i>	H
Akkermelkdistel	<i>Sonchus arvensis</i>	G	Maarts viooltje	<i>Viola odorata</i>	H
Blauwe anemoon	<i>Anemone blanda</i>	G	Madeliefje	<i>Bellis perennis</i>	H
Blauwe druifjes	<i>Muscari botryoides</i>	G	Mannetjesvaren	<i>Dryopteris filix-mas</i>	H
Bosanemoon	<i>Anemone nemorosa</i>	G	Middelste teunisbloem	<i>Oenothera biennis</i>	H
Brede wespeorchis	<i>Epipactis helleborine</i>	G	Moederkruid	<i>Tanacetum parthenum</i>	H
Dalkruid	<i>Maianthemum bifolium</i>	G	Moerasandoom	<i>Stachys palustris</i>	H
Daslook	<i>Allium ursinum</i>	G	Moerasspirea	<i>Filipendula ulmaria</i>	H
Echte valeriana	<i>Valeriana officinalis</i>	G	Muskuskaasjeskruid	<i>Malva moschata</i>	H
Gele anemoon	<i>Anemone ranunculoides</i>	G	Muursla	<i>Mycelis muralis</i>	H
Gele lis	<i>Isis pseudacorus</i>	G	Oranje havikskruid	<i>Hieracium aurantiacum</i>	H
Gele papaver	<i>Meconopsis cambrica</i>	G	Pastinaak	<i>Pastinaca sativa</i>	H
Gevlekte aronskelk	<i>Arum maculatum</i>	G	Peen	<i>Daucus carota</i>	H
Gewone vogelmelk	<i>Ornithogalum umbellatum</i>	G	Pinksterbloem	<i>Cardamine pratensis</i>	H
Groot heksenkruid	<i>Circaea lutetiana</i>	G	Pitrus	<i>Juncus effusus</i>	H
Groot hoefblad	<i>Petasites hybridus</i>	G	Poelruit	<i>Thalictrum flavum</i>	H
Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i>	G	Prachtklokje	<i>Campanula persicifolia</i>	H
Grote keverorchis	<i>Listera ovata</i>	G	Priknus	<i>Lychnis coronaria</i>	H
Heemoos	<i>Equisetum arvense</i>	G	Puntwedenik	<i>Lysimachia punctata</i>	H
Heggenrank	<i>Bryonia dioica</i>	G	Rapunzelklokje	<i>Campanula rapunculus</i>	H
Herfsttijloos	<i>Colchicum autumnale</i>	G	Rechte rolklaver	<i>Lotus corniculatus sativus</i>	H
Holwortel	<i>Corydalis cava</i>	G	Reuzenberenklauw	<i>Hieracleum mantegazzianum</i>	H
Italiaanse aronskelk	<i>Arum italicum</i>	G	Ridderzuring	<i>Rumex obtusifolius</i>	H
Japanse duizendknoop	<i>Fallopia japonica</i>	G	Rietzwenkgras	<i>Festuca arundinacea</i>	H
Klein hoefblad	<i>Tussilago farfara</i>	G	Robertskruid	<i>Geranium robertianum</i>	H
Knolboterbloem	<i>Ranunculus bulbosus</i>	G	Rode klaver	<i>Trifolium pratense</i>	H
Kraallook	<i>Allium vineale</i>	G	Rood zwenkgras	<i>Festuca rubra</i>	H
Kweek	<i>Elytrigia repens</i>	G	Roomse kervel	<i>Myrrhis odorata</i>	H
Lelietje-van-dalen	<i>Convallaria majalis</i>	G	Ruig klokje	<i>Campanula trachelium</i>	H
Lenteklokje	<i>Leucocjum vernum</i>	G	Ruw beemdgras	<i>Poa trivialis</i>	H
Lidrus	<i>Equisetum palustre</i>	G	Schaduwgras	<i>Poa nemoralis</i>	H
Muskuskruid	<i>Adoxa moschatellina</i>	G	Schaduwkruid	<i>Senecio ovatus</i>	H
Rietorchis	<i>Dactylorhiza maculata ssp. p.</i>	G	Schapezuring	<i>Rumex acetosella</i>	H
Speenkruid	<i>Ranunculus ficaria</i>	G	Scherp havikskruid	<i>Hieracium umbellatum</i>	H
Veelbloemige salomonszegel	<i>Polygonatum multiflorum</i>	G	Scherpe boterbloem	<i>Ranunculus acris</i>	H

Bijlager 7. Levensvormen van de waargenomen soorten (Koster 1998a)

Bezemkruid	<i>Senecio inaequidens</i>	C	Knolspirea	<i>Filipendula vulgaris</i>	H
Veenwortel	<i>Persicaria amphibia</i>	G	Schijfkamille	<i>Matricaria discoidea</i>	H
Vingertelbloem	<i>Corydalis solida</i>	G	Schijnaardbei	<i>Potentilla indica</i>	H
Weegbreezonnebloem	<i>Doronicum plantagineum</i>	G	Sint-Janskruid	<i>Hypericum perforatum</i>	H
Wilde hyacint	<i>Scilla non-scripta</i>	G	Slangekruid	<i>Echium vulgare</i>	H
Wilde narcis	<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	G	Slanke slutelbloem	<i>Primula elatior</i>	H
Wilgenroosje	<i>Cerion angustifolium</i>	G	Smalle weegbree	<i>Plantago lanceolata</i>	H
Zevenblad	<i>Aegopodium podagraria</i>	G	Speerdistel	<i>Cirsium vulgare</i>	H
Vlasbekje	<i>Linaria vulgaris</i>	G/H	Stijf havikskruid	<i>Hieracium laevigatum</i>	H
Adderwortel	<i>Persicaria bistorta</i>	G/H	Stinkende gouwe	<i>Chelidonium majus</i>	H
Kattedoorn	<i>Ononis repens ssp. spinosa</i>	G/H	Struivaren	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	H
Grote lisodde	<i>Typha latifolia</i>	He	Tijmerprijs	<i>Veronica serpyllifolia</i>	H
Moeraszegge	<i>Carex acutiformis</i>	He	Tuinjudaspenning	<i>Lunaria annua</i>	H
Overzegge	<i>Carex riparia</i>	He	Tweerijge zegge	<i>Carex disticha</i>	H
Riet	<i>Phragmites australis</i>	He/H	Veldbeemdbras	<i>Poa pratensis</i>	H
Akkerkers	<i>Rorippa sylvestris</i>	H	Veldlathyrus	<i>Lathyrus pratensis</i>	H
Aster	<i>Aster spec</i>	H	Veldzuring	<i>Rumex acetosa</i>	H
Avondkoekoeksbloem	<i>Silene latifolia</i>	H	Vertakte leeuwentand	<i>Leontodon autumnalis</i>	H
Beemdoolevaarsbek	<i>Geranium pratense</i>	H	Vijfdelig kaasjeskruid	<i>Malva alcea</i>	H
Beklierde basterdwederik	<i>Epilobium ciliatum</i>	H	Vijfvingerkruid	<i>Potentilla reptans</i>	H
Bergbasterdwederik	<i>Epilobium montanum</i>	H	Viltig kruiskruid	<i>Senecio erucifolius</i>	H
Bergeentaunie	<i>Centaurea montana</i>	H	Vogelwikke	<i>Vicia cracca</i>	H
Bermooievaarsbek	<i>Geranium pyrenaicum</i>	H	Wilde akelei	<i>Aquilegia vulgaris</i>	H
Bijvoet	<i>Artemisia vulgaris</i>	H	Wilde cichorei	<i>Cichorium intybus</i>	H
Bleeksponig bosviooltje	<i>Viola riviniana</i>	H	Wilde marjolein	<i>Origanum vulgare</i>	H
Borenwormkruid	<i>Tanacetum vulgare</i>	H	Wilde reseda	<i>Reseda lutea</i>	H
Bosaartbei	<i>Fragaria vesca</i>	H	Witte klaver	<i>Trifolium repens</i>	H
Bosandoorn	<i>Stachys sylvatica</i>	H	Wolfspoot	<i>Lycopus europaeus</i>	H
Boskortssteel	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	H	Zandblauwtje	<i>Jasione montana</i>	H
Bosvergeet-mij-nietje	<i>Myosotis sylvatica</i>	H	Zeepekruid	<i>Saponaria officinalis</i>	H
Brede lathyrus	<i>Lathyrus latifolius</i>	H	Zilverschoon	<i>Potentilla anserina</i>	H
Brede stekelvaren	<i>Dryopteris dilatata</i>	H	Zwarte toorts	<i>Verbascum nigrum</i>	H
Canadese guldenroede	<i>Solidago canadensis</i>	H	Akkerdoelje	<i>Campanula rapunculoides</i>	H
Citroenmelisse	<i>Melisse officinalis</i>	H	Gevlekte scheerling	<i>Conium maculatum</i>	H (T)
Dagkoekoeksbloem	<i>Silene dioica</i>	H	Witte dovenetel	<i>Lamium album</i>	H/C
Dicht havikskruid	<i>Hieracium vulgatum</i>	H	Moerastrolklaver	<i>Lotus pedunculatus</i>	H/He
Dolle kervel	<i>Chaerophyllum temulum</i>	H	Watermunt	<i>Mentha aquatica</i>	H/He
Donkere ooievaarsbek	<i>Geranium phaeum</i>	H	Gewone braam	<i>Rubus fruticosus</i>	F
Donkersponig viooltje	<i>Viola reichenbachiana</i>	H	Bitterzoet	<i>Solanum dulcamara</i>	F/C
Duinriet	<i>Calamagrostis epigejos</i>	H	Gewone zandmuur	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	T
Echt bitterkruid	<i>Picris hieracioides</i>	H	Gewoon varkensgras	<i>Polygonum aviculare</i>	T
Eenbloemig parelgras	<i>Melica uniflora</i>	H	Grote windhalm	<i>Apera spica-venti</i>	T
Engels raigras	<i>Lolium perenne</i>	H	Zandrukt	<i>Arabidopsis thaliana</i>	T
Fijn schapegras	<i>Festuca filiformis</i>	H	Akkerkool	<i>Lapsana communis</i>	T
Fioringras	<i>Agrostis stolonifera</i>	H	Bleke klaproos	<i>Papaver dubium</i>	T
Fluitenkruid	<i>Anthriscus sylvestris</i>	H	Bosveldkers	<i>Cardamine flexuosa</i>	T
Fraaie vrouwenmantel	<i>Achillea mollis</i>	H	Canadese fijnstraal	<i>Conyza canadensis</i>	T
Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i>	H	Gekroesde melkdistel	<i>Sonchus asper</i>	T
Gele helmblom	<i>Pseudofumaria lutea</i>	H	Gewone hennepnetel	<i>Galeopsis tetrahit</i>	T
Gele morgenster	<i>Tragopogon pratensis</i>	H	Gewone raket	<i>Sisymbrium officinale</i>	T

Bijlager 7. Levensvormen van de waargenomen soorten (Koster 1998a)

Bezemkruid	<i>Senecio inaequidens</i>	C	Knolspira	<i>Filipendula vulgaris</i>	H
Gestreepte witbol	<i>Holcus lanatus</i>	H	Gewone steentrukt	<i>Erysimum cheiranthoides</i>	T
Gevekt longkruid	<i>Pulmonaria officinalis</i>	H	Gewoon herderstasje	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	T
Gevekte doventel	<i>Lamium maculatum</i>	H	Gewoon langbaardgras	<i>Vulpia myuros</i>	T
Gewone berenklauw	<i>Heracleum sphondylium</i>	H	Grijskruid	<i>Berteroa incana</i>	T
Gewone brunel	<i>Prunella vulgaris</i>	H	Grote ereprijs	<i>Veronica persica</i>	T
Gewone dotterbloem	<i>Caltha palustris</i> ssp. <i>palustris</i>	H	Grote klaproos	<i>Papaver rhoeas</i>	T
Gewone cikvezen	<i>Polypodium vulgare</i>	H	Herik	<i>Sinapis arvensis</i>	T
Gewone engelwortel	<i>Angelica sylvestris</i>	H	Hoenderbeet	<i>Lamium amplexicaule</i>	T
Gewone klit	<i>Arctium minus</i>	H	Ijle dravik	<i>Anisantha sterilis</i>	T
Gewone margriet	<i>Leucanthemum vulgare</i>	H	Kaal knopkruid	<i>Galinsoga parviflora</i>	T
Gewone paardebloem	<i>Taraxacum officinale</i>	H	Kleefkruid	<i>Galium aparine</i>	T
Gewone rollklaver	<i>Lotus corniculatus</i>	H	Klein kruiskruid	<i>Senecio vulgaris</i>	T
Gewone smeewortel	<i>Symphytum officinale</i>	H	Klein springzaad	<i>Impatiens parviflora</i>	T
Gewoon barbarakruid	<i>Barbarea vulgaris</i>	H	Klein streepzaad	<i>Crepis capillaris</i>	T
Gewoon biggekruid	<i>Hypochaeris radicata</i>	H	Kleine brandnetel	<i>Urtica urens</i>	T
Gewoon duizendblad	<i>Achillea millefolium</i>	H	Kleine klaver	<i>Trifolium dubium</i>	T
Gewoon struisgras	<i>Agrostis capillaris</i>	H	Kleine ooievaarsbek	<i>Geranium pusillum</i>	T
Gewoon vingerhoedskruid	<i>Digitalis purpurea</i>	H	Kleine veldkers	<i>Cardamine hirsuta</i>	T
Gladdewitbol	<i>Holcus mollis</i>	H	Klimopereprijs	<i>Veronica hedestifolia</i>	T
Glanshaver	<i>Arrhenatherum elatius</i>	H	Kompassla	<i>Lactuca serriola</i>	T
Grasklokje	<i>Campanula rotundifolia</i>	H	Koolzaad	<i>Brassica napus</i>	T
Groot glaskruid	<i>Parietaria officinalis</i>	H	Kruipertje	<i>Hordeum murinum</i>	T
Groot kaasjeskruid	<i>Malva sylvestris</i>	H	Melganzenvoet	<i>Chenopodium album</i>	T
Groot streepzaad	<i>Crepis biennis</i>	H	Paarse dovenetel	<i>Lamium purpureum</i>	T
Grote bevernel	<i>Pimpinella major</i>	H	Rankende heimbloem	<i>Cerastocnopus claviculata</i>	T
Grote kaardenbol	<i>Dipsacus fullonum</i>	H	Reuzenbalsemien	<i>Impatiens glandulifera</i>	T
Grote kattenstaart	<i>Lythrum salicaria</i>	H	Ringelwikke	<i>Vicia hirsuta</i>	T
Grote klit	<i>Arctium lappa</i>	H	Roze winterpostelein	<i>Claytonia siberica</i>	T
Grote vossenstaart	<i>Alopecurus pratensis</i>	H	Ruige klaproos	<i>Papaver argemone</i>	T
Grote wederik	<i>Lysimachia vulgaris</i>	H	Slijpbladige ooievaarsbek	<i>Geranium dissectum</i>	T
Grote weegbree	<i>Plantago major</i>	H	Straatgras	<i>Poa annua</i>	T
Grote zandkool	<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	H	Veldereprijs	<i>Veronica arvensis</i>	T
Gulden boterbloem	<i>Ranunculus aconitifolius</i>	H	Voederwikke	<i>Vicia sativa</i> spp. <i>sativa</i>	T
Haagwinde	<i>Calystegia sepium</i>	H	Vogelmuur	<i>Stellaria media</i>	T
Harig wilgentroosje	<i>Epilobium hirsutum</i>	H	Vroegeling	<i>Erophila verna</i>	T
Hartgespan	<i>Leonurus cardiaca</i>	H	Witte reseda	<i>Reseda alba</i>	T
Heelblaadjes	<i>Pulicaria dysenterica</i>	H	Wouw	<i>Reseda luteola</i>	T
Heggenwikke	<i>Vicia sepium</i>	H	Zachte dravik	<i>Bromus hordeaceus</i>	T
Hennegras	<i>Calamagrostis canescens</i>	H	Zachte ooievaarsbek	<i>Geranium molle</i>	T
Hondsdrif	<i>Glechoma hederacea</i>	H	Zandhoombloem	<i>Cerastium semidecandrum</i>	T
Honingklaver	<i>Melilotus</i>	H	Zwarte mosterd	<i>Brassica nigra</i>	T
Hop	<i>Humulus lupulus</i>	H	Reukeuze kamille	<i>Tripleurospermum maritimum</i>	T/C
Jacobsknikkruid	<i>Senecio jacobaea</i>	H	Akkervegeet-mij-nietje	<i>Myosotis arvensis</i>	T/H
Kaukasische smeewortel	<i>Symphytum grandiflorum</i>	H	Hopklaver	<i>Medicago lupulina</i>	T/H
Kleine kaardenbol	<i>Dipsacus pilosus</i>	H	Noorse ganzenik	<i>Potentilla norvegica</i>	T/H

Legenda

Zie 6.11.2 voor verklaring van levensvormen; C = chamaefyt; F = Fanerofyt, G = geofyt, H = hemikryptofyt, He = helofyt, T = therofyt.

Bijlage 8. Overzicht van de waargenomen wilde bijen in het stedelijk groen (Koster 2000b)

GENUS	SOORT	AUTEUR	NEDERLANDSE NAAM	BLOEMBZOEK	REC
Andrena	angustior	(Kirby 1802)	Zandbij	a. polylectisch	1
Andrena	barbilabris	(Kirby 1802)	Zandbij	a. polylectisch	54
Andrena	bicolor	Fabricius 1775	Zandbij	a. polylectisch	55
Andrena	bimaculata	(Kirby 1802)	Zandbij	a. polylectisch	1
Andrena	carantonica	Pérez 1902	Zandbij	a. polylectisch	27
Andrena	chrysoceles	(Kirby 1802)	Goudpootzandbij	a. polylectisch	53
Andrena	cineraria	(Linnaeus 1758)	Asbij	a. polylectisch	5
Andrena	dorsata	(Kirby 1802)	Zandbij	a. polylectisch	6
Andrena	flavipes	Panzer 1799	Grasbij	a. polylectisch	45
Andrena	fucata	Smith 1847	Zandbij	a. polylectisch	1
Andrena	fulva	(Müller 1766)	Vosje	a. polylectisch	35
Andrena	fulvida	Schenck 1853	Zandbij	a. polylectisch	1
Andrena	haemorrhoea	(Fabricius 1781)	Roodgatje	a. polylectisch	42
Andrena	labiata	Fabricius 1781	Zandbij	a. polylectisch	5
Andrena	minutula	(Kirby 1802)	Zandbij	a. polylectisch	16
Andrena	nigriceps	(Kirby 1802)	Zandbij	a. polylectisch	5
Andrena	nigroaenea	(Kirby 1802)	Zwartbronzen zandbij	a. polylectisch	25
Andrena	nitida	(Müller 1776)	Viltvlekszandbij	a. polylectisch	25
Andrena	pilipes	(Fabricius 1781)	Koolzwarte zandbij	a. polylectisch	2
Andrena	praecox	(Scopoli 1763)	Vroege zandbij	a. polylectisch	4
Andrena	semilaevis	Pérez 1903	Zandbij	a. polylectisch	4
Andrena	subopaca	Nylander 1848	Zandbij	a. polylectisch	33
Andrena	synadelpha	Perkins 1914	Zandbij	a. polylectisch	11
Andrena	tibialis	(Kirby 1802)	Zandbij	a. polylectisch	14
Andrena	varians	(Kirby 1802)	Zandbij	a. polylectisch	3
Andrena	ventralis	Imhoff 1832	Roodbukje	a. polylectisch	4
Anthidium	manicatum	(Linnaeus 1758)	Grote wolbij	a. polylectisch	34
Anthophora	plumipes	(Pallas 1772)	Gewone sachembij	a. polylectisch	76
Bombus	campestris	Panzer (1801)	Gewone koekoekshommel	a. polylectisch	1
Bombus	hortorum	(Linnaeus 1761)	Tuinhommel	a. polylectisch	1
Bombus	hypnorum	(Linnaeus 1758)	Boomhommel	a. polylectisch	1
Bombus	lapidarius	(Linnaeus 1758)	Steenhommel	a. polylectisch	1
Bombus	pascuorum	(Scopoli 1793)	Akkerhommel	a. polylectisch	1
Bombus	pratensis	(Linnaeus 1761)	Weide hommel	a. polylectisch	1
Bombus	terrestris	(Linnaeus 1758)	Aardhommel	a. polylectisch	1
Halictus	rubicundus	Christ 1791)	Rootpotige groefbij	a. polylectisch	26
Halictus	scabiosae	(Rossi 1790)	Breedbandgroefbij	a. polylectisch	2
Halictus	tumulorum	(Linnaeus 1758)	Groefbij	a. polylectisch	25
Hylaeus	brevicornis	Nylander 1852	Maskerbij	a. polylectisch	4
Hylaeus	communis	Nylander 1852	Gewone maskerbij	a. polylectisch	69
Hylaeus	confusus	Nylander 1852	Maskerbij	a. polylectisch	8
Hylaeus	gibbus	Saunders 1850	Maskerbij	a. polylectisch	20
Hylaeus	hyalinatus	Smith 1842	Tuinmaskerbij	a. polylectisch	91
Hylaeus	pectoralis	Förster 1871	Rietsigaarbij	a. polylectisch	1
Hylaeus	pictipes	Nylander 1852	Maskerbij	a. polylectisch	17

Bijlage 8. Overzicht van de waargenomen wilde bijen in het stedelijk groen (Koster 2000b)

GENUS	SOORT	AUTEUR	NEDERLANDSE NAAM	BLOEMBZOEK	REC
Lasioglossum	calceatum	(Scopoli 1763)	Groefbij	a. polylectisch	139
Lasioglossum	laticeps	(Schenck 1868)	Groefbij	a. polylectisch	4
Lasioglossum	leucopus	(Kirby 1802)	Groefbij	a. polylectisch	6
Lasioglossum	leucozonium	(Schränck 1781)	Groefbij	a. polylectisch	41
Lasioglossum	lucidulum	(Schenck 1861)	Groefbij	a. polylectisch	7
Lasioglossum	malachurum	(Kirby 1802)	Groefbij	a. polylectisch	1
Lasioglossum	minutissimum	(Kirby 1802)	Groefbij	a. polylectisch	1
Lasioglossum	morio	(Fabricius 1793)	Groefbij	a. polylectisch	26
Lasioglossum	parvulum	(Schenck 1853)	Groefbij	a. polylectisch	1
Lasioglossum	pauillum	(Schenck 1853)	Groefbij	a. polylectisch	1
Lasioglossum	sexnotatum	(Kirby 1802)	Groefbij	a. polylectisch	7
Lasioglossum	sexstrigatum	(Schenck 1869)	Groefbij	a. polylectisch	63
Lasioglossum	villosulum	(Kirby 1802)	Groefbij	a. polylectisch	18
Megachile	centuncularis	(Linnaeus 1758)	Tuinbladsnijder	a. polylectisch	19
Megachile	ligniseca	(Kirby 1802)	Zilveren fluitje	a. polylectisch	1
Megachile	versicolor	Smith 1844	Gewone behangersbij	a. polylectisch	9
Megachile	willughbiella	(Kirby 1802)	Grote bladsnijder	a. polylectisch	43
Osmia	caerulescens	(Linnaeus 1758)	Blauwe metselbij	a. polylectisch	7
Osmia	cornuta	(atreille 1809)	Gehoorde metselbij	a. polylectisch	1
Osmia	rufa	(Linnaeus 1758)	Rosse metselbij	a. polylectisch	61
Andrena	floreana	Fabricius 1793	Heggenrankbij	b. monolectisch	26
Osmia	adunca	(Panzer 1798)	Echumbij	b. monolectisch	1
Andrena	hattorfiana	(Fabricius 1775)	Knautiabij	b. oligolectisch	1
Andrena	labialis	(Kirby 1802)	Zandbij	b. oligolectisch	1
Andrena	lathyri	Alfken 1899	Wikkebij	b. oligolectisch	2
Andrena	proxima	(Kirby 1802)	Zandbij	b. oligolectisch	16
Andrena	vaga	Panzer 1799	Grijze zandbij	b. oligolectisch	2
Andrena	wilkella	(Kirby 1802)	Zandbij	b. oligolectisch	1
Chelostoma	campanularum	(Kirby 1802)	Kleine klokjesbij	b. oligolectisch	13
Chelostoma	rapunculi	(Lepelletier 1841)	Grote klokjesbij	b. oligolectisch	46
Colletes	cunicularius	(Linnaeus 1761)	Grote zijdebij	b. oligolectisch	4
Colletes	daviesanus	Smith 1846	Wormkruidbij	b. oligolectisch	35
Colletes	fodiens	(Geoffroy 1785)	Duinzijdebij	b. oligolectisch	8
Dasygaster	hirtipes	(Fabricius 1793)	Pluimvoetbij	b. oligolectisch	13
Eucera	nigriscens	Pérez 1879	Gewone langhoornbij	b. oligolectisch	1
Hierades	truncorum	(Linnaeus 1758)	Tronkenbij	b. oligolectisch	14
Hylaeus	signatus	(Panzer 1798)	Resedamaskerbij	b. oligolectisch	20
Macropis	europaea	Warncke 1973	Gewone slobkousbij	b. oligolectisch	26
Megachile	ericetorum	(Lepelletier 1841)	Lathyrusbij	b. oligolectisch	5
Melitta	haemorrhoidalis	(Fabricius 1775)	Klokjesdikpoot	b. oligolectisch	62
Melitta	nigricans	Alfken 1905	Kattenstaartdikpoot	b. oligolectisch	1
Osmia	niveata	(Fabricius 1804)	Metselbij	b. oligolectisch	1
Panurgus	banksianus	(Kirby 1802)	Grote roetbij	b. oligolectisch	10
Panurgus	calcaratus	(Scopoli 1763)	Kleine roetbij	b. oligolectisch	18
Epeoloides	coecutiens	(Fabricius 1775)	Bonte viltbij	c. parasitair	1
Epeolus	cruciger	(Panzer 1799)	Heideviltbij	c. parasitair	1

Bijlage 8. Overzicht van de waargenomen wilde bijen in het stedelijk groen (Koster 2000b)

GENUS	SOORT	AUTEUR	NEDERLANDSE NAAM	BLOEMBZOEK	REC
Epeolus	variegatus	(Linnaeus 1758)	Gewone viltbij	c. parasitair	3
Melecta	albifrons	Foster 1771	Bruine rouwbij	c. parasitair	12
Nomada	albuguttata	Herrich-Schäffer 1839	Bleekvlekwespbij	c. parasitair	3
Nomada	fabriciana	(Linnaeus 1767)	Roodzwarte dub.tand	c. parasitair	11
Nomada	flava	Panzer 1798	Gewone wespbij	c. parasitair	12
Nomada	flavoguttata	(Kirby 1802)	Kleine wespbij	c. parasitair	6
Nomada	fucata	Panzer 1798	Kortsprietwespbij	c. parasitair	1
Nomada	fulvicornis	Fabricius 1793	Roodsprietwespbij	c. parasitair	6
Nomada	lathburiana	(Kirby 1802)	Roodharige wespbij	c. parasitair	1
Nomada	marshamella	(Kirby 1802)	Donkere wespbij	c. parasitair	12
Nomada	panzeri	Lepeletier 1841	Sierlijke wespbij	c. parasitair	6
Nomada	ruficornis	(Linnaeus 1758)	Gewone dubbeltand	c. parasitair	7
Nomada	sheppardana	(Kirby 1802)	Geeltipe	c. parasitair	1
Nomada	signata	Jurine 1807	Signaalbij	c. parasitair	1
Nomada	succincta	Panzer 1798	Geelzwarte wespbij	c. parasitair	6
Sphecodes	crassus	Thompson 1870	Woekerbij	c. parasitair	2
Sphecodes	geoffrellus	(Kirby 1802)	Woekerbij	c. parasitair	1
Sphecodes	gibbus	(Linnaeus 1758)	Woekerbij	c. parasitair	1
Sphecodes	longulus	von Hagens 1882	Woekerbij	c. parasitair	3
Sphecodes	marginatus	von Hagens 1882	Woekerbij	c. parasitair	4
Sphecodes	miniatus	von Hagens 1882	Woekerbij	c. parasitair	1
Sphecodes	monilicornis	(Kirby 1802)	Woekerbij	c. parasitair	7
Sphecodes	pellucidus	Smith 1845	Woekerbij	c. parasitair	9
Sphecodes	puncticeps	Thompson 1870	Woekerbij	c. parasitair	1
Stelis	ornatula	(Klug 1807)	Witgeklekte tubebij	c. parasitair	1
Stelis	punctulatissima	(Kirby 1802)	Geelgerande tubebij	c. parasitair	9
TOTAAL	117 soorten			Records totaal	1771

LEGENDA en OPMERKINGEN

REC: vangsteenheden

GEM: aantal gemeenten waar de soort is waargenomen

Hommels zijn niet in de berekeningen meegeteld.

Namen naar Peeters et al. 1999.

Bijlage 9. Overzicht van het aantal soorten bijen en vangsteenheden per gemeente (Koster 2000b)

	Amsterdam	Amstelveen	Apeldoorn	Arnhem *	Barneveld *	Deventer *	Ede *	Goes	Gouda	Groningen *	Haarlem	Hilversum *	Leeuwarden	Leusden	Maastricht *	Nijmegen *	Rotterdam *	Schiedam	Utrecht	Veenendaal *	Vlaardingenv	Wageningen	Winsum	Zeist *	Zoetermeer	Zutphen *	TOTAAL 26		
<i>Lasiglossum sexstrigatum</i>	1	3	2		4	3	6																						
<i>Lasiglossum villosulum</i>				1	1		2			2					2	1	1		4	4									
<i>Macropis europaea</i>			2		1	1	1									3				15									
<i>Megachile centuncularis</i>			1	1		1	1			1	1	2			1	2			1	6									
<i>Megachile encerrorum</i>					1												1			1								1	
<i>Megachile lignisca</i>															1														
<i>Megachile vesicolor</i>				2		1	1								2		2			3									
<i>Megachile willughbiella</i>		3		2	2		6					1			1	1	6		2	11		3					1		
<i>Melecta albifrons</i>				1													11												
<i>Melitta nigricans</i>																				1									
<i>Melitta haemorrhoidalis</i>			12	2		2	35			2		1			1				1	6									
<i>Nomada albogutata</i>							1					2			1		5												
<i>Nomada fabriciana</i>				2						1		2			1		5												
<i>Nomada flava</i>				1	2					3		1			2		1			1							1		
<i>Nomada flavogutata</i>					1												3										2		
<i>Nomada fucata</i>																													
<i>Nomada fulvicornis</i>					1		1			1							9			1							1		
<i>Nomada lathburiana</i>										1																			
<i>Nomada marshamella</i>			1																										
<i>Nomada pauciter</i>							1			1						1	1												2
<i>Nomada ruficornis</i>							2			3																			
<i>Nomada sheppardiana</i>					1																								
<i>Nomada signata</i>							1																						

Bijlage 10. Overzicht van de milieutypen waar wilde bijen zijn waargenomen (Koster 2000b)

code+milieu	vangsteenheden	
kale gronden en stenige bodems	57	
gronddepot		14
plaveisel		40
basalt- en steenglooiing		3
pioniervegetaties en bloemakkers	23	
braakliggend terrein		18
bloemakker		5
grazige vegetaties	144	
berm		75
grasland		69
ruigte	37	37
vegetaties op en bij natte plekken	55	
oever/ruigte		24
slootberm en vijverkant		28
plas/dras		3
houtige begroeiingen	133	
beplanting		60
singel		19
struweel		3
sierbeplanting		18
berm/geluidswal/greppel = overgang beplanting	33	
kruidachtige vegetatie in houtige begroeiing	1029	
ruige struweelachtige rand		19
onderbegroeiing=kruidlaag in de beplanting		122
kruidachtige zoom langs beplanting		722
zoom met inham		141
overgang zoom/kruidlaag		25
kleine groene elementen	7	
alleenstaande boom		7
tuinen	267	
tuin		260
tuin & braam		
verwilderde of wilde plantentuin		
volkstuint		
natuurtuin		7
rots tuin		
kleine elementen	19	
tegeltuin, plantenbak, boomspiegel		19
totaal aantal vangsteenheden	1771	1771

Bijlage 11 Overzicht van de milieus van wilde bijen per soort (Koster, 2000b)

	open grond	plaveisel	basalt/steenglooi	pionier/braak	bloemakker	grazige berm	grasland/talud	ruigte	oever/ruig	sloot/vijverkant	plas/dras	beplanting	singel	struweel	sierbeplanting	bermbepanting	mantel	knuidlaag	zoom	inhammen	onderbe- ort./zoom	bomen solitair.	tuinen	natuurtuin	kleine elementen	Totaal
<i>Andrena angustior</i>													1													1
<i>Andrena bartolabris</i>	2	12	1	2		2	3		1	3		7	2		4	1			11	1			1			54
<i>Andrena bicolor</i>		1		3		1						2	1			1	3	2	20				1			55
<i>Andrena bimaculata</i>												1														1
<i>Andrena carantonica</i>		1					1	1				3	2	1	4	3			11							27
<i>Andrena chrysoceles</i>		2		1		1	2			1			1			3		3	31	6	1		1			53
<i>Andrena cineraria</i>								2											3							5
<i>Andrena dorsata</i>																			5	1						6
<i>Andrena flavipes</i>				1		2	2	1	1			2	1					3	28	3	1					45
<i>Andrena florea</i>		1													1				19	5						26
<i>Andrena fucata</i>																			1							1
<i>Andrena fulva</i>						1	2					3	1			1	1	16	3	1	1	1	5			35
<i>Andrena fulvica</i>																			1							1
<i>Andrena haemorrhoa</i>				1								1	1					1	2	9	15	2	1	1		42
<i>Andrena hortiflana</i>																										1
<i>Andrena labialis</i>																										1
<i>Andrena labiata</i>																										5
<i>Andrena latyri</i>																										2
<i>Andrena manutula</i>																										16
<i>Andrena nigriceps</i>																										5

Bijlage 11 Overzicht van de milieus van wilde bijen per soort (Koster, 2000b)

	open grond	plaveisel	basalt/steenglooi	pionier/braak	bloemakker	grazige berm	grasland/talud	ruigte	oever/ruig	sloot/vijverkant	plas/dras	beplanting	singel	struweel	sierbeplanting	bermbeplanting	mantel	kruidlaag	zoom	inhammen	onderbe- rt./zoom bomen solitair.	tuinen	natuurtuin	kleine elementen	Totaal	
<i>Andrena nigroaenea</i>			1	3				1		3		2			1			1	12	1						25
<i>Andrena nitida</i>							2	1					1					1	17	2	1					25
<i>Andrena pilipes</i>								2																		2
<i>Andrena praecox</i>				1															4							5
<i>Andrena proxima</i>						2	1									1			12							16
<i>Andrena semlaevis</i>																		1	3							4
<i>Andrena subopaca</i>							1											4	25	2						33
<i>Andrena synalpheia</i>					1			1					1					7	7	1						11
<i>Andrena tibialis</i>					2								1	2		2		1	4	4	1					14
<i>Andrena vaga</i>					1							1										1				2
<i>Andrena varians</i>																		2			1					3
<i>Andrena ventralis</i>												1						2								4
<i>Andrena wilkella</i>				1																						1
<i>Anthidium manicatum</i>								1	1	2									12	4		10	2			35
<i>Anthophora plumipes</i>	1	1				1	5	3										32	10		14	4	1			75
<i>Bombus 7 soorten</i>																						7				7
<i>Chelostoma campanu- larum</i>									1												1	9		2		13
<i>Chelostoma rapunculi</i>													1									11	2	1		46
<i>Colletes cunicularius</i>	1			1		1							1													5

Bijlage 11 Overzicht van de milieus van wilde bijen per soort (Koster, 2000b)

	open grond	plaveisel	basalt/steenglooi	pionier/braak	bloemakker	grazige berm	grasland/talud	ruigte	oever/ruig	sloot/vijverkant	plas/dras	beplanting	singel	struweel	sierbeplanting	bermbepanting	mantel	kruidlaag	zoom	inhammen	onderbe- pr./zoom	bomen solitair.	tuinen	natuurtuin	kleine elementen	Totaal
<i>Colletes daviesianus</i>	1			1	2	1		1		2						1			21	3			3			35
<i>Colletes foeditus</i>					1														6	1						8
<i>Dasygaster hirtipes</i>	2					3	1												5	4						13
<i>Epeoloides coecurians</i>									1																	1
<i>Epeolus cruciger</i>						1																				1
<i>Epeolus variegatus</i>						3																				3
<i>Eucera nigrescens</i>						1																				1
<i>Halicent rubicundus</i>		1				1	1					1				1			1	12	4		4			26
<i>Halicent scabrosae</i>							1													1						2
<i>Halicent tumulorum</i>							3					1				1			1	13	3		2			25
<i>Hemades truncorum</i>				2																1	1		10			14
<i>Hylaeus brevicornis</i>					1															2			1			4
<i>Hylaeus communis</i>	1	1					2	2				1				1			1	30	4		23	3		69
<i>Hylaeus confusus</i>					1											2			3				2			8
<i>Hylaeus gibbus</i>						1										1			2	2			14			20
<i>Hylaeus hyalinatus</i>		3				1	1	2				3				1			18	9		50	3			91
<i>Hylaeus pectoralis</i>								1															10			17
<i>Hylaeus pictipes</i>						1		1				1							2	3			3	2		20
<i>Hylaeus signatus</i>								2											2	2		6	3	2	1	20
<i>Lastiglossum calceatum</i>	2	1			1	7	8	2	2	9		4		1		2	3	4	72	13			8			139

Bijlage 11 Overzicht van de milieus van wilde bijen per soort (Koster, 2000b)

	open grond	plaveisel	basalt/steenglooi	pionier/braak	bloemakker	grazige berm	grasland/talud	ruigte	oever/ruig	sloot/vijverkant	plas/dras	beplanting	singel	struweel	sierbeplanting	bermbeplanting	mantel	kruidlaag	zoom	inhammen	onderbe- er./zoom	bomen solitair.	tuinen	natuurruin	kleine elementen	Totaal	
<i>Melicta albifrons</i>	1								1			7															12
<i>Melitta nigricans</i>									1																		1
<i>Melitta haemorthoidalis</i>						3	1								1					42	7		6		2	62	
<i>Nomada alboguttata</i>							1									2										3	
<i>Nomada fabriciana</i>							1	1					1													11	
<i>Nomada flava</i>							1																			12	
<i>Nomada flavoguttata</i>								1																		6	
<i>Nomada fucata</i>																										1	
<i>Nomada fulvicornis</i>																2						1				6	
<i>Nomada laihuriana</i>																										1	
<i>Nomada marshamella</i>								1				2														12	
<i>Nomada panzeri</i>																										6	
<i>Nomada ruficornis</i>																1										7	
<i>Nomada sheppardiana</i>																										1	
<i>Nomada signata</i>						1																				1	
<i>Nomada succinea</i>							1																			6	
<i>Osmia adunca</i>																										1	
<i>Osmia caenulescens</i>																										7	
<i>Osmia cornuta</i>																										1	
<i>Osmia niveata</i>						1																				1	

Bijlage 11 Overzicht van de mlieus van wilde bijen per soort (Koster, 2000b)

<i>Ornia rufa</i>	1	3				3	7		1	1	6	3	1	1	1	15	13	1	2	1	2		61			
<i>Panurgus banksianus</i>						1	1									3	5						10			
<i>Panurgus calceatus</i>		1				1										13	3						18			
<i>Sphecodes crassus</i>																1	1					2				
<i>Sphecodes Geoffrellus</i>																					1	1				
<i>Sphecodes gibbus</i>																					1	1				
<i>Sphecodes longulus</i>						1										1						3				
<i>Sphecodes marginatus</i>			1				1									1						4				
<i>Sphecodes minutus</i>																					1	1				
<i>Sphecodes monilicornis</i>	1					2	1	1								1						7				
<i>Sphecodes pellicidus</i>	1	2					2				1					3						9				
<i>Sphecodes puncticeps</i>																					1	1				
<i>Stelis ornata</i>																					1	1				
<i>Stelis punctatissima</i>															1						6	9				
Totaal	14	40	3	16	5	75	69	37	24	28	3	60	19	3	18	33	19	122	722	141	25	7	260	7	19	1771

Bijlage 12. Overzicht van de plantensoorten met minstens tien vangstenheden

Soort	30	17	14	35	14	33	10	56	10	69	10	34	18	11	13	23	61	28	20	10	75	29	11	14	25	18	11	11	12	34	17	13	11	22	16	19	145	
Vangstenheden																																						
<i>Andrena angustior</i>																																						
<i>Andrena barblabris</i>								1	5	7											5																	3
<i>Andrena bicolor</i>		3			1	1	1			1			1		1		7	2			2																	
<i>Andrena bimaculata</i>																																						
<i>Andrena carantonica</i>						1	1									2					1																	3
<i>Andrena chrysoceles</i>		1				4	1	13		4											3	1															17	
<i>Andrena cineraria</i>																																						4
<i>Andrena dorsata</i>																1	3																					1
<i>Andrena flavipes</i>							3		1	6											1	2	3															1
<i>Andrena florea</i>																26																						1
<i>Andrena fucata</i>																																						1
<i>Andrena fulva</i>										4																												4
<i>Andrena fulvula</i>												1																										1
<i>Andrena haemorrhoa</i>								1	2	6																												6
<i>Andrena habrolyta</i>																																						
<i>Andrena labialis</i>																																						
<i>Andrena labiata</i>																						1																1

Bijlage 12. Overzicht van de plantensoorten met minstens tien vangstreefheiden

Soort	Akkerkers	Akkerklokje	Akkerkool	Boerenwomkruid	Braam	Dolle kervel	Eenstijlige meidoorn	Fluitenkruid	Gewone berenklaauw	Gewone paardebloem	Gewone rolklaver	Gewoon biggekruid	Grasklokje	Grote bevernel	Grote kattenstaart	Grote wedenk	Heggenrank	Henk	Hondsdrif	Jacobskruiskruid	Klein streepzaad	Kool	Kruipende boterbloem	Mocrasrolklaver	Muskuskaasjeskruid	Muurpeper	Prachtklokje	Rechte ganzenik	Reuzenberenklaauw	Ruig klokje	Speenkruid	Stijf havikskruid	Stinkende gouwe	Wilde reseda	Wit vetkruid	Zandblauwtje	Zevenblad			
<i>Hybanus plicatus</i>	1				1																																			3
<i>Hybanus slymans</i>					1																																			2
<i>Lastioglossum calcearum</i>	2	2	1	1	1	1	4	7	2	1	4	3	4	3	3	3	3	3	3	3	19	4	3	2																6
<i>Lastioglossum laticeps</i>					1			1																															1	
<i>Lastioglossum leucopis</i>	1								1	2																													1	
<i>Lastioglossum leucorhizum</i>		2								8											12																		1	
<i>Lastioglossum lucidulum</i>							1																		1														2	
<i>Lastioglossum malachurum</i>																																							1	
<i>Lastioglossum minusstium</i>																																							1	
<i>Lastioglossum modo</i>			1		1	1	1	1	1	1	1	1	1																										1	
<i>Lastioglossum parvum</i>																																							1	
<i>Lastioglossum parvulum</i>							1																																1	
<i>Lastioglossum sexnotatum</i>							1																																1	
<i>Lastioglossum sextiligatum</i>	6	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2																										9	
<i>Lastioglossum villosulum</i>	1	2						1	4																														1	
<i>Macropis europaea</i>																																							1	
<i>Megachile centuncularis</i>			1	1																																			1	
<i>Megachile ericorum</i>									2																														2	
<i>Megachile lignosa</i>																																							2	

Bijlage 13. Overzicht van de soortnamen

Aalbes	<i>Ribes rubrum</i>	L.	Kleine maagdelpalm	<i>Vinca minor</i>	L.
Aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>	(L.)	Kleine oeveraarsbek	<i>Geranium pusillum</i>	L.
Aardaker	<i>Lathyrus tuberosus</i>	L.	Kleine veldkers	<i>Cardamine hirsuta</i>	L.
Adderwortel	<i>Persicaria bistorta</i>	(L.) Samp.	Kleine vos	<i>Aglais urticae</i>	(L. 1758)
Adelaarsvaren	<i>Pteridium aquilinum</i>	(L.) Kuhn	Klimop	<i>Hedera helix</i>	L.
Akkerdistel	<i>Cirsium arvense</i>	(L.) Scop.	Klimoperepijns	<i>Veronica hederifolia</i>	L.
Akkerkers	<i>Rorippa sylvestris</i>	(L.) Besser	Kluut	<i>Recurvirostra avoseta</i>	L.
Akkerdolje	<i>Campanula rapunculoides</i>	L.	Kneud	<i>Carduelis cannabina</i>	(L.)
Akkerkool	<i>Lapsana communis</i>	L.	Kruikerud nagelkruud	<i>Geum rivale</i>	L.
Aktermelkdistel	<i>Sonchus arvensis</i>	L.	Knoeloterbloem	<i>Ranunculus bulbosus</i>	L.
Aktervegeet-mij-nietje	<i>Myosotis arvensis</i>	(L.) Hill	Knolspira	<i>Filipendula vulgaris</i>	Moench
Amerikaans krentenboompje	<i>Amelanchier lamarkii</i>	F.G. Schroed.	Knoelsteenbreek	<i>Saxifraga granulata</i>	L.
Amerikaanse eik	<i>Quercus rubra</i>	L.	Knoopkruud	<i>Centaurea jacea</i>	(L.) s.l.
Amerikaanse vogelkers	<i>Prunus serotina</i>	Ehrt.	Knopig helmkruud	<i>Scrophularia nodosa</i>	L.
Appel	<i>Malus sylvestris cv domestica</i>	Mill.	Koekoek	<i>Caculus canorus</i>	L.
Argusvinder	<i>Lasiommatia megera</i>	(L. 1767)	Kompassia	<i>Lactuca serriola</i>	L.
Aster	<i>Aster spec.</i>	L.	Konijn	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	(L. 1758)
Atalanta	<i>Vanessa atalanta</i>	(L. 1758)	Koninginnenkruud	<i>Eupatorium cannabinum</i>	L.
Avondkrookstelsbloem	<i>Silene latifolia subsp. Alba</i>	(Mill.) Greuter & Burdet	Koninginnepape	<i>Papilio machaon</i>	L. 1758
Azijnboom	<i>Rhus hirta</i>	(L.) Suchv.	Koningsvaren	<i>Osmunda regalis</i>	L.
Baardman	<i>Parus biarmicus</i>	(L.)	Koolmees	<i>Parus major</i>	L.
Bermdooievaarsbek	<i>Geranium pratense</i>	L.	Koolzaad	<i>Brassica napus</i>	L.
Beklerde basterdwederik	<i>Epilobium ciliatum</i>	Rafin.	Koperwiek	<i>Turdus iliacus</i>	L.
Berghasterdwederik	<i>Epilobium montanum</i>	L.	Kraai	<i>Corvus corone</i>	L.
Bergentiautje	<i>Centaurea montana</i>	L.	Kraalook	<i>Allium vineale</i>	L.
Begroos	<i>Rosa glauca</i>	Pourr.	Kroonkruud	<i>Scutigena varia</i>	(L.) Lassen
Bermooievaarsbek	<i>Geranium pyrenaeum</i>	Burm.f.	Kropaar	<i>Dactylis glomerata</i>	L.
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i>	L.	Kruipend zenegroen	<i>Agave reptans</i>	L.
Bezemkruiskruud	<i>Senecio inaequidens</i>	DC.	Kruipende boterbloem	<i>Ranunculus repens</i>	L.
Bijerwolf	<i>Philanthus triangulum</i>	(Fabricius 1775)	Kruiperje	<i>Hordeum murinum</i>	L.
Bijorchis	<i>Ophrys apifera</i>	Huds.	Kruisbes	<i>Ribes uva-crispa</i>	L.
Bijvoet	<i>Artemisia vulgaris</i>	L.	Kruisbladwalstro	<i>Cruciata laevis</i>	Opiz.
Bitterzoet	<i>Solanum dulcamara</i>	L.	Kruidistel	<i>Carduus crispus</i>	L.
Blauwborst	<i>Luscinia svecica</i>	(L.)	Kruizing	<i>Rumex crispus</i>	L.
Blauwe anemoon	<i>Anemone blanda</i>	Schott & Kotschy	Kweek	<i>Elymus repens</i>	(L.) Nevski
Blauwe druifjes	<i>Muscari botryoides</i>	(L.) Mill.	Laarvlieger	<i>Eptesicus serotinus</i>	(Schreber 1774)
Blauwe kiekendief	<i>Circus cyaneus</i>	(L.)	Late guldenroede	<i>Solidago gigantea</i>	Aiton
Blauwe zegge	<i>Carex panicea</i>	L.	Lietje-van-dalen	<i>Corvularia majalis</i>	L.
Bleesponig bosviooltje	<i>Viola riviniana</i>	Rehb.	Lentekloje	<i>Leucium vernum</i>	L.
Bleke klaproos	<i>Papaver dubium</i>	L.	Lepelaar	<i>Platlea leucorodia</i>	L.
Bleke schobwortel	<i>Lathraea squamaria</i>	L.	Lidrus	<i>Equisetum palustre</i>	L.
Boenenkrokus	<i>Crocus tommasinianus</i>	Herb.	Liejevrouwebedstro	<i>Galium odoratum</i>	(L.) Scop.
Boerenwormkruud	<i>Tanacetum vulgare</i>	L.	Look-zonder-look	<i>Alliaria petiolata</i>	(Bieb.) Cassia & Grande
Bont zandooje	<i>Paucis aegitia</i>	(L. 1758)	Maars viooltje	<i>Viola odorata</i>	L.
Bonte gele dovenetel	<i>Lamium galabodol cv.</i>	(L.) Ehrend. & Polatschek	Madeliefje	<i>Bellis perennis</i>	L.
Boomkruiper	<i>Certhia brachyactyla</i>	Brehm	Mahonie	<i>Mahonia aquifolium</i>	(Pursh) Nutt.
Borstelbes	<i>Isolepis setacea</i>	(L.) R.Br.	Mannerjesvaren	<i>Dryopteris filix-mas</i>	(L.) Schott
Bosarbei	<i>Fragaria vesca</i>	L.	Meebes	<i>Sorbus ana</i>	(L.) Crantz.
Bosandoom	<i>Stachys sylvatica</i>	L.	Melgzanzenvoet	<i>Chenopodium album</i>	L.
Bosanemoon	<i>Anemone nemorosa</i>	L.	Melkviooltje	<i>Viola persicifolia</i>	Schreb.
Bosgeester	<i>Gagea lutea</i>	(L.) Ker Gawl.	Merel	<i>Turdus merula</i>	L.
Boskornsteel	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	(Huds.) P.Beauv.	Middelste teunisbloem	<i>Oenothera biennis</i>	L.
Bosmuis	<i>Apodemus sylvaticus</i>	(L., 1758)	Moederkruud	<i>Tanacetum parthenium</i>	(L.) Schulz-Bip.
Bosrank	<i>Clematis vitalba</i>	L.	Moerasandoom	<i>Stachys palustris</i>	L.
Bosrietzanger	<i>Acrocephalus palustris</i>	(Bachstein)	Moerasrolklaver	<i>Lotus pedunculatus</i>	Cav.
Bosuil	<i>Strix aluco</i>	L.	Moerasspira	<i>Filipendula ulmaria</i>	(L.) Maxim.
Bosveldkers	<i>Cardamine flexuosa</i>	With.	Moerasvaren	<i>Thelypteris palustris</i>	Schott
Bosvegeet-mij-nietje	<i>Myosotis sylvatica</i>	Hoffm.	Moeraszegge	<i>Carex acutiformis</i>	Ehrt.
Boswederik	<i>Lysimachia nemorum</i>	L.	Mulzenstaart	<i>Myosurus minimus</i>	L.

Bijlage 13. Overzicht van de soortnamen

Boswilg	<i>Salix caprea</i>	L.	Muskuskaasjeskruid	<i>Malva moschata</i>	L.
Braamsluiper	<i>Sylvia curruca</i>	(L.)	Muskuskruid	<i>Adoxa moschatellina</i>	L.
Brasen	<i>Abramis brama</i>	(L., 1758)	Muurbloem	<i>Erysimum cheiri</i>	(L.) Crantz.
Brede lathyrus	<i>Lathyrus latifolius</i>	L.	Muurhagedis	<i>Lacerta muralis</i>	(Laurenti, 1768)
Brede stekelvaren	<i>Dryopteris dilatata</i>	(Hoffm.) A.Gray	Muurpeper	<i>Sedum acre</i>	L.
Brede wespeorchis	<i>Eppacris helleborine</i>	(L.) Crantz.	Muursla	<i>Myosotis muralis</i>	(L.) Dum.
Brem	<i>Cytisus scoparius</i>	(L.) Link	Noorse esdoom	<i>Acer platanoides</i>	L.
Bruin zandboogje	<i>Maniaca jurina</i>	(L. 1758)	Noorse ganzenik	<i>Potentilla norvegica</i>	L.
Bruine kiekendief	<i>Circus aeruginosus</i>	(L.)	Oeverzegge	<i>Carex riparia</i>	Curtis
Buizerd	<i>Buteo buteo</i>	(L.)	Okkernoot	<i>Juglans regia</i>	L.
Californische cipres	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	(A. Murray) Parl.	Oranjiopopulier	<i>Populus glaucoides</i>	Rouleau
Canadese fjinsmaal	<i>Coryza canadensis</i>	(L.) Cronq	Oranje havikskruid	<i>Hieracium aurantiacum</i>	L.
Canadese guldenroede	<i>Solidago canadensis</i>	L.	Oranjepop	<i>Anthocharis cardamines</i>	(L. 1758)
Canadese populier	<i>Populus x canadensis</i>	Moench	Overblijvende ossentong	<i>Pentaglottis sempervirens</i>	(L.) L.H.Bailey
Citroenmelisse	<i>Melisse officinalis</i>	L. (naar Heimans et al. 1983)	Paarse dovenetel	<i>Lamium purpureum</i>	L.
Cotoneaster	<i>Cotoneaster salicifolia</i>	Franch. (naar Boorn et al. 2000)	Pastinaak	<i>Pastinaca sativa</i>	L.
Dagkoekebloem	<i>Silene dioica</i>	(L.) Clairv.	Peen	<i>Daucus carota</i>	L.
Dagvaasvoog	<i>Inachis io</i>	(L. 1758)	Perringkruid	<i>Lysimachia nummularia</i>	L.
Dalkruid	<i>Maianthemum bifolium</i>	(L.) F.W. Schmidt	Phacelia	<i>Phacelia tanacetifolia</i>	Benth.
Daslook	<i>Alium ursinum</i>	L.	Pijpbloem	<i>Aristolochia clematitis</i>	L.
Dauwbraam	<i>Rubus caesius</i>	L.	Pimpelmees	<i>Parus caeruleus</i>	L.
Dicht havikskruid	<i>Hieracium vulgatum</i>	Fr.	Pinksterbloem	<i>Cardamine pratensis</i>	L.
Dolle kevel	<i>Chaerophyllum temulum</i>	L.	Pitrus	<i>Juncus effusus</i>	L.
Donkere oisvazusbek	<i>Geranium phaeum</i>	L.	Phumzegge	<i>Carex paniculata</i>	L.
Donkersponz viooltje	<i>Viola reichenbachiana</i>	Boreau	Poelruit	<i>Thalictrum flavum</i>	L.
Draderepijs	<i>Veronica filiformis</i>	Sm.	Prachtelklokje	<i>Campanula persicifolia</i>	L.
Drienerfmuur	<i>Moenhlingia trinervia</i>	(L.) Clairv.	Prinkeus	<i>Lychnis coronaria</i>	Desrouss. (naar Heimans et al. 1983)
Dubbelloof	<i>Blechnum spicant</i>	L.	Prun	<i>Prunus domestica</i>	L.
Duindoorn	<i>Hippophae rhamnoides</i>	L.	Puntwedenik	<i>Lysimachia punctata</i>	L.
Duinriet	<i>Calamagrostis epigejos</i>	(L.) Roth.	Putter	<i>Carduelis carduelis</i>	(L.)
Echt bitterkruid	<i>Picris hieracioides</i>	L.	Rankende helmbloem	<i>Ceratocarpus claviculata</i>	(L.) Liden
Echte koekebloem	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	L.	Ransuil	<i>Asio onus</i>	(L.)
Echte valeriana	<i>Valeriana officinalis</i>	L.	Rapunzelsokje	<i>Campanula rapunculoides</i>	L.
Eenbloemig parelgras	<i>Meica uniflora</i>	Retz.	Ratelpopulier	<i>Populus tremula</i>	L.
Eenstijlige meidoorn	<i>Crataegus monogyna</i>	Jacq.	Rechte rolklaver	<i>Lotus corniculatus var. sativus</i>	Charkova
Egel	<i>Emmaceus europaeus</i>	L. 1758	Ree	<i>Capreolus capreolus</i>	(L., 1758)
Egelantier	<i>Rosa rubiginosa</i>	L., s.l.	Reukloze kamille	<i>Tripleurospermum maritimum</i>	(L.) Koch
Ekster	<i>Pica pica</i>	(L.)	Reuzenbalsemien	<i>Impatiens glandulifera</i>	Royle
Engels raigras	<i>Lolium perenne</i>	L.	Reuzenberenklauw	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Sorom. & Lev.
Fijn schapegras	<i>Festuca filiformis</i>	Pourr.	Ridderzuring	<i>Rumex obtusifolius</i>	L.
Fioringras	<i>Agrostis stolonifera</i>	L.	Riet	<i>Phragmites australis</i>	(Cav.) Steud.
Fris	<i>Phylloscopus trochilus</i>	(L.)	Rietorchis	<i>Dactylorhiza majalis ssp. praeternissa</i>	(Druce) D.M. Moore & Soo
Flutenkruid	<i>Anthusylvia sylvestris</i>	(L.) Hoffm.	Rietzanger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	(L.)
Fraie vrouwenmantel	<i>Alchemilla mollis</i>	(Buser) Rothm.	Rietzwenkgras	<i>Festuca arundinacea</i>	Schreb.
Framboos	<i>Rubus idaeus</i>	L.	Rimpelroos	<i>Rosa rugosa</i>	Thunb.
Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i>	L.	Ringelwilke	<i>Vicia hirsuta</i>	(L.) S.F.Gray
Geelhartje	<i>Linum catharticum</i>	L.	Robertskruid	<i>Geranium robertianum</i>	L.
Gelroesde melkdistel	<i>Sonchus asper</i>	(L.) Hill	Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	L.
Gelderse roos	<i>Viburnum opulus</i>	L.	Rode klaver	<i>Trifolium pratense</i>	L.
Gele anemoon	<i>Anemone ranunculoides</i>	L.	Rode komoelje	<i>Comus sanguinea</i>	L.
Gele helmbloem	<i>Pseudofumaria lutea</i>	(L.) Borth.	Rode ogenroest	<i>Odonites vernus ssp. litoralis</i>	(Fr.) Nyman
Gele kamille	<i>Anthemis tinctoria</i>	L.	Roerdomp	<i>Botanurus stellaris</i>	(L.)
Gele komoelje	<i>Cornus mas</i>	L.	Rood zwenkgras	<i>Festuca rubra</i>	L.

Bijlage 13. Overzicht van de soortnamen

Gele is	<i>Iris pseudacorus</i>	L.	Roodborst	<i>Eriotheca rubecula</i>	(L.)
Gele morgenster	<i>Triptogon pratensis</i>	L.	Roomse kervel	<i>Myrrhis odorata</i>	(L.) Scop.
Gele papaver	<i>Meconopsis cambrica</i>	Viguier (naar Haimans et al 1983)	Roze verkruid	<i>Sedum spurium</i>	Bieb.
Geeerde wilg	<i>Salix aurita</i>	L.	Roze winterpostelein	<i>Claytonia siberica</i>	L.
Gestreepte wirbol	<i>Holcus lanatus</i>	L.	Ruig klokje	<i>Campanula trachelium</i>	L.
Gevlekt longkruid	<i>Pulmonaria officinalis</i>	L.	Ruige klapros	<i>Papaver argemone</i>	L.
Gevlekte aronskelk	<i>Anem maculatum</i>	L.	Ruw beemdgras	<i>Poa trivialis</i>	L.
Gevlekte doventel	<i>Lamium maculatum</i>	L.	Ruwe berk	<i>Betula pendula</i>	Roth
Gevlekte orchis	<i>Dactylorhiza maculata</i>	(L.) Soo	Schaduwgras	<i>Poa nemoralis</i>	L.
Gevlekte scheerling	<i>Conium maculatum</i>	L.	Schaduwkruid	<i>Senecio ovatus</i>	(Gaerm., B.Mey. & Scherb.) Willd.
Gevlugeld hemschoot	<i>Hypericum tetrapetrum</i>	Fr.	Schapezuizing	<i>Rumex acetosella</i>	L.
Gewone berenklauw	<i>Heracleum sphondylium</i>	L.	Schemhavikskruid	<i>Hieracium umbellatum</i>	L.
Gewone berkenboleet	<i>Leccinum scabrum</i>	(Bull. Fr.) Gray	Scherpe boterbloem	<i>Ranunculus acris</i>	L.
Gewone braam	<i>Rubus fruticosus</i>	L., sl.	Schietwilg	<i>Salix alba</i>	L.
Gewone brunel	<i>Prunella vulgaris</i>	L.	Schijfsamille	<i>Matricaria discoidea</i>	DC.
Gewone dotterbloem	<i>Caltha palustris</i> ssp. <i>palustris</i>	L.	Schijnzaardbei	<i>Potentilla indica</i>	(Andr.) Wolf
Gewone eikvaren	<i>Polypodium vulgare</i>	L.	Scholekster	<i>Haematurus ostralegus</i>	L.
Gewone engelwortel	<i>Angelica sylvestris</i>	L.	Sijs	<i>Carduelis spinus</i>	(L.)
Gewone creprijs	<i>Veronica chamaedrys</i>	L.	Sint-janskruid	<i>Hypericum perforatum</i>	L.
Gewone es	<i>Fraxinus excelsior</i>	L.	Slangkruid	<i>Echium vulgare</i>	L.
Gewone esdoorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	L.	Slanke sleutelbloem	<i>Primula elanor</i>	(L.) Hill
Gewone fopzwam	<i>Laccaria laccata</i>	(Scop. Fr.) Berk. & Broome	Sleedoom	<i>Prunus spinosa</i>	L.
Gewone franjezwam	<i>Thelephora terrestris</i>	Ehrt. Ex.Wild: Fr.	Sleedoompage	<i>Thelca betulae</i>	(L. 1758)
Gewone hennepnetel	<i>Galopsis tetrahit</i>	L.	Slibladige ootvearsbek	<i>Geranium dissectum</i>	L.
Gewone hoombloem	<i>Cerastium fontanum</i>	Baumg.	Smalle steekvaren	<i>Dryopteris carthusiana</i>	(Will.) H.P.Fuchs
Gewone kilt	<i>Arcium minus</i>	(Hill) Bernh.	Smalle weegbree	<i>Piantago lanceolata</i>	L.
Gewone kulzoom	<i>Psyllis involutus</i>	(Batsch) Fr.	Sneeuwbes	<i>Symphoricarpos albus</i>	(L.) Blake
Gewone margriet	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Larmk.	Snor	<i>Locustella luscinioides</i>	(Sav)
Gewone paardebloem	<i>Taraxacum officinale</i>	F.H. Wigg.	Spaanse aak	<i>Acer campestre</i>	L.
Gewone raket	<i>Sisymbrium officinale</i>	(L.) Scop.	Speenkruid	<i>Ranunculus ficaria</i>	Lambinon
Gewone rolklaver	<i>Lotus corniculatus</i>	L.	Speerdistel	<i>Cirsium vulgare</i>	(Sav) Ten.
Gewone smeewortel	<i>Symphium officinale</i>	L.	Sperwer	<i>Accipiter nisus</i>	(L.)
Gewone steenraket	<i>Erysimum cheiranthoides</i>	L.	Spokehout	<i>Rhamnus alnus</i>	L.
Gewone vlier	<i>Sambucus nigra</i>	L.	Spotvogel	<i>Hippolais icterina</i>	(Vieillot)
Gewone vogelmelk	<i>Omithogalum umbellatum</i>	L.	Staarntees	<i>Agrostis caudata</i>	(L.)
Gewone zandmuur	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	L.	Stalkaars	<i>Verbascum densiflorum</i>	Berol.
Gewoon barbaarskruid	<i>Barbarea vulgaris</i>	R.Br.	Stijf havikskruid	<i>Hieracium laevigatum</i>	Willd.
Gewoon biggelkruid	<i>Hypochaeris radicata</i>	L.	Stinkende gouwe	<i>Chelidonium majus</i>	L.
Gewoon duizendblad	<i>Achillea millefolium</i>	L.	Straagras	<i>Poa annua</i>	L.
Gewoon herderstasje	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	(L.) Medik.	Struisvaren	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	(L.) Tod.
Gewoon langhaardgras	<i>Vulpia myuros</i>	(L.) C.C. Gmel.	Tarme kastanje	<i>Castanea sativa</i>	Mill.
Gewoon sneeuwklodje	<i>Galanthus nivalis</i>	L.	Taxus	<i>Taxus baccata</i>	L.
Gewoon struisgras	<i>Agrostis capillaris</i>	L.	Tijmereprijs	<i>Veronica serpyllifolia</i>	L.
Gewoon varkensgras	<i>Polygonum aviculare</i>	L.	Tjiftjaf	<i>Phylloscopus collybita</i>	(Vieillot)
Gewoon vingeroedskruid	<i>Digitalis purpurea</i>	L.	Torenwolk	<i>Falco tinnunculus</i>	L.
Gierzwalw	<i>Apus apus</i>	(L.)	Tuinruitert	<i>Sylvia borin</i>	(Boddaert)
Gladde iep	<i>Ulmus minor</i>	Mill.	Tuinjudaspenning	<i>Lunaria annua</i>	L.
Gladde witbol	<i>Holcus mollis</i>	L.	Tureluur	<i>Tringa totanus</i>	(L.)
Glanshaver	<i>Arrhenatherum elatius</i>	(L.) J. & C. Presl.	Turkse tortel	<i>Streptopelia decaocto</i>	Frivaldsky
Goudenregen	<i>Laburnum anagyroides</i>	Medik.	Tweejarige zegge	<i>Carex disticha</i>	Huds.
Goudvink	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	(L.)	Veelbloemige roos	<i>Rosa multiflora</i>	Thunb.
Grasklokje	<i>Campanula nonnifolia</i>	L.	Veelbloemige salomonszegel	<i>Polygonatum multiflorum</i>	(L.) All.
Graspijper	<i>Anthus pratensis</i>	(L.)	Veenwortel	<i>Persicaria amphibia</i>	(L.) Gray
Grauwe abeel	<i>Populus x canescens</i>	(Ait.) Sm.	Veldbeemdbrab	<i>Poa pratensis</i>	L.
Grauwe wilg	<i>Salix cinerea</i>	L.	Veldereprijs	<i>Veronica arvensis</i>	L.
Graskruid	<i>Berteroa incana</i>	(L.) DC.	Veldlathyrus	<i>Lathyrus pratensis</i>	L.
Groenling	<i>Carduelis chloris</i>	(L.)	Veldzuizing	<i>Rumex acetosa</i>	L.
Groot graskruid	<i>Panicum officinale</i>	L.	Verakte leeuwtaand	<i>Leontodon autumnalis</i>	L.

Bijlage 13. Overzicht van de soortnamen

Groot heksenkruid	<i>Circaea lutetiana</i>	L.	Vijfdelig kaasjeskruid	<i>Malva alcea</i>	L.
Groot hoefblad	<i>Petasites hybridus</i>	(L.) Gaertn., B.Mey. & Scherb.	Vijfvingerkruid	<i>Potentilla reptans</i>	L.
Groot kaasjeskruid	<i>Malva sylvestris</i>	L.	Vijgenboom	<i>Ficus carica</i>	L.
Groot streepzaad	<i>Crepis biennis</i>	L.	Vilgig knuiskruid	<i>Senecio erucifolius</i>	L.
Grote bevenel	<i>Pimpinella major</i>	(L.) Harms	Vilgige hooibloem	<i>Cerastium tomentosum</i>	L.
Grote bonte specht	<i>Dendrocopos major</i>	(L.)	Viltroos	<i>Rosa tomentosa</i>	Str.
Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i>	L.	Vingerheimbloem	<i>Corydalis solida</i>	(L.) Clairv.
Grote creprijs	<i>Veronica persica</i>	Poir.	Vink	<i>Fringilla coelebs</i>	L.
Grote kaardenbol	<i>Dipsacus fullonum</i>	L.	Visdief	<i>Stema hirundo</i>	L.
Grote kattenstaart	<i>Lithnum salicaria</i>	L.	Vlaamse gaai	<i>Garrulus glandarius</i>	(L.)
Grote keverorchis	<i>Listera ovata</i>	(L.) R.Br.	Vlakke dwergmispel	<i>Cotoneaster horizontalis</i>	Decne.
Grote klapiroos	<i>Papaver rhoeas</i>	L.	Vlasbelgie	<i>Linaria vulgaris</i>	Mill.
Grote klit	<i>Arcium lappa</i>	L.	Vliegezwam	<i>Amanita muscaria</i>	(L.) Pers
Grote lisodode	<i>Typha latifolia</i>	L.	Vlinderstruik	<i>Buddleja davidii</i>	Franch.
Grote muur	<i>Stellaria holostea</i>	L.	Voederwikke	<i>Vicia sativa ssp. sativa</i>	L.
Grote pimpnел	<i>Sanguisorba officinalis</i>	L.	Vogelkers	<i>Prunus padus</i>	L.
Grote vossenstaart	<i>Alopecurus pratensis</i>	L.	Vogelmuur	<i>Stellaria media</i>	L.
Grote wedenik	<i>Lysimachia vulgaris</i>	L.	Vogelwikke	<i>Vicia cracca</i>	L.
Grote weegbree	<i>Plantago major</i>	L.	Vos	<i>Vulpes vulpes</i>	(L. 1759)
Grote windhaam	<i>Apera spica-venti</i>	(L.) P.Beauv.	Vroegeling	<i>Erophila verna</i>	(L.) Chevall.
Grote zandkool	<i>Diploxis tenuifolia</i>	(L.) DC.	Vuurdooim	<i>Pyraecantha coccinea</i>	Roem./naar Boom et al., 2000)
Grove den	<i>Pinus sylvestris</i>	L.	Vuurzwammetje	<i>Hydrocybe miniata</i>	(Fr.) P. Kumm.
Gulden boterbloem	<i>Ranunculus auricomus</i>	L.	Watermunt	<i>Mentha aquatica</i>	L.
Haagbeuk	<i>Carpinus betulus</i>	L.	Watersnip	<i>Gallinago gallinago</i>	(L.)
Haagliguster	<i>Ligustrum ovalifolium</i>	Hassk.	Waterspitsmuis	<i>Neomys fodiens</i>	(Pennant 1771)
Haagwinde	<i>Calystegia sepium</i>	(L.) R.Br.	Weegbreezonnebloem	<i>Doronicum plantagineum</i>	L.
Haas	<i>Lepus europaeus</i>	Pallas 1778	Wegedooim	<i>Rhamnus cathartica</i>	L.
Hanenspoomekdoom	<i>Crataegus crus-galli</i>	L. (naar Boom et al. 2000)	Wezel	<i>Mustela nivalis</i>	L. 1766
Harig wilgenroosje	<i>Epilobium hirsutum</i>	L.	Wijfjesvaren	<i>Athyrium filix-femina</i>	(L.) Roth
Hargespan	<i>Leonurus cardiaca</i>	L.	Wijnruit	<i>Ruta graveolens</i>	L. (naar Heimans et al 1983)
Hazelaar	<i>Corylus avellana</i>	L.	Wilde akela	<i>Aquilegia vulgaris</i>	L.
Hazenpootje	<i>Trifolium arvense</i>	L.	Wilde bertram	<i>Achillea ptarmica</i>	L.
Heelbladdjes	<i>Pulsatilla dysenterica</i>	(L.) Bemb.	Wilde cichorei	<i>Cichorium intybus</i>	L.
Heemoes	<i>Equisetum arvense</i>	L.	Wilde gagele	<i>Myrica gale</i>	L.
Heggenmuis	<i>Prunella modularis</i>	(L.)	Wilde hyacint	<i>Scilla non-scripta</i>	(L.) Hoffm.
Heggenmark	<i>Byronia dioica</i>	Jacq.	Wilde kamperfoelie	<i>Lonicera periclymenum</i>	L.
Heggenwikke	<i>Vicia sepium</i>	L.	Wilde kardinaalsmest	<i>Euronymus europaeus</i>	L.
Hemelboom	<i>Ailanthus altissima</i>	(Mill.) Swingle	Wilde liguster	<i>Ligustrum vulgare</i>	L.
Hennegras	<i>Calamagrostis canescens</i>	(Weber) Roth.	Wilde listerbes	<i>Sorbus aucuparia</i>	L.
Herfsttijloos	<i>Colchicum autumnale</i>	L.	Wilde marjolein	<i>Oenanthe vulgare</i>	L.
Henik	<i>Sinapis arvensis</i>	L.	Wilde narcis	<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	L.
Hermelin	<i>Mustela erminea</i>	(L. 1758)	Wilde reseda	<i>Reseda lutea</i>	L.
Hoenderbeet	<i>Lamium amplexicaule</i>	L.	Wilgenroosje	<i>Chamaerion angustifolium</i>	(L.) Holub
Hollandse linde	<i>Tilia (x vulgaris, spec.)</i>	Hayne	Winterakoniet	<i>Eranthis hyemalis</i>	(L.) Salsb.
Holwortel	<i>Corydalis cava</i>	(L.) Schweigg. & Koerte	Winterkoning	<i>Troglodytes troglodytes</i>	(L.)
Hondsdrif	<i>Glechoma hederacea</i>	L.	Wit vedkruid	<i>Scutum album</i>	L.
Hondsroos	<i>Rosa dumalis</i>	(Bechst.) Boulay	Witte abed	<i>Populus alba</i>	L.
Hondsroos	<i>Rosa canina</i>	L., s.l.	Witte amarant	<i>Amaranthus albus</i>	L.
Honingklaver	<i>Melilotus</i>	Mill.	Witte dovenetel	<i>Lamium album</i>	L.
Hop	<i>Humulus lupulus</i>	L.	Witte klaver	<i>Trifolium repens</i>	L.
Hopklaver	<i>Mexicago lupulina</i>	L.	Witte komoelje	<i>Cornus alba</i>	L.
Houtduif	<i>Columba palumbus</i>	L.	Witte reseda	<i>Reseda alba</i>	L. (naar Heimans et al. 1983)
Hulst	<i>Ilex aquifolium</i>	L.	Wolfspoot	<i>Lycopus europaeus</i>	L.
Icarusblauwtje	<i>Polygonum icarus</i>	(Rottemberg 1775)	Wouw	<i>Reseda luteola</i>	L.

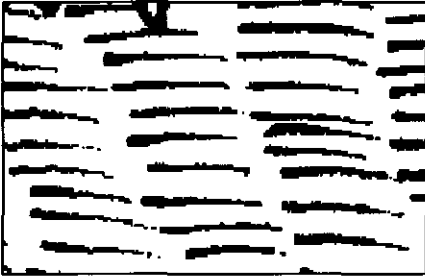
Bijlage 13. Overzicht van de soortnamen

IJle dravik	<i>Arisanthe sterilis</i>	(L.) Nevski	Zachte berk	<i>Betula pubescens</i>	Ehrh.
Italiaanse aronskelk	<i>Arum italicum</i>	Mill	Zachte dravik	<i>Bromus hordeaceus</i>	L.
Jacobskruid	<i>Senecio jacobaea</i>	L.	Zachte ooevaarsbek	<i>Geranium molle</i>	L.
Japane duizendknoop	<i>Fallopia japonica</i>	(Houtt.) Ronse Decr.	Zandblauwtje	<i>Jasione montana</i>	L.
Japane Kwee	<i>Choenomeles japonica</i>	Lindl.(Boom et al. 2000)	Zandhoembloem	<i>Cerastium semidecandrum</i>	L.
Kaal knopkruid	<i>Galinsoga parviflora</i>	Cav.	Zandkiet	<i>Arabisopsis italiana</i>	(L.) Heynh
Kamvaren	<i>Dryopteris cristata</i>	(L.) A. Gray	Zanglijster	<i>Turdus philomelos</i>	Brehm
Kattedoorn	<i>Ononis repens ssp. spinosa</i>	Greuter	Zeeplekruid	<i>Saponaria officinalis</i>	L.
Katwilg	<i>Salix viminalis</i>	L.	Zevenblad	<i>Aegopodium podagraria</i>	L.
Kaukasische smeerwortel	<i>Symphytum grandiflorum</i>	DC.(naar Tutin et al. 1964-1980)	Zilvermeeuw	<i>Larus argentatus</i>	Pontoppidan
Keizerskaars	<i>Verbascum phlomoides</i>	L.	Zilverschoon	<i>Potentilla anserina</i>	L.
Klavervreter	<i>Orobanche minor</i>	Sm.	Zoete kers	<i>Prunus avium</i>	(L.) L.
Kleeblad	<i>Galium aparine</i>	L.	Zomereik	<i>Quercus robur</i>	L.
Klein hoefblad	<i>Tussilago farfara</i>	L.	Zuurbes	<i>Berberis vulgaris</i>	L.
Klein kruiskruid	<i>Senecio vulgaris</i>	L.	Zwarte bes	<i>Ribes nigrum</i>	L.
Klein springzaad	<i>Impatiens parviflora</i>	DC.	Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i>	(L.) Gaertn.
Klein streepzaad	<i>Crepis capillaris</i>	(L.) Walt.	Zwarte mees	<i>Parus ater</i>	L.
Klein wintergroen	<i>Pyrola minor</i>	L.	Zwarte mosterd	<i>Brassica nigra</i>	(L.) Koch
Kleine brandnetel	<i>Urtica urens</i>	L.	Zwarte populier	<i>Populus nigra</i>	L.
Kleine kaardenbol	<i>Dipsacus pilosus</i>	L.	Zwarte toorts	<i>Verbascum nigrum</i>	L.
Kleine karelsct	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	(Herzmann)	Zwardkop	<i>Sylvia atricapilla</i>	(L.)
Kleine klaver	<i>Trifolium dubium</i>	Sibth	Zwartspietdikkopje	<i>Thymelicus lineola</i>	(Ochsenheimer 1808)

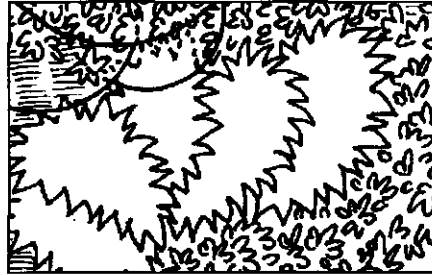
Alle auteursnamen zijn ongewijzigd overgenomen. Alleen Linnaeus is steeds als L. afgekort.
Zie bijlage 8 voor de namen van de bijensoorten.

Bijlage 14. Algemene Legenda.

figuur 1-7: tekeningen A. de Man



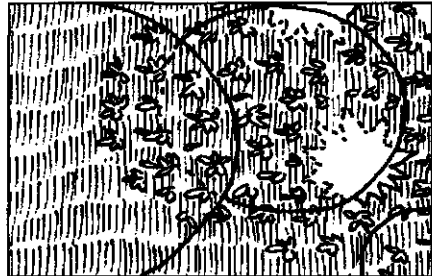
Kale bodem



Bedekking struiken



Bodem bedekt met kruiden



Cirkels: bedekking bomen

Onderzoek Arnhem tabel 1, 4-7; bijlage 2

symbolen van de Tansley-schaal

- r = zeldzaam: een of enkele planten
- o = weinig voorkomend tot ca. 20 planten
- f = regelmatig voorkomend 20-100 planten
- a = talrijk
- cd = 2 of 3 soorten zijn overheersend
- d = dominant

Legenda kruidlaag methode Braun-Blanquet bij tabel 2 en 3, 9-11; bijlage 4 en 6

- r = zeer weinig (1-3) planten in het proefvlak aanwezig
- + = weinig (4-20) planten in het proefvlak aanwezig
- 1 = talrijk (20-100 planten) maar bedekking minder dan 5%
- 2m = meer dan 100 planten, maar met een bedekking van minder dan 5%
- 2a = bedekking van de planten tussen 5-12,5%
- 2b = bedekking van de planten tussen 12,5-25%
- 3 = bedekking van de planten tussen 25-50%

- 4 = bedekking van de planten tussen 50-75%
5 = bedekking van de planten tussen 75-100%

Legenda ecologische groepen bij tabel 12; bijlage 3 en 4

R	= grasland	1(eerste cijfer)	= aquatisch
H	= bos en struweel	2(eerste cijfer)	= nat
P	= pioniervegetatie	4(eerste cijfer)	= vochtig
R	= ruigte	6(eerste cijfer)	= droog
V	= verlanding	1(tweede cijfer)	= voedselarm zuur
W	= watervegetatie	2(tweede cijfer)	= voedselarm zwakzuur
mu	= muur	3(tweede cijfer)	= voedselarm basisch
ro	= geroerd	4(tweede cijfer)	= voedselarm
tr	= betreden	7(tweede cijfer)	= matig voedselrijk
kr	= kalkrijk	8(tweede cijfer)	= zeer voedselrijk
		9(tweede cijfer)	= matig tot zeer voedselrijk

Voorbeeld: G22 grasland op natte voedselarme zwak zure bodem

Voorbeeld: Rr48 Ruigte op vochtige zeer voedselrijke bodem

Voorbeeld: H69 bossen en struwelen op droge voedselrijke bodem

Voorbeeld: P47kr pioniervegetatie op vochtige matig voedselrijke kalkrijke bodem

Voorbeeld: W18sa Watervegetatie in ondiep zeer voedselrijk polysaproob water

Voorbeeld: V17 Verlandingsvegetatie in matig voedselrijk water

verspreiding bij tabel 17; bijlage 4

za	= zeer algemeen	H	= Hafdistricten E, L, N
a	= algemeen	K	= Kempens district
va	= vrij algemeen	L	= Laagveendistrict
vz	= vrij zeldzaam	N	= Noordelijk kleidistrict
z	= zeldzaam	P	= Pleistoceen district Dr, R, K, S, V
zz	= zeer zeldzaam	R	= Renodunaal district
ez(z)	= elders zeldzaam (zeer zeldzaam)	S	= Subcentreurop district
Dr	= Drents district	V	= Vlaams district
Du	= Duindistrict	Y	= IJsselmeerpolders
E	= Estuarien district	Z	= Zuid-Limburs district
F	= Fluviaal district	Ur	= Urbaan district
G	= Gelders district	#	= aangrenzend

Lichtgetallen van Ellenberg

L2-6: schaduw- en halfschaduwplanten: hoe lager het getal, des te beter een plant in de schaduw kan groeien. L6-9: halfschaduw- en vollezonplanten: hoe hoger het getal, des te beter een plant in de zon kan groeien. LX: indifferent

Figuur 8-21

Zie 6.11.2 voor verklaring van afgekorte levensvormen.

Vestiging: n = natuurlijk; z = uitgezaaid; p = geplant; v = verwilderd.

Zie verder bij Lichtgetallen en verspreiding

CURRICULUM VITAE

Arie Koster werd geboren op 18 oktober 1945 te Schiedam. Na de lagere school trad hij in de voetsporen van zijn vader en ging direct als leerling-hovenier aan het werk. In de avonden volgde hij cursussen bij de Koninklijke Nederlandse Maatschappij voor Tuinbouw en Plantkunde afd. Rotterdam en Omstreken. Tot in 1969 was hij werkzaam bij verschillende hoveniersbedrijven in Schiedam. Daarna werkte hij twee jaar in de chrysantenteelt bij de firma Fides in De Lier. Door de confrontatie met de problematiek en de levenswijze van zijn jongere collega's groeide de wens om structureel met jongeren bezig te zijn. In 1971 werd hij op basis van geschiktheid en ervaring met de werkende jeugd aangesteld als vormingswerker partieel leerplichtigen bij de Stichting Werkende Jeugdigen uit Ede en Omstreken. Daar begeleidde hij in samenwerking met Cees Spiering groepen werkende jongens en meisjes in de leeftijd van veertien tot zeventien jaar. Een opleiding aan een sociale academie (sociaal-cultureel werk) was een voorwaarde om dit werk te kunnen doen. In 1975 behaalde hij het diploma aan de sociale academie De Horst te Driebergen. Direct daarop aansluitend schreef hij zich in aan de Rijksuniversiteit Utrecht voor de Bijzondere MO-opleiding biologie (die op woensdagmiddag en zaterdag werd gegeven, vandaar de naam). Na het afronden van het eerste gedeelte van deze studie maakte hij in 1979 de overstap naar een voltijdstudie voor het doctoraal examen. In 1982 werd die afgerond met de hoofdvakken zoölogie en vegetatiekunde. Het eerste hoofdvak betrof een onderzoek naar het voorkomen van maskerbijen in Nederland. Omdat van natuurlijk of ecologisch groenbeheer buiten natuurreservaten nog nauwelijks sprake was, vond een belangrijk gedeelte van dit onderzoek plaats op spoorwegterreinen. Dit was tevens de weg die naar prof. dr. P. Zonderwijk en naar het tweede hoofdvak van de studie leidde: de flora en vegetatie van de Nederlandse Spoorwegen. Dit impliceerde tevens een vrij intensief contact met de Adviesgroep Vegetatiebeheer waarbij hij aanvankelijk als parttimer tot 1990 werkzaam was en zeer nauw samenwerkte met Henk Heemsbergen. Door zijn ervaring die hij daar opdeed op het gebied van het stedelijk groen werd de weg vrijgemaakt voor een betrekking als stadsecoloog bij De Dorschkamp (thans Alterra) in Wageningen.

