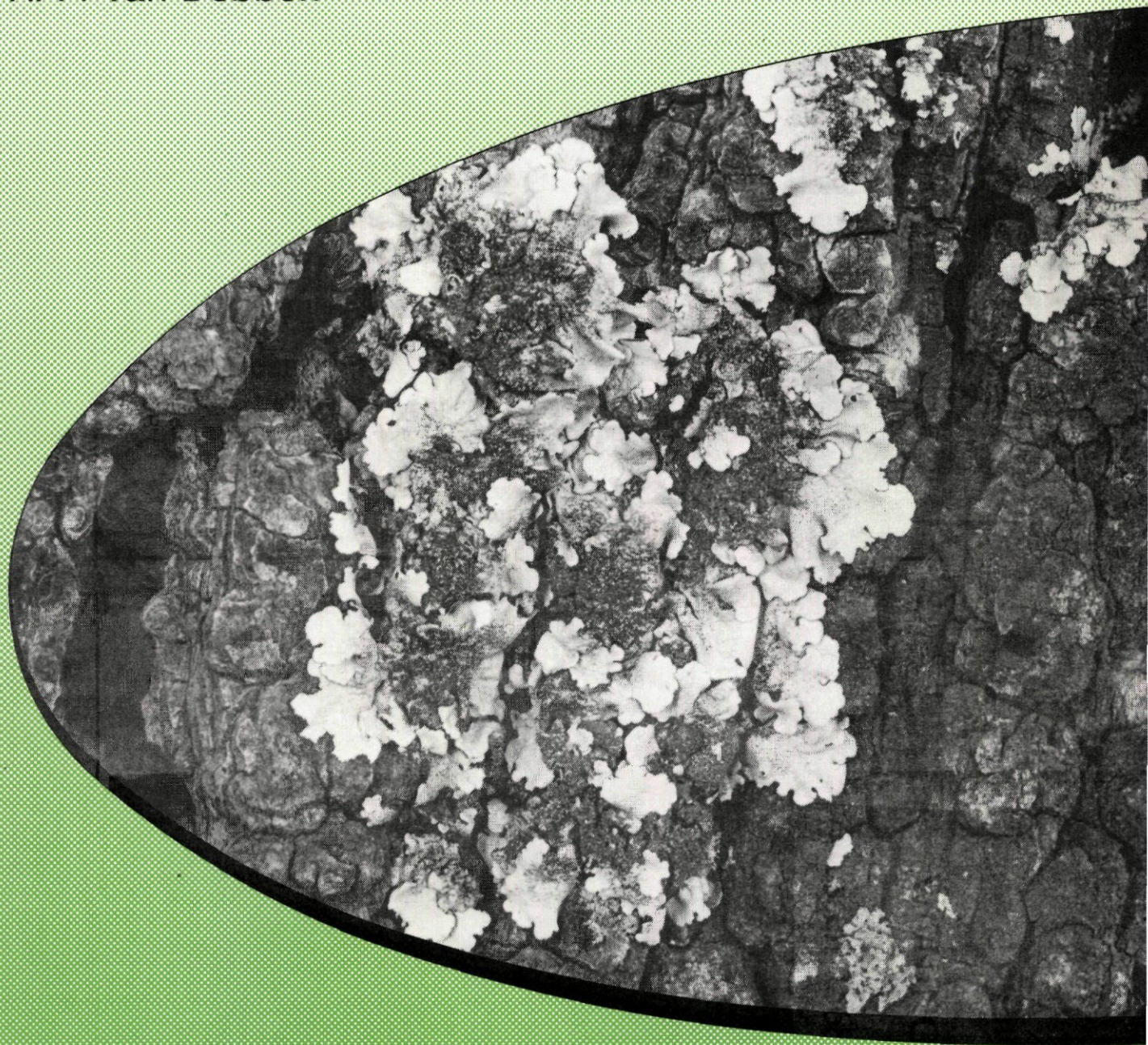


Monitoring van epifytische korstmossen in 1989

H. F. van Dobben

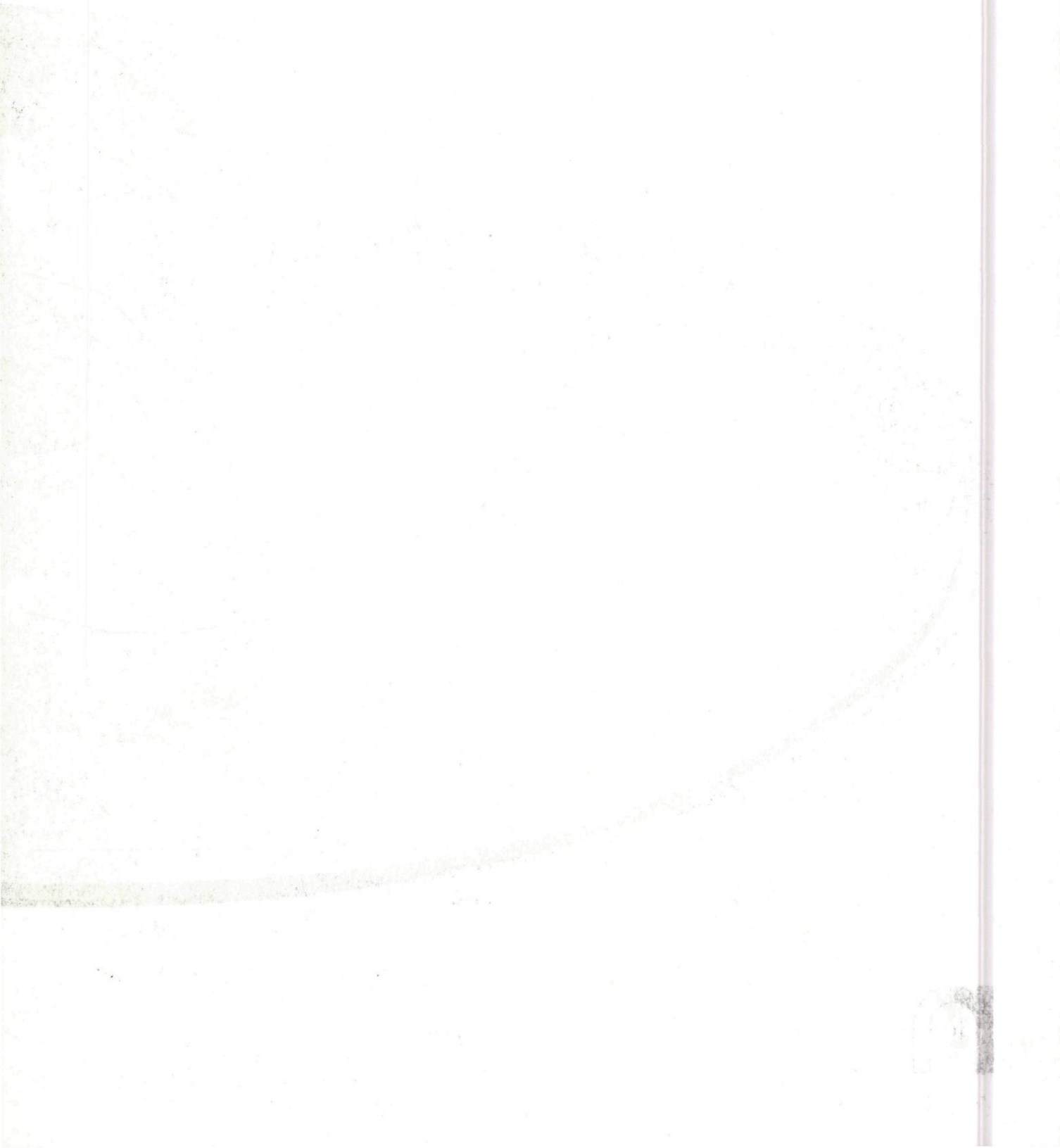


RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER

Arnhem, Leersum en Texel

Monitoring van ecologische kenmerken in 1999

H. B. van der ...



Monitoring van epifytische korstmossen in 1989

H. F. van Dobben

RIN-rapport 91/8

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Leersum

537411

1991

RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER
VESTIGING TEXEL
Postbus 59, 1790 AB Den Burg
Texel, Holland

BIBLIOTHEEK
RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER
POSTBUS 9201
6600 HB ARNHEM-NEDERLAND

R.I.N.-RAPPORT

IT



INHOUD

0	ABSTRACT	4
1	INLEIDING	5
2	WERKWIJZE	7
3	RESULTATEN	9
3.1	Basale statistiek	9
3.1.1	Punten	9
3.1.2	Soorten	11
3.1.3	Vergelijking van soortenaantal in 1988 en 1989	13
3.2	Relatie met luchtverontreiniging	15
3.2.1	Aantal soorten per punt	15
3.2.2	Aantal soorten per uurhok	24
3.2.3	Abundantie van de soorten	26
3.2.4	Voorkomen van de afzonderlijke soorten	32
3.2.5	Vergelijking met 1988	36
3.2.6	Indicatie waarde van soorten	41
4	DISCUSSIE	46
5	CONCLUSIES	50
6	SAMENVATTING	52
7	LITERATUUR	56
8	BIJLAGEN	59

VOORWOORD

Het onderzoek aan de relatie tussen epifytische korstmossen en luchtkwaliteit bij het DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (voorheen RIN-DLO) strekt zich uit over een periode van bijna 20 jaar. In deze tijd hebben zich grote veranderingen voorgedaan in zowel korstmosflora als luchtkwaliteit. De kennis omtrent beide is bovendien sterk toegenomen, terwijl het zoeken naar patronen in het ingewikkelde netwerk van verbanden tussen biotisch en abiotisch milieu sterk is vergemakkelijkt door het automatiseren van de gegevensverwerking. In dit rapport wordt getracht de verbanden tussen epifytische korstmosflora en het biotisch en abiotisch milieu te kwantificeren.

Een belangrijke conclusie is dat de epifytenvegetatie in sterke mate beïnvloed wordt door luchtverontreiniging. Bijna alle soorten zijn in hun voorkomen negatief gecorreleerd met SO_2 , terwijl de z.g. nitrofytische soorten positief gecorreleerd zijn met NH_3 . Een belangrijk werkingsmechanisme loopt via beïnvloeding van de pH van de schors (SO_2 verzurend, NH_3 alkaliserend), waardoor deze componenten in zekere mate antagonistisch werken. De sterke toename van de soortenrijkdom die zich de afgelopen jaren heeft voorgedaan moet vooral worden toegeschreven aan de daling van de SO_2 -concentratie.

De Directie.

0 ABSTRACT

Epiphytic lichen vegetation was recorded on 1216 groups of 10 freestanding wayside trees in eight areas of The Netherlands (Figure 1). The most important factor determining species richness and composition of the vegetation appeared to be atmospheric SO_2 . Less important are NO_2 , NH_3 and NH_4 . Phorophyte species and stem diameter are of minor importance. The abundance of nearly all common species is significantly negatively correlated with SO_2 apart from *Lecanora conizaeoides* which is positively correlated. Presence and abundance of most nitrophytic species are positively correlated with atmospheric NH_3 , while most acidophytic species are negatively correlated. Bark pH is probably the most important mediator determining the effect of air pollution on lichens, and bark ammonia content may be a second important mediator. High ammonia content is a negative factor that is probably best tolerated by the acidophytic species, and by the nitrophytic species at high pH values. Compared to 1988 nearly all species have become more frequent, especially the nitrophytic ones. The decrease in SO_2 concentration over the past decade is probably the most important cause for the expansion, although there may also be an effect of an increasing NH_3 concentration. The sensitivity of the species to SO_2 as calculated by regression agrees reasonably well with Hawksworth & Rose's (1970) and Barkman's (1958) scales.

1 INLEIDING

Het RIN verricht sinds 1971 onderzoek naar de relatie tussen het voorkomen van epifytische korstmossen en luchtverontreiniging. Na de landsdekkende z.g. WHEN inventarisatie in de jaren 1971-1973, en de uitwerking en publikatie hiervan door De Wit (1976), werd in 1977 een monitoring-programma gestart met als doel de veranderingen in epifytische korstmosflora en -vegetatie op een beperkt aantal vaste punten (ca. 150 'Permanente Quadraten' of pq's) in de tijd te volgen. Hiertoe werd jaarlijks een gedetailleerde beschrijving gemaakt van een schorsvlakje van ca. 15*25 cm² en een globalere beschrijving van de vegetatie op tien bomen ter weerszijden. Bovendien werd van het schorsvlakje jaarlijks een fotografische opname gemaakt. Deze opnamen zijn gebruikt om de groeisnelheid van *Parmelia sulcata* te meten (Bremer 1983).

Vanaf 1986 werd het monitoringprogramma gefinancierd door het RIVM. In overleg met dit instituut werd aanvankelijk besloten om -naast de jaarlijkse opname van de pq's- delen van Nederland opnieuw te inventariseren, en hierbij zoveel mogelijk gebruik te maken van dezelfde methode en dezelfde monsterpunten die bij de WHEN-inventarisatie waren gebruikt. Nadat in 1986 een deel van oostelijk Brabant was geherinventariseerd, werd echter besloten om de aandacht te concentreren op acht gebieden van ca. 800 km² (ruim 30 uurhokken), elk rond z.g. macrostations, waar ook een groot aantal abiotische factoren wordt gemeten (Anonymus 1990). In 1987 werden deze macrostationgebieden geïnventariseerd met uitzondering van Vlaardingen, Vredepeel en een deel van Bilthoven (De Bakker 1988). In 1988 en 1989 werden alle macrostationgebieden geïnventariseerd (De Bakker 1989). De jaarlijkse opname van de pq's werd eveneens voortgezet.

In 1990 werd besloten het veldwerk voorlopig te stoppen, en de beschikbare gegevens aan een nauwkeuriger analyse te onderwerpen dan tot nu toe gebruikelijk was. Om een beter inzicht te krijgen in de rol

van de chemische samenstelling van de schors als intermediaire factor tussen luchtkwaliteit en epifytenflora werden in 1990 nog wel de pq's opgenomen, waarbij van drie bomen ter weerszijden van het pq schorsmonsters werden genomen. Deze monsters worden geanalyseerd op pH, SO_4 , NH_4 en NO_3 , en op zware metalen.

Omdat gestreefd wordt naar een definitief oordeel over de bruikbaarheid van epifyten als biomonitor voor luchtverontreiniging is de analyse van de gegevens uitgebreider dan in de voorgaande meetnet-rapporten. Om deze reden zal de rapportage in drie delen plaatsvinden:

1. 'standaard'analyse macrostation-gegevens 1989. Beschrijving van de in 1989 aangetroffen toestand; vergelijking met 1988.
Vraagstelling: kunnen het ruimtelijk patroon en de verandering daarvan in de tijd in verband gebracht worden met luchtverontreiniging?
2. schorsmonster-gegevens pq's 1990. Vraagstelling: zijn er aanwijzingen dat bepaalde schorsfactoren optreden als intermediair tussen luchtverontreiniging en epifytenflora (b.v. pH, zoals verondersteld wordt door Van Dobben (1983) en De Bakker & Van Dobben (1988))?
3. tijdreeksanalyse op de pq's. Beschrijving van de veranderingen in de vegetatie van over de periode 1977-1990. Vraagstelling: zijn deze veranderingen toe te schrijven aan veranderingen in luchtkwaliteit? Zo ja, op welke termijn komen veranderingen in luchtkwaliteit in de epifyten tot uiting?

Het voorliggende rapport is het eerste van deze drie delen.

2 WERKWIJZE

De werkwijze was zoveel mogelijk identiek aan die in 1988 (zie De Bakker 1989). Een 'punt' is een rij van tien bomen (of minder wanneer niet voldoende bomen beschikbaar waren). Een 'opname' is een lijst van op deze bomen aangetroffen korstmossoorten, met een schatting van hun abundantie in een zesdelige semikwantitatieve 'gemodificeerde' Tansley-schaal. Getracht werd alle punten uit 1988 opnieuw op te nemen; voor 'verdwenen' (d.w.z. gekapte, onvindbare of onbereikbare) punten zijn nieuwe gekozen die zo goed mogelijk voldoen aan de standaard voor pq-bomen (Van Dobben 1978). Behalve de aangetroffen soorten werden voor ieder punt genoteerd: datum, waarnemer, uurhok (IVON-code), Amersfoort-coördinaten, boomsoort (al of niet geknot), aantal bomen, omtrek van de dikste boom, en omgeving (b.v. wegboom, bosboom, boom op erf enz., gecodeerd volgens Canters 1980).

De opgenomen punten liggen in acht gebieden rond RIVM-macro-stations (Figuur 1) en worden aangeduid met de namen van deze stations (in tabellen de eerste vier letters): Vlaardingen, Bilthoven, Wieringerwerf, Eibergen, Witteveen, Vredepeel, Wijnandsrade en Braakman. De bemonsterde boomsoorten waren (evenals in 1988) eik, populier, wilg, iep, es en linde. Bij de spreiding van de punten over de gebieden is (evenals in het WHEN-project) het uurhok als basiseenheid gebruikt. Gestreefd is naar een vast aantal (4 - 5) punten per uurhok verdeeld over verschillende boomsoorten. De gebruikte boomsoorten verschillen per gebied, zie hiervoor De Bakker (1989); de verdeling van de boomsoorten over de gebieden was vrijwel gelijk aan die in 1988 en wordt hier niet gegeven. Het veldwerk werd in het gebied Witteveen verricht door H.F. van Dobben, in alle andere gebieden door A.J. de Bakker. De periode tussen de opname in 1988 en in 1989 is voor bijna alle punten 1 jaar $\pm$ 1 maand.

Korstmossen die niet in het veld herkend konden worden, werden verzameld en gedetermineerd op chemische of microscopische kenmerken. Enkele determinaties werden uitgevoerd of gecontroleerd door

drs. A.M. Brand (Leiden) en drs. A. Aptroot (Utrecht). In het algemeen leverde de herkenning van de soorten weinig problemen op. De gebruikte nomenclatuur volgt de standaardlijst van Brand et al. (1988), maar om praktische reden zijn in de tabellen de 6-letter-codes volgens Canters (1980) gebruikt in plaats van de 8-letter-codes uit de standaardlijst. Om deze reden kan een code soms sterk afwijken van de volledige naam. Appendix 1 geeft een volledige lijst van soorten en codes.

Een aantal bewerkingen is uitgevoerd op selecties van 'nitrofytische' en 'acidofytische' soorten (zie Appendix 1). Deze selecties zijn uitgevoerd op grond van literatuurgegevens (Barkman 1958, Wirth 1980, Brand et al. 1988) en zijn vrijwel gelijk aan door De Bakker (1989) en Van Herk (1990) gebruikte selecties. Overigens zijn deze selecties achteraf getoetst aan het feitelijke gedrag van de soorten in het gegevensbestand (zie 3.2.4).

Gegevens met betrekking tot luchtverontreiniging werden verkregen van het RIVM: SO_2 , NO_2 en O_3 als daggemiddelde meetwaarden per station uit het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit, NH_3 en NH_4 als berekende waarden uit het TREND-model voor 1988 op een 5×5 km raster (Asman & Van Jaarsveld 1990). Voor SO_2 , NO_2 en O_3 werden jaargemiddelde concentraties (1988) op de bemonsterde punten via interpolatie (Van Egmond et al. 1978) bepaald uit de jaarconcentraties voor de omliggende meetpunten, onder uitsluiting van de meetpunten gelegen in de steden. Voor NH_3 en NH_4 werden direct de waarden uit het TREND model voor het dichtstbijzijnde rasterpunt gebruikt. Punten waarvoor binnen 7.5 km in X- en Y-richting geen rasterpunt aanwezig was, werden bij correlatieberekeningen met NH_3 en NH_4 buiten beschouwing gelaten (dit was het geval bij enkele punten in Zeeuws-Vlaanderen).

Voor de opslag, controle en primaire verwerking van de gegevens werd eigen programmatuur geschreven, regressieberekeningen werden uitgevoerd met het pakket GENSTAT (Payne et al. 1987) en voor redundantie-analyse werd het programma CANOCO (Ter Braak 1988) gebruikt. Omdat in het veld (en ook in vergelijkbare studies, o.a. het reeds genoemde WHEN-project) de uurhokken als basiseenheid gebruikt zijn, is een aantal bewerkingen behalve voor de afzonderlijke punten ook voor de uurhokken uitgevoerd.

3 RESULTATEN

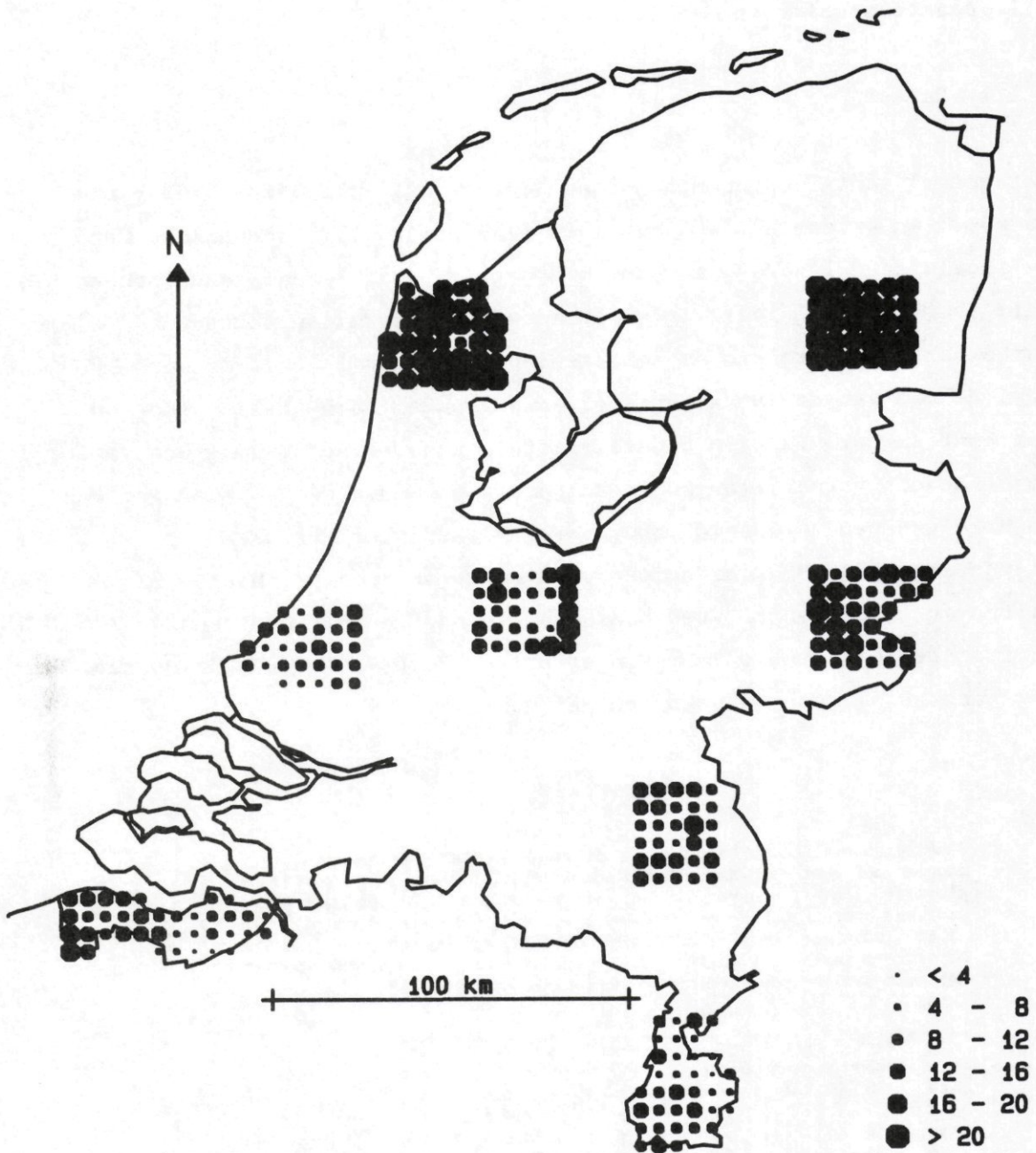
3.1 Basale statistiek

3.1.1 Punten

Het totaal aantal opgenomen punten bedroeg 1216 (in 1988: 1199); van deze punten werden er 1164 zowel in 1988 als in 1989 opgenomen. Het gemiddeld aantal bomen per punt bedroeg 7.3, het totaal aantal bomen ruim 8500. Tabel 1 geeft informatie over de aantallen punten, uurhokken en soorten in de acht gebieden. Figuur 1 geeft de uurhok-gemiddelden van de aantallen soorten per punt. De aantallen soorten per punt en per hok zijn onderling sterk gecorreleerd. Op grond van significante verschillen in aantal soorten kunnen de gebieden grofweg in drie groepen ingedeeld worden: (1) Vlaardingen, Braakman en Wijnandsrade (ca. 9 soorten per punt en 18 soorten per hok), (2) Bilthoven, Eibergen en Vredepeel (ca. 13 soorten per punt en 24 soorten per hok), en (3) Wieringerwerf en Witteveen (ca. 18 soorten per punt en 31 resp. 37 soorten per hok).

Tabel 1: aantal uurhokken, punten, soorten, soorten per hok en soorten per punt voor de acht gebieden. Getallen zijn aantal $\pm$ s.d. De kleinste significante verschillen (bij $p = .05$) zijn bij benadering 3 voor het aantal soorten per hok (op grond van 30 hokken en een s.d. = 6) en 1 voor het aantal soorten per punt (bij 150 punten en s.d. = 5). De letters geven de significantie van de verschillen in aantal soorten per punt aan (zelfde letter = geen significant verschil).

	aant hokken	aant punten	aant soorten	soorten/ hok	soorten/ punt	sign. versch.
Vlaa	30	153	43	18 $\pm$ 4	9 $\pm$ 4	a
Bilt	29	151	68	25 $\pm$ 8	12 $\pm$ 6	b
Wier	36	152	75	31 $\pm$ 7	18 $\pm$ 6	c
Eibe	35	153	54	25 $\pm$ 5	14 $\pm$ 4	b
Witt	30	147	75	37 $\pm$ 6	19 $\pm$ 6	c
Vred	30	151	50	23 $\pm$ 4	12 $\pm$ 4	b
Wijn	38	157	48	17 $\pm$ 6	9 $\pm$ 5	a
Braa	38	152	51	18 $\pm$ 7	10 $\pm$ 5	a
TOTAAL	266	1216	104	24 $\pm$ 9	13 $\pm$ 6	



Figuur 1: aantal soorten per punt, gemiddeld per uurhok.

Tabel 2 geeft het aantal punten en aantal soorten per punt uitgesplitst over de zes boomsoorten. Op grond van de significante verschillen in aantal soorten per punt kunnen de boomsoorten in vier groepen worden ingedeeld (naar opklimmende soortenrijkdom): (1) wilg en linde, (2) populier en es, (3) eik en (4) iep. Aan deze indeling moet overigens niet te veel waarde worden gehecht omdat de verschillen in soortenrijkdom betrekkelijk klein zijn en de boomsoorten niet regelmatig over het land gespreid zijn (zie 3.2.1).

Tabel 2: aantal punten en aantal soorten per punt voor de zes boomsoorten. Het kleinste significante verschil voor het aantal soorten per punt is bij grove benadering (op grond van s.d. = 5.0 en 150 punten per boomsoort) 1.2; de letters in de laatste kolom zijn hierop gebaseerd.

boom	aantal punten	aantal soorten	soorten/ punt	sign. versch.
eik	350	77	13.9 ± 6.4	c
popul	296	62	12.5 ± 5.1	b
wilg	115	52	10.8 ± 4.4	a
iep	143	76	15.2 ± 6.8	d
es	57	61	12.0 ± 6.2	b
linde	255	69	10.8 ± 5.1	a

3.1.2 Soorten

In 1989 werden 104 soorten gevonden (in 1988: 98). Appendix 2 geeft voor alle soorten de aantallen vondsten en de procentuele verandering hierin sinds 1988. Bijna alle soorten vertonen een toename. In 1989 werden zeven soorten nieuw gevonden: *Micarea denigrata*, *Trapeliopsis flexuosa*, *Phaeophyscia nigricans*, *Lepraria lobificans*, *Physcia aipolia*, *Psilolechia lucida* en *Candelariella aurella*. Van deze soorten zijn de eerste drie zeer onopvallend en waarschijnlijk in voorgaande jaren niet herkend. De laatste twee zijn algemene epilithen die af en toe ook op schors gevonden worden. *Lepraria lobificans* is vroeger niet van *L. incana* onderscheiden. Eén soort (*Opegrapha vermicellifera*) werd in 1989 niet teruggevonden.

Tabel 3 geeft de soorten die een sterke toename in aantal vondsten vertonen, en een mogelijke verklaring voor deze toename. Voor een aantal soorten is de toename slechts schijnbaar omdat deze in 1988 niet zijn herkend. Van de soorten die werkelijk zijn toegenomen, is het grootste deel nitrofyt (zie Appendix 1) en de toename van deze groep is een voortzetting van de reeds enige jaren bestaande trend. Voor de toename van een aantal soorten is geen goede verklaring te geven. Twee soorten (*Usnea* sp. en *Parmelia caperata*) zijn vroeger algemeen geweest maar sterk afgenomen door SO₂, en hun toename is mogelijk een direct gevolg van de dalende SO₂-concentratie.

Tabel 3: soorten met 10 of meer vondsten en een toename t.o.v. 1988 van meer dan 10%.

soort	aantal vondsten	toename sinds 1988 (%)	mogelijke oorzaak van de toename
xparie	578	24.9	nitrofyt
psubau	474	24.5	?
ldispe	407	22.8	nitrofyt
phorbi	358	36.5	nitrofyt
phdubi	216	27.9	nitrofyt
lcarpi	181	21.7	nitrofyt?
canref	125	67.6	nitrofyt
phgris	124	22.0	nitrofyt
catgri	123	21.4	?
canxan	102	28.2	nitrofyt
proque	56	69.7	in '88 verward met <i>Lecanora expallens</i> ?
placic	56	657.1	in '88 meestal niet herkend
pcaper	49	48.5	(neemt overal sterk toe)
hyptub	43	185.7	in '88 kleine thalli verward met <i>H. physodes</i>
rinexi	40	37.0	nitrofyt
cancon	29	55.6	nitrofyt
bacarn	23	475.0	in '88 meestal niet herkend
phadgl	22	46.7	nitrofyt
opatra	21	23.5	?
phentx	21	23.5	nitrofyt
toncar	18	157.1	in '88 vaak niet herkend
caloci	18	88.9	nitrofyt
uspeci	18	33.3	?
ochard	17	183.3	in '88 vaak niet herkend
phstel	17	36.4	nitrofyt
perama	15	50.0	?
prevol	12	33.3	?
perper	11	22.2	?
lecacy	10	125.0	nitrofyt

De 'trouw' van de soorten aan hun groeiplaats is meestal zeer hoog (Appendix 2), d.w.z. de op een punt gevonden soorten zijn grotendeels dezelfde die daar ook in 1988 stonden. Van de meer dan tienmaal gevonden soorten hebben slechts vier een lage trouw ($< 80\%$): *Lecania cyrtella*, *Lecanora symmicta*, *Usnea* sp. en *Parmelia revoluta*. Van deze soorten zijn de eerste twee pioniers die zich snel ergens kunnen vestigen maar ook weer snel verdwijnen. Bij de andere twee is geen directe verklaring te vinden voor de lage trouw.

3.1.3 Vergelijking van soortenaantal in 1988 en 1989

De vergelijking van de aantallen in 1988 en 1989 gevonden soorten werd gemaakt onder uitsluiting van de in één van beide jaren niet opgenomen punten, en de soorten die in Tabel 3 de vermelding 'in 1988 niet herkend' of '...verward met...' hebben. Er blijven dan 1164 punten en 99 soorten over. Op deze wijze berekend bedroeg het gemiddeld aantal soorten per punt 11.4 in 1988 en 12.6 in 1989, een toename met 1.2 soort. Dit verschil is significant (gepaarde t-toets, $p < 0.001$). De toename verschilt niet significant tussen de boomsoorten, maar wel tussen de gebieden (ANOVA, $p < 0.01$, Tabel 4). De toename in aantal soorten is het grootst in het midden van het land (Vlaardingen en Bilthoven) en het kleinst in het zuiden (Braakman en Wijnandsrade). Op de veranderingen in soortensamenstelling op de verschillende macrostations wordt verder ingegaan in hoofdstuk 3.2.5.

Tabel 4: toename van het aantal soorten per punt tussen 1988 en 1989, uitgesplitst over de acht gebieden. Het kleinste significante verschil ($p = 0.05$) is ongeveer 0.4; de letters geven de significantie van de verschillen tussen de gebieden aan (zelfde letter = geen significant verschil).

gebied	gem. toename	aant. punten	sign. versch.
Vlaa	2.0	143	d
Bilt	1.6	149	c
Wier	1.1	146	ab
Eibe	1.1	149	ab
Witt	1.0	146	ab
Vred	1.3	148	bc
Wijn	0.9	141	ab
Braa	0.8	142	a

Ook het gemiddeld aantal soorten per uurhok nam met 1.9 soort significant toe (van 21.7 in 1988 naar 23.6 in 1989; $p < 0.001$, $n = 266$). Ook hier verschilt de toename significant tussen de gebieden ($p \approx 0.03$, Tabel 5), ongeveer op dezelfde wijze als dit voor de punten het geval is. Daar het aantal soorten per hok sterker is toegenomen dan het aantal soorten per punt, is het verschil in soorten-samenstelling tussen de punten onderling groter geworden. Omdat de punten binnen een hok meestal verschillende boomsoorten zijn, betekent dit dat het verschil tussen de boomsoorten groter is geworden.

Tabel 5: toename van het aantal soorten per hok tussen 1988 en 1989, uitgesplitst over de acht gebieden. Het kleinste significante verschil ($p = 0.05$) is ongeveer 1.0; de letters geven de significantie van de verschillen tussen de gebieden aan (zelfde letter = geen significant verschil).

gebied	gem. toename	aant. hokken	sign. versch.
Vlaa	2.8	30	b
Bilt	2.4	29	b
Wier	1.4	36	ab
Eibe	1.4	35	ab
Witt	1.9	30	ab
Vred	2.1	30	ab
Wijn	2.1	38	ab
Braa	1.3	38	a

De toename van het aantal soorten kan een gevolg zijn van veranderingen in het abiotisch milieu (b.v. afname van SO_2) of van successie. Bij epifyten is successie gecorreleerd met (mogelijk zelfs een direct gevolg van) het dikker worden van de bomen. Indien successie de oorzaak van de toename is, kan door het vaststellen van de relatie tussen boomdikte en aantal soorten in een bepaald jaar een verwacht aantal soorten in een ander jaar berekend worden op grond van de toename in boomdikte. De gemiddelde boomdikte was 189.6 cm in 1988 en 192.7 cm in 1989. Na correctie voor aantal bomen per punt,

geografische invloeden (door regressie op de Amersfoort-coördinaten X, X², Y, Y² en X*Y), en boomsoort (door regressie op dummyvariabelen) werd via regressie de relatie tussen boomdikte en aantal soorten in 1988 vastgesteld:

$$\text{gecorrigeerd aantal soorten} = 2.38 + (1.74 \pm 0.51) * \log(\text{boomdikte})$$

(dikte werd gelogarithmiseerd omdat de frequentieverdeling erg scheef is). Op grond van deze vergelijking zou in 1989 een toename in aantal soorten verwacht mogen worden van 0.03 ± 0.001 . De werkelijk gevonden waarde wijkt significant van deze verwachting af, zodat successie als enige oorzaak voor de toename in soortenaantal onwaarschijnlijk is.

3.2 Relatie met luchtverontreiniging

3.2.1 Aantal soorten per punt

Door middel van multi-pele regressie is getracht verbanden te leggen tussen soortenaantallen per punt en per hok enerzijds, en abiotische factoren anderzijds. De verklarende variabelen en hiervan afgeleide termen die in het regressiemodel zijn gebruikt, en de reden om deze variabelen te gebruiken worden opgesomd in Tabel 6 (let op het verschil in schrijfwijze: met SO₂ wordt de variabele bedoeld, met SO₂ de term).

Regressieanalyse wordt bemoeilijkt door onderlinge correlatie tussen de verklarende variabelen. Deze is met name zeer sterk tussen NO₂ en O₃ ($r = -0.87$) en tussen NH₃ en NH₄ ($r = 0.88$; Tabel 7). De luchtverontreinigingsvariabelen zijn in twee groepen van onderling sterk gecorreleerde variabelen in te delen: (1) SO₂, NO₂ en O₃, en (2) NH₃ en NH₄ (Figuur 6). De correlatie tussen componenten uit deze twee groepen is minder sterk: (b.v. tussen SO₂ en NH₃: $r = -0.25$).

Tabel 6: overzicht van de gebruikte verklarende variabelen

naam	inhoud	reden om deze variabele op te nemen
SO ₂ , NO ₂ , O ₃	jaargem. conc. 1988 (uit meetnet) in $\mu\text{g.m}^{-3}$	vraagstelling v.h. onderzoek
NH ₃ , NH ₄	jaargem. conc. 1988 (uit TREND model) in $\mu\text{g.m}^{-3}$	idem
EIK, POPUL*, WILG, IEP, ES, LINDE*	1 als punt op deze boomsoort, anders 0	medebepalend voor soorten-aantal volgens De Wit (1976)
KNOT	1 als boom geknot, anders 0	medebepalend voor soorten-aantal volgens Van Dobben (1983)
DIKTE	log(omtrek in cm)	medebepalend voor soorten-aantal; gelogaritmiseerd i.v.m. uitschieters
ZEE	kortste afstand tot de kustlijn (incl. Afsluitdijk) in km	zwakker effect SO ₂ langs de kust volgens De Wit (1976)
AANT, AANT_2	aantal bomen, gekwadeerd aantal b.	niet-lineair effect aantal bomen op soorten-aantal
SO ₂ _2, NO ₂ _2 enz.	gekwadrateerde conc.	mogelijk niet-lineaire effecten
SO ₂ *NH ₃	product SO ₂ * NH ₃	mogelijke wederzijdse versterking effect door co-depositie (Van Breemen et al. 1982)
SO ₂ *NH ₄	product SO ₂ * NH ₄	idem
EIK*NH ₃	product EIK * NH ₃	sterker effect NH ₃ op eik volgens Van Herk (1990)
EIK*SO ₂	product EIK * SO ₂	sterker effect SO ₂ op eik volgens Van Dobben (1983)
ZEE*SO ₂	product ZEE * SO ₂	zwakker effect SO ₂ langs de kust volgens De Wit (1976)
X, Y, X_2, Y_2, XY	Amersfoort coord. + kwadraten en product	mogelijk effect van onbekende (luvo?) factoren met geogr. variatie op schaal 50 - 300 km.

* één boomsoort is collineair t.o.v. de overige boomsoorten en moet uit het regressiemodel worden weggelaten. Dit betekent dat de regressiecoëfficiënten voor de boomsoorten schattingen zijn van het verschil met de weggelaten boomsoort. Bij achterwaartse selectie moet de weg te laten boomsoort bij voorbaat gekozen worden; in dit geval is steeds de eik genomen. Bij voorwaartse selectie wordt automatisch de boomsoort die de minste variantie verklaart weggelaten.

De correlatie tussen de overige variabelen onderling en met luchtverontreiniging is in het algemeen vrij zwak. Eiken zijn ondervertegenwoordigd in gebieden waar SO_2 hoog is ($r = -0.30$) en oververtegenwoordigd in gebieden waar NH_3 hoog is ($r = 0.25$). Voor wilg en populier geldt het omgekeerde. Andere correlatiecoëfficiënten liggen onder 0.20 (Tabel 7).

Tabel 7: correlatiecoëfficiënten tussen enkele verklarende variabelen
Correlaties tussen de boomsoorten zijn weggelaten ($n = 1208$).

	SO2	NO2	O3	NH3	NH4	KNOT	DIKTE
NO2	0.46						
O3	-0.28	-0.87					
NH3	-0.25	0.13	-0.46				
NH4	-0.22	-0.02	-0.44	0.88			
KNOT	0.17	0.01	0.00	-0.07	-0.02		
DIKTE	-0.04	-0.09	0.01	0.05	0.13	0.04	
EIK	-0.30	-0.16	-0.04	0.25	0.34	-0.17	0.05
POPUL	0.12	-0.03	0.13	-0.13	-0.18	-0.12	0.06
WILG	0.22	0.10	-0.03	-0.11	-0.11	0.39	0.04
IEP	0.09	0.08	0.11	-0.22	-0.35	-0.10	0.04
ES	0.03	0.01	-0.02	-0.06	-0.03	0.07	0.01
LINDE	-0.03	0.06	-0.14	0.15	0.18	0.07	-0.19

Om tot een regressiemodel te komen dat met zo weinig mogelijk termen zo veel mogelijk variantie verklaart is gebruik gemaakt van achterwaartse selectie. Er is uitgegaan van een volledig model met alle in Tabel 6 genoemde termen uitgezonderd de geografische coördinaten en de interactietermen op $\text{SO}_2 \cdot \text{NH}_3$ na. Door het achter-eenvolgens weglaten van termen die niet of slechts in geringe mate aan de verklaarde variantie bijdragen (te beginnen met de kwadratische termen en de interacties, dan de hoofdeffecten) werd een 'minimaal model' verkregen, d.w.z. een model waarvan door weglaten van een term de verklaarde variantie significant ($p < 0.001$) vermindert. De resultaten worden gegeven in Tabel 8. Deze tabel geeft tevens de resultaten van hetzelfde model voor alleen de nitrofytische en alleen de acidofytische soorten.

Tabel 8: regressiecoëfficiënten (waarde $\pm$ s.d.) en percentage verklaarde variantie voor de regressie van aantal soorten per punt op luchtverontreinigingsvariabelen, boomsoort, aantal bomen en boomdikte (minimaal model, zie tekst). Significantie: *** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$, n.s. = niet significant ($n = 1208$).

term	Regressiecoëfficiënten		
	alle soorten	nitrofyten	acidofyten
intercept	36.60 $\pm$ 4.26 ***	2.30 $\pm$ 1.83 ***	13.99 $\pm$ 1.31 ***
SO2	3.60 $\pm$ 0.83 ***	1.62 $\pm$ 0.30 ***	-0.07 $\pm$ 0.02 ***
SO2_2	-0.16 $\pm$ 0.03 ***	-0.07 $\pm$ 0.01 ***	0.00 $\pm$ 0.00 ***
NO2	-2.67 $\pm$ 0.41 ***	-0.15 $\pm$ 0.03 ***	-1.00 $\pm$ 0.07 ***
NO2_2	0.03 $\pm$ 0.01 ***	n.s.	0.02 $\pm$ 0.00 ***
NH3	1.60 $\pm$ 0.20 ***	0.96 $\pm$ 0.11 ***	-0.29 $\pm$ 0.06 ***
NH3_2	-0.04 $\pm$ 0.01 ***	-0.02 $\pm$ 0.00 ***	0.00 $\pm$ 0.00 *
NH4	-3.52 $\pm$ 0.33 ***	-1.76 $\pm$ 0.17 ***	0.57 $\pm$ 0.09 ***
IEP	3.24 $\pm$ 0.44 ***	2.36 $\pm$ 0.26 ***	-0.44 $\pm$ 0.14 ***
ES	2.52 $\pm$ 0.64 ***	0.86 $\pm$ 0.37 *	n.s.
DIKTE	1.66 $\pm$ 0.45 ***	n.s.	n.s.
AANT	1.87 $\pm$ 0.24 ***	0.88 $\pm$ 0.14 ***	0.21 $\pm$ 0.08 **
AANT_2	-0.11 $\pm$ 0.02 ***	-0.06 $\pm$ 0.01 ***	n.s.
% verklaarde variantie			
volledig model	47	38	43
minimaal model	47	33	37
alleen geografie	30	14	18
geografie + boomsoorten, aantal, dikte	40	24	34

In Tabel 9 zijn de effecten van de afzonderlijke variabelen op drie manieren weergegeven: als percentage variantie dat verklaard wordt door elke variable inclusief en exclusief de ermee gecorreleerde variabelen, en als verschil in verwacht minimaal en maximaal aantal soorten ten gevolge van variatie van deze variabele. De laatste grootheid is het meest inzichtelijk, maar geeft bij onderling gecorreleerde variabelen een vertekend beeld. Zo is de verwachte toename in aantal soorten door NH_3 ongeveer 15, maar omdat NH_4 sterk met NH_3 is gecorreleerd wordt deze toename in de praktijk door NH_4 tenietgedaan (verwachte afname door NH_4 ongeveer 16). Evenzo is de verwachte afname door SO_2 een onderschatting omdat veel SO_2 samengaat met veel NO_2 en de feitelijke afname dus groter is.

Tabel 9: percentage verklaarde variantie van enkele variabelen uit Tabel 8 voor: (a) de variabele inclusief er mee gecorreleerde variabelen (= $r^2 \cdot 100$ in enkelvoudige regressie) en (b) de variabele zonder de er mee gecorreleerde variabelen (= afname in verklaarde variantie bij weglaten). Kolom (c) geeft het geschatte effect van de variabelen op het aantal soorten als verschil in maximaal en minimaal voorspeld aantal soorten binnen de range van deze variabele en gemiddelde waarde van de andere variabelen.

var	alle soorten			nitrofyten			acidofyten		
	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)
SO ₂	30	7	-10.1	12	4	-4.7	12	1	-0.8
NO ₂	16	4	-12.2	1	2	-3.2	21	6	-2.2
NH ₃	2	4	14.8	8	8	10.3	6	3	-3.8
NH ₄	0	5	-16.5	1	1	-8.3	1	1	2.7
iop	2	2	3.2	4	5	2.4	2	0	-0.4
es	0	1	2.5	0	0	0.9	0	0	0.0
dikte	0	1	3.8	0	0	0.0	0	0	0.0

In het minimale model komen de termen NH₄_2, O3,O3_2, ZEE, KNOT, POPUL, WILG en LINDE niet voor; deze dragen slechts in zeer geringe mate bij aan de verklaarde variantie. Voor de nitrofytische en acidofytische soorten is het verschil in verklaarde variantie tussen het volledige model en het minimale model groter. De oorzaak hiervan ligt voornamelijk in het feit dat het minimale model is afgeleid voor het totaal aantal soorten, waardoor niet alle boomsoorten zijn opgenomen (nitrofyten zijn sterk negatief met eik gecorreleerd, acidofyten sterk positief). SO₂ en NO₂ leiden tot een significante afname van het totaal aantal soorten, NH₃ leidt tot een toename van het totaal aantal soorten en het aantal nitrofytische soorten, maar tot een afname van acidofytische soorten. Het effect van NH₄ is tegengesteld aan dat van NH₃. Afgemeten aan het percentage verklaarde variantie zijn de variabelen die het meest bepalend zijn voor de soortenrijkdom (zonder onderscheid naar acido- en nitrofytische soorten) naar afnemend belang: SO₂, NO₂, NH₃, NH₄, boomsoort, dikte. Voor de nitrofytische soorten is deze volgorde NH₃, SO₂, NH₄, boomsoort, NO₂, dikte, en voor de acidofytische soorten: NO₂, NH₃, SO₂, NH₄, boomsoort, dikte.

De vraag in hoeverre het minimale model een afspiegeling is van oorzakelijke verbanden is moeilijk te beantwoorden. Een term voor een variabele die wel effect heeft maar sterk gecorreleerd is met een andere variabele kan uit het model verwijderd zijn omdat hun effecten niet te scheiden zijn. Daarom mag niet geconcludeerd worden dat O_3 geen effect heeft; als zo'n effect er is, is het echter niet te scheiden van dat van NO_2 , waarbij een model met alleen NO_2 overigens meer variantie verklaart dan een model met alleen O_3 . Anderzijds betekent het wel opnemen van een term ook niet altijd dat er een effect van die variabele is. Een extra term kan een iets betere beschrijving geven van een niet-lineair effect van een andere variabele die ermee gecorreleerd is. Mogelijk is dit het geval bij NH_4 : het effect hiervan is altijd tegengesteld aan, en in absolute waarde ongeveer gelijk aan dat van NH_3 . Wel is het opvallend dat het negatieve effect van NH_4 op het aantal soorten blijft bestaan wanneer de term NH_3 niet wordt opgenomen, terwijl bij verwijderen van NH_4 het effect van NH_3 niet langer significant is.

Omdat voor de meeste luchtverontreinigingsvariabelen een significant kwadratisch effect werd gevonden, is het mogelijk dat het verwachte aantal soorten een maximum of minimum bereikt binnen de range van een bepaalde variabele. Deze waarden ('optima') kunnen berekend worden door de desbetreffende partiële afgeleide van de regressievergelijking op 0 te stellen. Echter, door correlaties tussen de verklarende variabelen onderling kunnen de zo berekende waarden afwijken van in de praktijk optredende waarden. Om deze reden zijn de optima berekend op grond van een regressiemodel met alleen termen voor SO_2 en NH_3 (die slechts zwak gecorreleerd zijn), en de boomsoorten, DIKTE en AANT. Tabel 10 geeft het resultaat. Het verwachte verband tussen aantal soorten en luchtverontreiniging is niet monotoon stijgend of dalend voor NH_3 en het totaal aantal soorten (maximaal bij $7.5 \mu g.m^{-3}$, dit is iets boven de gemiddelde waarde), en voor SO_2 en de acidofytische soorten (minimaal bij $13.6 \mu g.m^{-3}$, dit is iets boven het

gemiddelde, waarbij echter aangetekend moet worden dat het effect van SO_2 op deze groep betrekkelijk zwak is, vergelijk Tabel 9). Het verband tussen SO_2 en het totaal aantal soorten is bijna monotoon dalend, en de andere verbanden zijn vrijwel rechtlijnig.

Tabel 10: range en geschatte optima voor SO_2 en NH_3 . Gefit is een model met de termen SO_2 , SO_2_2 , NH_3 , NH_3_2 , boomsoorten, DIKTE, AANT, AANT_2. MAX = soortenaantal maximaal bij gegeven concentratie, MIN = soortenaantal minimaal bij gegeven concentratie, tussen haakjes; optimum ligt buiten de range van optredende waarden. Waarden in $\mu\text{g.m}^{-3}$.

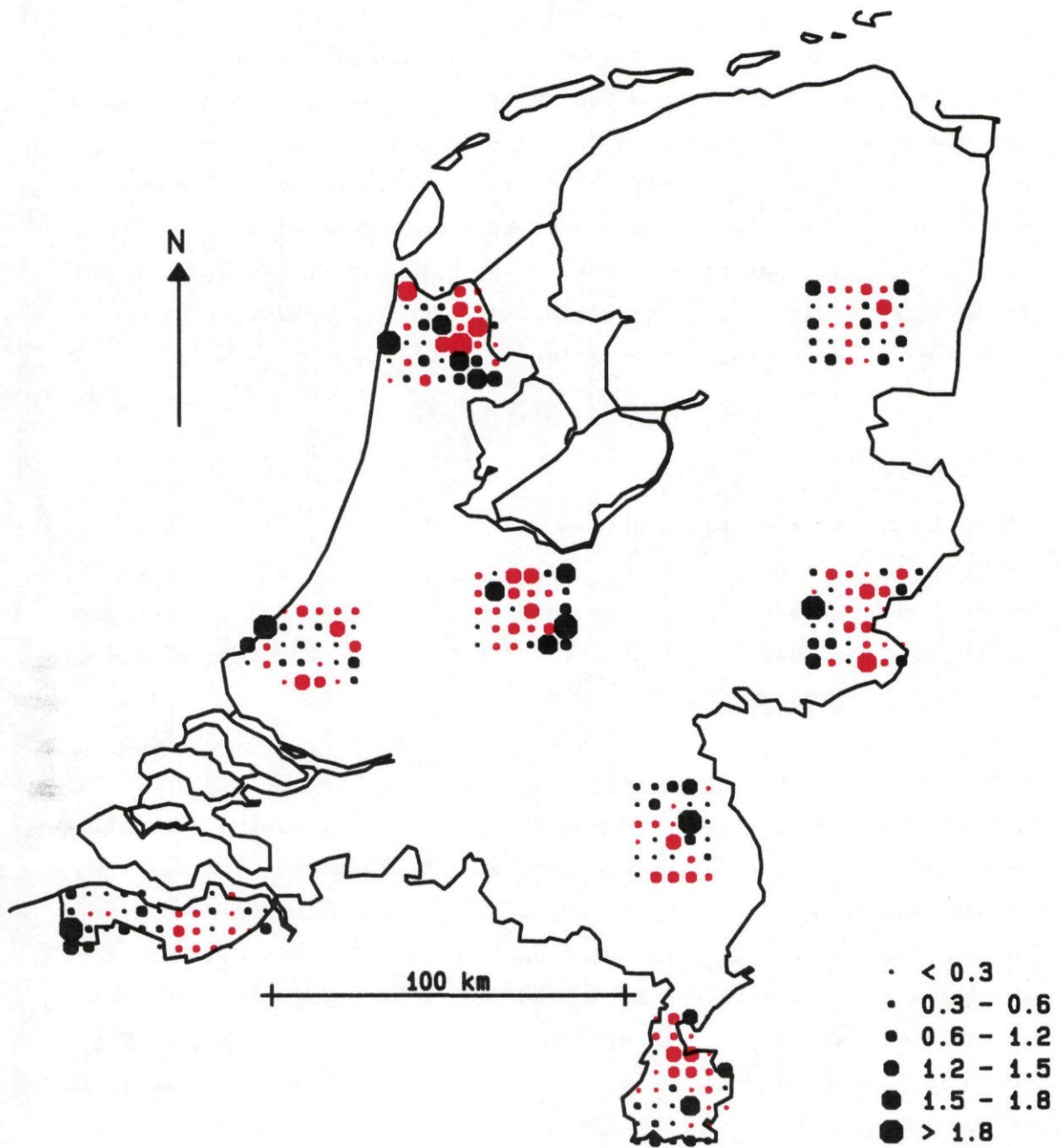
var	range	optimum		
		alle soorten	nitrofyten	acidofyten
SO_2	6.9 - 19.6	MIN: 18.1	(MAX: 0)	MIN: 13.6
NH_3	0.5 - 21.1	MAX: 7.5	(MAX: 69)	(MIN: 310)

Na het fitten van het minimale model is nagegaan of de verklaarde variantie verder verhoogd kan worden door het opnemen van meer termen. Hiervoor zijn de in Tabel 6 genoemde interacties, en de 'geografische' termen (X , X_2 enz.) getest. Tabel 11 geeft het resultaat. De interactieterm $\text{SO}_2 \cdot \text{NH}_3$ geeft geen significante toename van de verklaarde variantie wanneer alle soorten beschouwd worden, maar wel voor alleen de nitrofyten of alleen de acidofyten: bij veel SO_2 is het effect van NH_3 op beide groepen kleiner. Verder is bij veel SO_2 het effect van NH_4 op nitrofyten sterker. Er is één sterke interactie tussen boomsoort en luchtverontreiniging: het effect van SO_2 op het aantal acidofyten is op eik veel sterker dan op andere boomsoorten. De interactie $\text{EIK} \cdot \text{NH}_3$ is daarentegen niet significant. Het effect van SO_2 is dicht bij de kust op nitrofyten sterker en op acidofyten zwakker dan ver van de kust.

Tabel 11: effect van opnemen van enkele extra verklarende variabelen in het minimale model. Alle variabelen zijn afzonderlijk getest behalve de geografische variabelen (in combinatie: X, Y, X₂, Y₂, XY). Het effect van interacties is berekend na het fitten van de betreffende hoofd-termen. (a) extra verklaarde variantie, (b) teken regressiecoëfficiënt, (c) *** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$, n.s. = niet significant (n = 1208).

term	alle soorten			nitrofyten			acidofyten		
	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)
SO ₂ *NH ₃	0		n.s.	1	-	***	1	+	**
SO ₂ *NH ₄	0		n.s.	1	-	***	0		n.s.
EIK*SO ₂	1	-	***	0		n.s.	4	-	***
EIK*NH ₃	0		n.s.	0		n.s.	0		n.s.
ZEE*SO ₂	0		n.s.	1	-	***	0	+	*
geografie	2		***	1		***	2		***

De geografische termen geven in alle gevallen een significante toename van de verklaarde variantie. Dit zou kunnen betekenen dat er nog onbekende factoren zijn met een ruimtelijke variatie op een schaal van ca. 50 - 300 km die van invloed zijn op het soortenaantal. Het effect van dergelijke factoren is echter op grond van het regressiemodel moeilijk te schatten omdat de luchtverontreinigingsvariabelen sterk gecorreleerd zijn met de geografische variabelen. Wanneer de geografische termen in het model worden opgenomen, is de bijdrage van sommige luchtverontreinigingstermen niet langer significant. Daarom is nagegaan in hoeverre de variantie in soortenaantal ook verklaard kan worden met een model met alleen geografische termen, boomsoort, DIKTE en AANT. Het blijkt dat een dergelijk model de variantie redelijk verklaart, maar niet zo goed als een model met alleen luchtverontreinigingstermen (Tabel 8). Om deze reden wordt voorlopig aangenomen dat SO₂, NO₂, NH₃ en NH₄ de primaire oorzaak van de gevonden correlaties zijn, maar dat door het optreden van niet-lineaire verbanden het effect van deze componenten iets beter beschreven wordt door een model met luchtverontreinigingstermen + geografische termen dan door een model met alleen luchtverontreinigingstermen. Figuur 2 geeft de 'residuen' (gevonden - verwachte



Figuur 2: residu (gevonden - verwachte waarde) van het aantal soorten per punt na fitten van het minimale model, gemiddeld per uurhok. Positieve waarden zijn zwart, negatieve rood.

waarde) voor de punten na het fitten van het minimale model, gemiddeld per uurhok. Hoewel in deze residuen op het oog geen grootschalig patroon is te herkennen, is het wel opvallend dat hokken met positieve of negatieve waarden voor het gemiddelde residu geclusterd liggen. Dit effect zou aan lokale bronnen van luchtverontreiniging toegeschreven kunnen worden, maar is waarschijnlijk even goed te verklaren uit natuurlijke variatie in ecologische factoren als bodem en landschap. In sommige gevallen is de laatste verklaring het meest voor de hand liggend (b.v. macrostation Bilthoven: de Gelderse Vallei heeft overal een positief residu; macrostation Wieringerwerf: de Wieringer-meerpolder heeft overal een negatief residu).

3.2.2 Aantal soorten per uurhok

Omdat in het verleden (o.a. door De Wit 1976) het aantal soorten per uurhok vaak als maat voor luchtverontreiniging is gebruikt, zijn de in de vorige paragraaf beschreven relaties ook uitgewerkt voor het aantal soorten per uurhok (Tabel 12). De resultaten zijn in grote lijnen gelijk aan die voor het aantal soorten per punt. Het percentage verklaarde variantie is hoger, waarschijnlijk omdat kleine verschillen tussen de punten in (niet gemeten) abiotische factoren minder sterk tot uitdrukking komen, waardoor het aantal soorten in sterkere mate door luchtverontreiniging alleen bepaald wordt. Het grote verschil in verklaarde variantie tussen het volledige en het minimale model voor de acidofyten verdwijnt wanneer kwadratische termen voor NO_2 en NH_4 worden opgenomen (verklaarde variantie wordt dan 65%). Ook hier leidt het opnemen van geografische termen tot een verhoging van de verklaarde variantie, maar verklaart een model met alleen geografische termen minder variantie dan een model met alleen luchtverontreinigingstermen.

Het verschil in aantal soorten per hok en aantal soorten per punt is een maat voor het verschil tussen de punten binnen één hok: hoe kleiner dit verschil, hoe sterker de punten (en dus ook de

Tabel 12: regressiecoëfficiënten (waarde $\pm$ s.d.) en percentage verklaarde variantie voor de regressie van aantal soorten per uurhok op luchtverontreinigingsvariabelen en aantal punten per hok (minimaal model, zie tekst). Significantie: *** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$, n.s. = niet significant ($n = 266$).

term	Regressiecoëfficiënten		
	alle soorten	nitrofyten	acidofyten
intercept	57.75 $\pm$ 2.83 ***	15.96 $\pm$ 1.31 ***	7.31 $\pm$ 1.10 ***
SO2	-1.06 $\pm$ 0.12 ***	-0.34 $\pm$ 0.06 ***	-0.28 $\pm$ 0.04 ***
NO2	-0.52 $\pm$ 0.07 ***	0.00 $\pm$ 0.03 n.s.	-0.12 $\pm$ 0.03 ***
NH3	2.43 $\pm$ 0.44 ***	1.16 $\pm$ 0.21 ***	-0.27 $\pm$ 0.06 ***
NH3_2	-0.07 $\pm$ 0.02 ***	-0.03 $\pm$ 0.01 **	n.s.
NH4	-4.66 $\pm$ 0.62 ***	-2.12 $\pm$ 0.29 ***	0.76 $\pm$ 0.19 ***
AANT	1.61 $\pm$ 0.23 ***	0.49 $\pm$ 0.11 ***	0.31 $\pm$ 0.09 ***
		% verklaarde variantie	
volledig model	67	55	66
minimaal model	63	49	38
minimaal model + geografie	71	55	66
geografie + aantal	49	26	58

boomsoorten, zie 3.1.3) in soortensamenstelling overeenkomen. Uit het verschil tussen de regressiecoëfficiënten voor het aantal soorten per punt en per hok kan afgeleid worden in hoeverre de dissimilariteit tussen de boomsoorten door luchtverontreiniging beïnvloed wordt. De correlatie tussen de verklarende variabelen onderling maakt echter dat dit niet kan gebeuren aan de hand van het minimale model. Daarom is voor dit doel een model gefit met alleen de termen SO2 en SO2_2 (Tabel 13). De voorspelde afname in aantal soorten door SO2 is per hok veel groter dan per punt. Dit betekent dat globaal genomen soorten die een voorkeur hebben voor één of een beperkt aantal boomsoorten het gevoeligst op SO2 reageren, waardoor bij hogere SO2-concentraties de epifytenflora van de verschillende boomsoorten steeds meer gelijkenis gaat vertonen.

Tabel 13: regressie van aantal soorten per punt en aantal soorten per hok op SO2 en SO2_2: gefitte waarde bij minimale en 'optimale' waarde van SO2 (de optimale waarde is die waarde waarbij het voorspelde aantal soorten minimaal is; deze is per hok $17.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ en per punt $16.8 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$).

aantal soorten per:	bij SO ₂ -concentratie:		% verkl. var.
	(µg.m ⁻³)		
	6.9	17.0	
hok	36	17	51
punt	20	9	30

3.2.3 Abundantie van de soorten

Om een globaal beeld te krijgen van het effect van luchtverontreiniging op de soortensamenstelling is gebruik gemaakt van van gereduceerde rang regressie (reduced rank regression of redundancy analysis (RDA), Rao 1964, Davis & Tso 1982, Ter Braak & Looman 1991). Deze techniek combineert hoofdcomponentenanalyse en multi-pele regressie. Het idee erachter is als in hoofdcomponentenanalyse, n.l. dat de korstmossen reageren op een beperkt aantal (zeg r) 'latente variabelen' (hoofdcomponenten of assen). Voor het maken van diagrammen wordt meestal $r=2$ gekozen. Deze hoofdcomponenten verklaren zoveel mogelijk variantie in de korstmosgegevens, echter met de beperking dat elke hoofdcomponent een lineaire combinatie is van verklarende variabelen. Deze beperking maakt dat de techniek een vorm is van multivariate regressie is.

Het model van de hoofdcomponentenanalyse kan worden geschreven als

$$Y = FB' + E \quad (1)$$

waarin Y de $(N \times m)$ matrix is met de abundanties van de m soorten op de N punten, F de $(N \times r)$ matrix met de scores van de N punten op de r hoofdcomponenten, B de $(m \times r)$ matrix met de scores van de m soorten op de r hoofdcomponenten, en E de $(N \times m)$ matrix met de ruïstertermen. Door de beperking dat de hoofdcomponenten in F een lineaire combinatie zijn van de k variabelen, d.w.z. dat

$$F = XC \quad (2)$$

met X de $(N \times k)$ matrix met de waarden van de k verklarende variabelen en C een te schatten $(k \times r)$ matrix van 'canonische coëfficiënten', kan (1) worden geschreven als een multivariate regressie van Y op X :

$$Y = XCB' + E = XM + E \quad (3)$$

waarbij $M = CB'$. Doordat M , de matrix van regressiecoëfficiënten in (3) ten hoogste rang r heeft ($r < k$), wordt de techniek gereduceerde rang regressie genoemd.

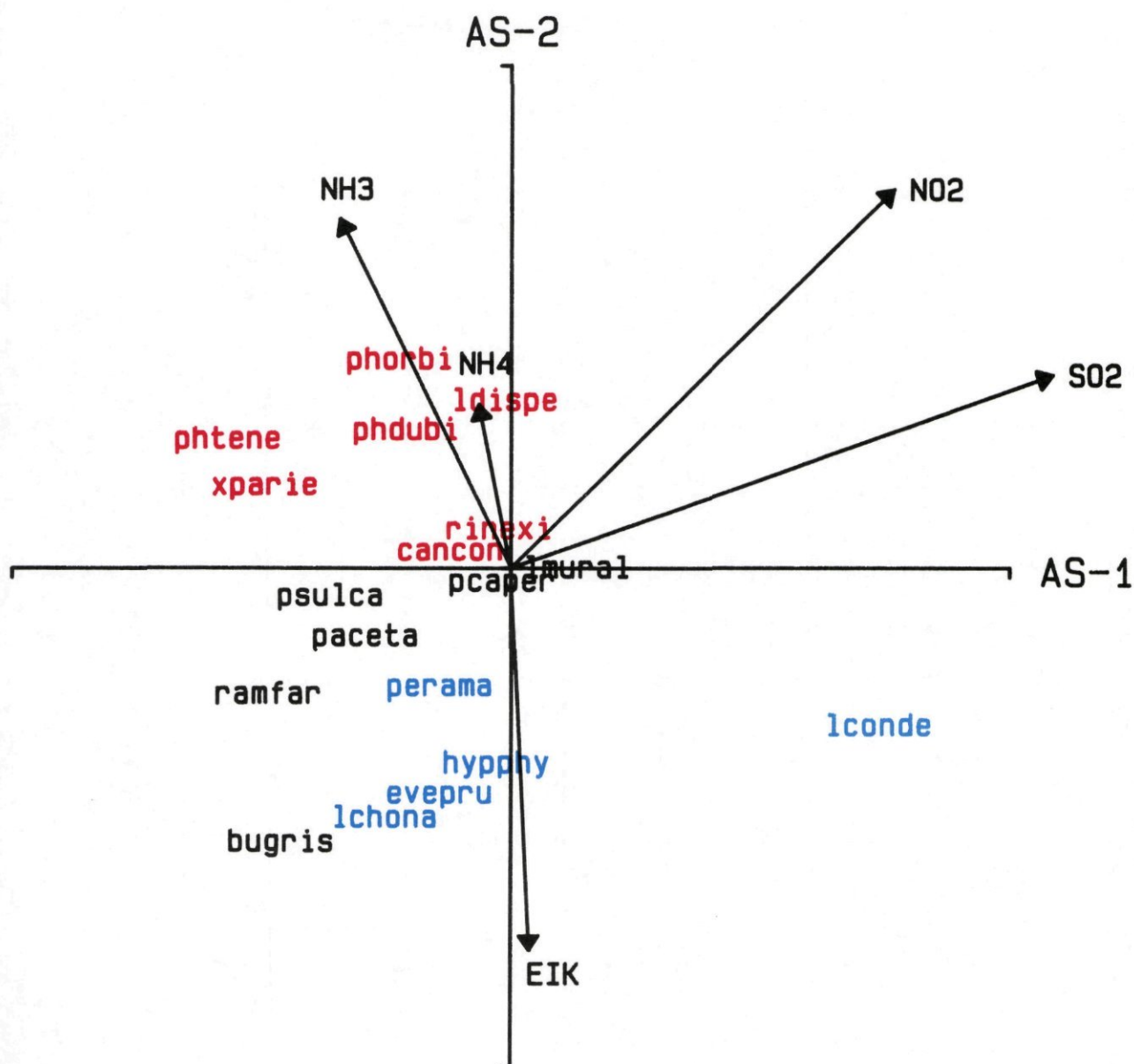
De scores van de soorten en punten en de canonische coëfficiënten kunnen samen in één diagram worden uitgezet. Zo'n 'biplot' geeft een tweedimensionale benadering voor de meerdimensionale samenhang tussen soorten, punten en verklarende variabelen. Zo geeft een biplot met de scores van de soorten en de canonische coëfficiënten een benadering voor de coëfficiënten van de regressie van de abundantie van elke afzonderlijke soort op de verklarende variabelen. Voor de precieze regels om deze plots te interpreteren, zie de bijschriften van Figuur 3-5 en Ter Braak (1990).

Tabel 14: voorwaartse selectie van verklarende variabelen in RDA. De eerste kolom geeft de toename in percentage verklaarde variantie bij opnemen van de betreffende term in een model met alle er boven staande termen; de tweede kolom geeft het percentage verklaarde variantie van een model met deze en alle er boven staande termen. Voor de 'extra' termen is alleen het effect getest van toevoegen van afzonderlijke termen aan het volledige model (d.w.z. met alle termen in deze tabel t.m. SO2*NH3). Het effect van alle termen is significant (permutatie-toets met $p < 0.05$, zie tekst). ES is collineair en weggelaten (zie ook Tabel 6). Tengevolge van afrondfouten kan de cumulatieve fit iets afwijken van de som van de extra fit en de cumulatieve fit uit de vorige rij.

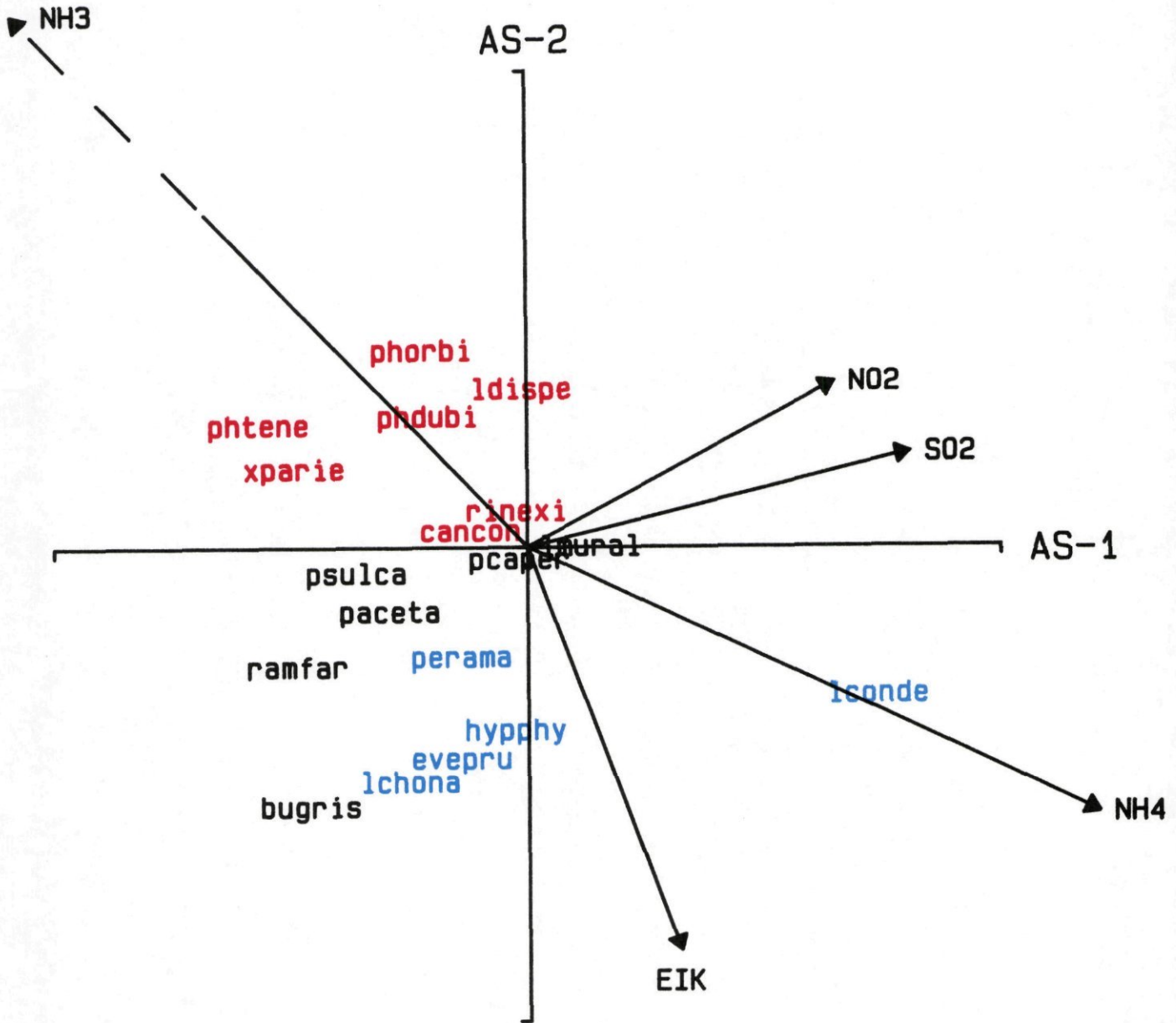
term	extra fit	cumulatieve fit
SO2	7	7
NH3	3	10
NH4	3	14
NO2	2	16
EIK	2	18
NO2_2	2	19
DIKTE	1	21
LINDE	2	22
POPUL	1	23
KNOT	1	24
NH3_2	1	25
SO2_2	1	25
NH4_2	1	26
WILG	0	26
ZEE	0	27
IEP	0	27
SO2*NH3	0	27
extra termen:		
O3	1	
EIK*SO2	1	
SO2*NH4	1	
ZEE*SO2	1	
EIK*NH3	1	

Evenals bij de relatie met soortenaantal is getracht te komen tot een minimaal model met zo veel mogelijk verklaarde variantie en zo weinig mogelijk termen. Hiertoe is gebruik gemaakt van voorwaartse selectie, d.w.z. het stapsgewijs in het model opnemen van die term die leidt tot de grootste toename in verklaarde variantie. In vergelijking met de eerder gebruikte achterwaartse selectie bespaart deze methode veel rekenwerk; een bezwaar is dat het uiteindelijke model te veel termen kan bevatten omdat het effect van een eenmaal opgenomen term niet opnieuw getoetst wordt na het opnemen van volgende termen. Uitgegaan werd van alle in Tabel 6 genoemde termen behalve die voor O_3 (wegens de sterke correlatie met NO_2), de geografische termen en de interacties op $SO_2 \cdot NH_3$ na; Tabel 14 geeft het resultaat. Alle termen hebben een significant effect (Monte-Carlo-permutatietoets op de residuen volgens Ter Braak (1991): $p < 0.05$, wellicht is p veel lager maar dit is niet getoetst om rekentijd te besparen). De verklaarde variantie bedraagt 27%.

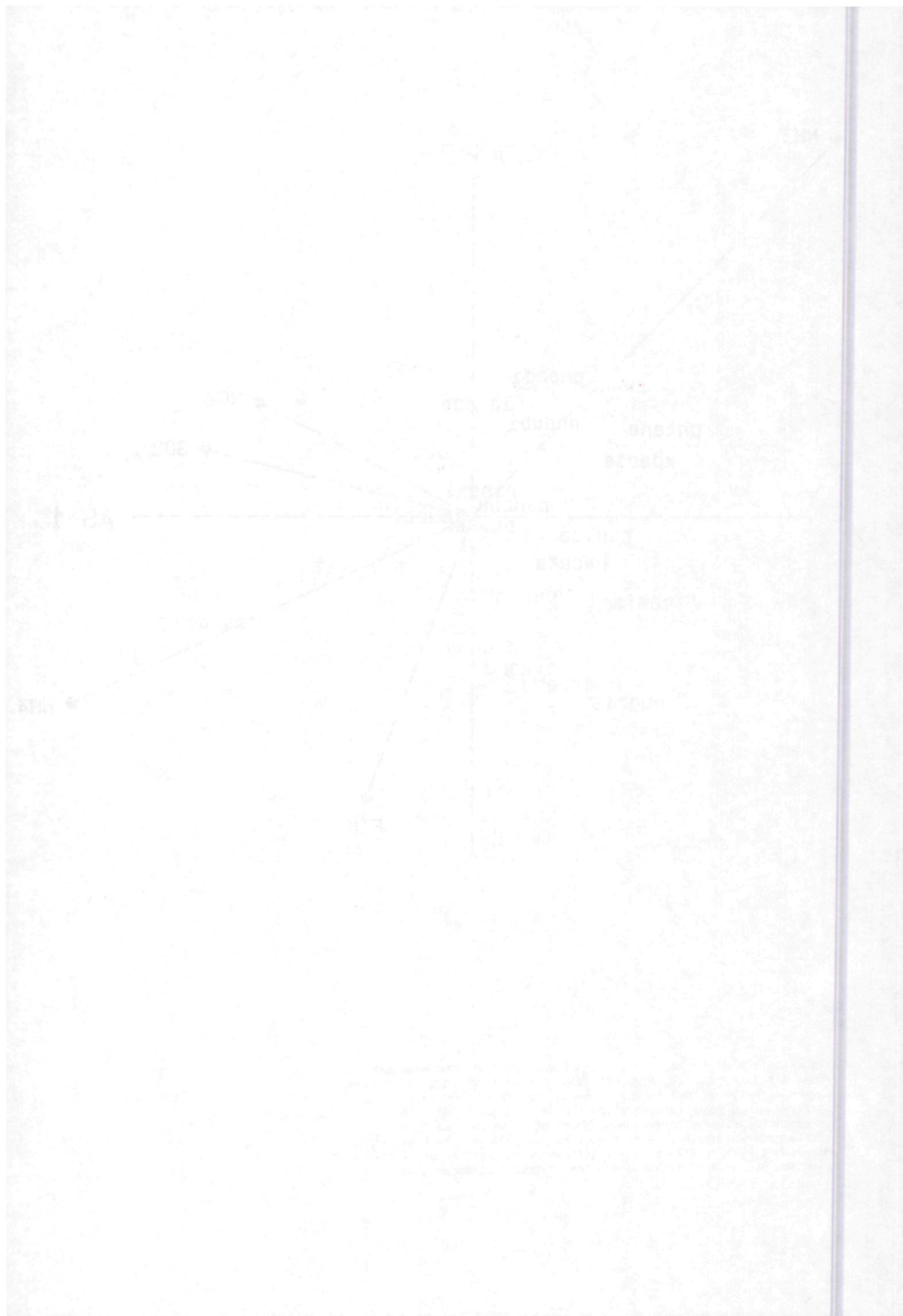
Na het fitten van het bovengenoemde model is het effect getoetst van het toevoegen van termen voor O_3 en de interacties. Elk van deze termen afzonderlijk leidt tot een kleine maar significante toename van de verklaarde variantie (zie Tabel 14); voor O_3 is deze toename het grootst (ongeveer 1%). Evenals bij multiële regressie is het voor de termen die weinig variantie verklaren, niet goed uit te maken of deze samenhangen met een werkelijk effect of dat zij slechts een iets betere beschrijving geven van niet-lineaire effecten van gecorreleerde variabelen. Om deze reden is bij de verdere bewerking uitgegaan van de vijf termen die de meeste variantie verklaren: SO_2 , NH_3 , NH_4 , NO_2 en EIK (samen 18% verklaarde variantie). Figuren 3 en 4 geven biplots van de effecten op de soorten van de verklarende variabelen afzonderlijk en in combinatie (in de vorm van resp. correlatie- en multiële regressiecoëfficiënten). Deze biplots verklaren ca. 15% van de variantie, waarvan 10% op de eerste as. Het blijkt dat SO_2 en NO_2 ongeveer hetzelfde effect op de abundanties van de soorten hebben. NH_3 en NH_4 hebben afzonderlijk ongeveer hetzelfde effect, maar in

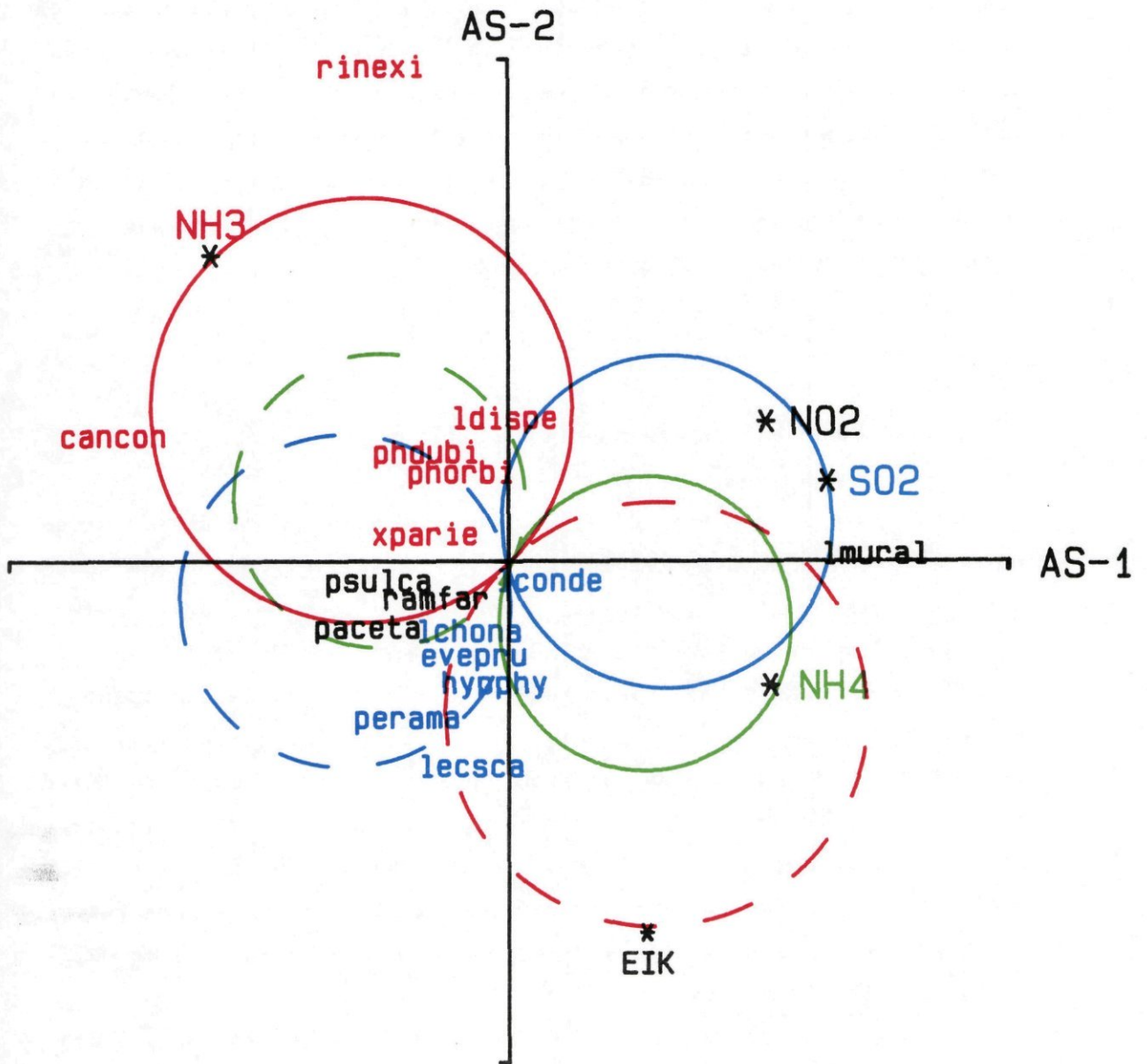


Figuur 3: biplot van soorten en 'inter-set correlaties', d.w.z. de correlaties tussen de afzonderlijke verklarende variabelen en de scores voor de punten op de soortenassen. De verklarende variabelen worden aangeduid met pijlen die de oorsprong verbinden met punten gedefiniëerd door hun canonische coëfficiënten op de twee assen. De soorten worden aangeduid met hun codes (zie Appendix 1), waarbij het midden van een code samenvalt met het punt gedefiniëerd door de scores op de twee assen. De cosinus van de hoek tussen een pijl en de lijn die de oorsprong met het midden van een soortnaam verbindt geeft een schatting voor de correlatiecoëfficiënt tussen de abundantie van een soort en een verklarende variabele. Correlatiecoëfficiënten tussen de soorten onderling en de verklarende variabelen onderling kunnen op analoge wijze geschat worden. Rood: nitrofytische soorten, blauw: acidofytische soorten, zwart: indifferentente soorten. Eigenwaarden: 0.104 en 0.048 voor de eerste resp. tweede as.



Figuur 4: biplot van soorten en canonische coëfficiënten voor een model met de termen SO_2 , NO_2 , NH_3 , NH_4 en EIK . De cosinus van de hoek tussen een pijl en de lijn die de oorsprong met het midden van een soort verbindt geeft een schatting voor de regressiecoëfficiënt in een multiële regressie van de abundantie van deze soort op de verklarende variabelen. De pijl voor NH_3 is niet op schaal getekend; de werkelijke lengte is tweemaal het getrokken deel. Rood: nitrofytische soorten, blauw: acidofytische soorten, zwart: indifferente soorten.





Figuur 5: gewogen hoofdcomponentenanalyse op t-waarden uit de multiële regressie van abundantie per soort op de verklarende variabelen uit Figuur 4. De schaling is zodanig dat de projectie van een punt voor een verklarende variabele (aangegeven met *) op de lijn die de oorsprong met het midden van een soortnaam verbindt een benadering geeft voor de t-waarde van de betreffende regressie-coëfficiënt: als de afstand van dit projectiepunt tot de oorsprong groter is dan de afstand van de soortnaam tot de oorsprong dan is $t > 2$ (of $t < -2$ als het projectiepunt aan de andere kant van de oorsprong ligt). Alle soorten waarvoor $t > 2$ liggen daarom binnen een cirkel met als middellijn de verbinding tussen het punt voor de betreffende verklarende variabele en de oorsprong (getrokken cirkels in de figuur), en de soorten waarvoor $t < -2$ liggen binnen eenzelfde cirkel gespiegeld t.o.v. de oorsprong (gestippeld in de figuur). Soorten met niet te weinig vondsten zijn significant ($p < 0.05$) positief gecorreleerd met een verklarende variabele als zij binnen een getrokken cirkel liggen, en significant negatief als zij binnen een gestippelde cirkel liggen. Blauw: SO_2 , rood: NH_3 , groen: NH_4 . De cirkel voor NO_2 valt bijna samen met die voor SO_2 en is niet getekend. Ook die voor eik is niet getekend. De figuur geeft alle soorten met meer dan 30 vondsten, maar voor de soorten die binnen de gestippelde blauwe cirkel liggen een selectie hieruit.

combinatie een tegengesteld effect. Hoewel de mogelijkheid bestaat dat dit tegengestelde effect slechts schijn is en in feite berust op een niet-lineair effect van één van beide componenten, zal voorlopig worden aangenomen dat er sprake is van een reëel effect, omdat de verklaarde variantie van NH_4 ook na het fitten van NH_3 hoog is, en omdat bij de regressie van soortenaantal op deze variabelen een vergelijkbaar effect werd gevonden.

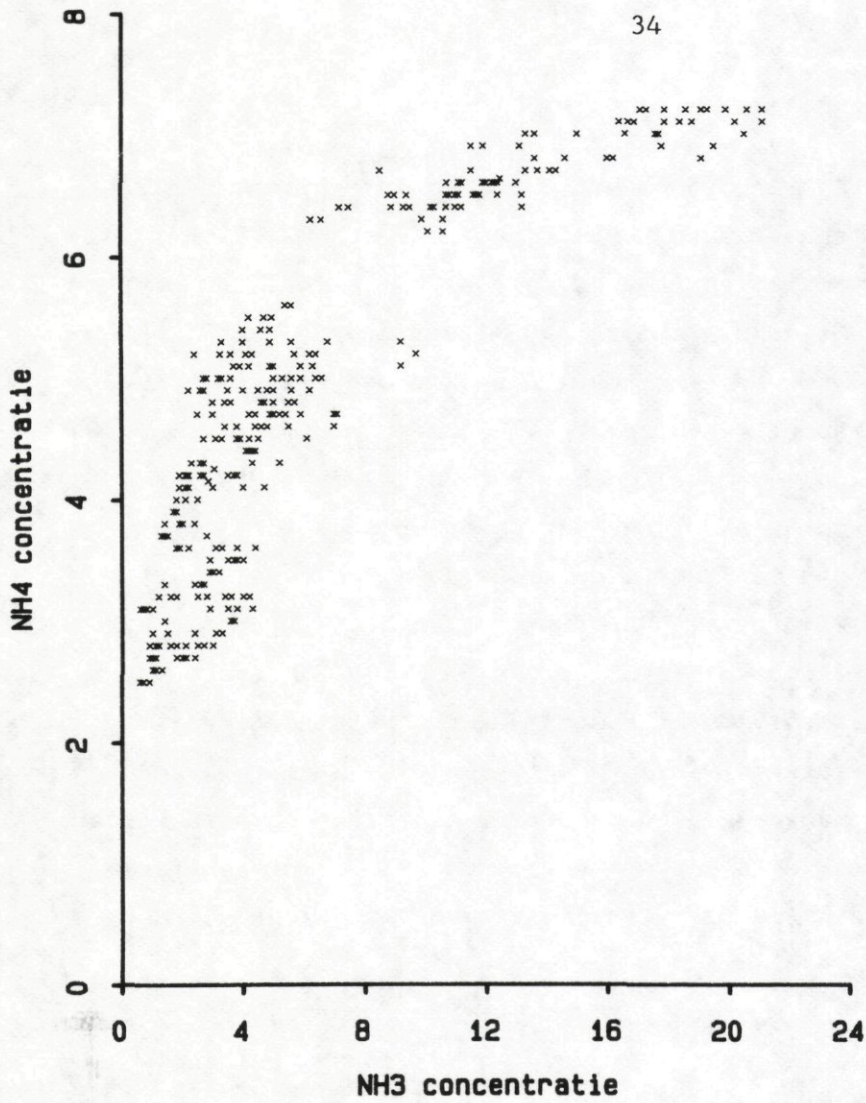
3.2.4 Voorkomen van de afzonderlijke soorten

Uit de Figuren 3 en 4 blijkt dat de abundantie van bijna alle soorten negatief gecorreleerd is met SO_2 en NO_2 , terwijl met NH_3 en NH_4 zowel negatieve als positieve correlaties voorkomen. Voor de soorten met meer dan 30 vondsten werden t-waarden berekend voor de regressiecoëfficiënten uit een multiële regressie van hun abundantie op de verklarende variabelen uit Figuur 4. Gereduceerde rang regressie geeft de mogelijkheid een diagram te maken van de t-waarden behorende bij de regressiecoëfficiënten. Dit t-waarde biplot (Figuur 5) wordt verkregen uit het biplot met de scores van de soorten en de canonische coëfficiënten (Figuur 4) door de lengtes van de pijlen te veranderen. Dit komt neer op een (gewogen) principale componentenanalyse op de t-waarden (Ter Braak 1990).

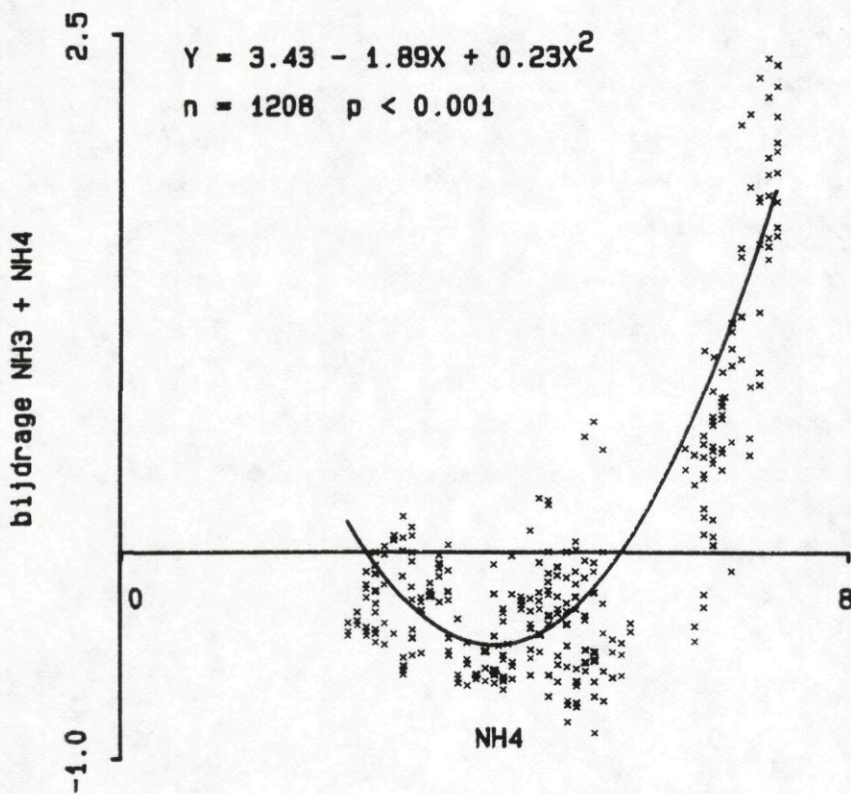
Alle soorten met voldoende vondsten zijn significant ($p < 0.05$) negatief gecorreleerd met SO_2 en NO_2 , behalve *Lecanora conizaeoides* en *Hypocenomyce scalaris* (significant positief gecorreleerd), en *Lecanora muralis*, *L. dispersa*, *Candelaria concolor* en *Rinodina exigua* (geen significante correlatie). Bij NH_3 komen zowel positieve als negatieve correlaties voor; de nitrofytische soorten zijn alle significant positief en de acidofytische soorten alle negatief met NH_3 gecorreleerd. Met NH_4 is alleen *Lecanora conizaeoides* significant positief gecorreleerd, de acidofytische soorten hebben geen significante correlatie terwijl de andere soorten significant negatief gecorreleerd zijn.

De eerste as in Figuren 3-5 is het beste te interpreteren als een pH-as. Deze as wordt in hoge mate bepaald door SO₂ en NO₂ (Figuur 4). De nitrofytische soorten scoren laag op deze as, de acidofyten hoog en de sterk acidofytische *Lecanora conizaeoides* zeer hoog. Ook NH₃ en NH₄ lijken sterk bepalend voor deze as, maar door hun onderlinge correlatie zal hun gezamenlijke bijdrage klein zijn t.o.v. die van SO₂ en NO₂ samen. Bij een hoge waarde van NH₃ (en dus ook van NH₄) zal de gezamenlijke bijdrage negatief zijn omdat de canonische coëfficiënt van NH₃ groter is dan die van NH₄ (bedenk dat de canonische coëfficiënten bepaald zijn na standaardisatie van de verklarende variabelen op variantie 1). Verder is er een positieve bijdrage van EIK aan de score op deze as. Omdat SO₂ en NO₂ een verzurende werking hebben, NH₃ een alkaliserende werking heeft, en eik van nature een zuurdere schors heeft dan andere boomsoorten, kan geconcludeerd worden dat de rangschikking van de soorten langs deze as er één is volgens afnemende pH-preferentie (negatieve score betekent voorkeur voor hoge pH).

De tweede as in Figuren 3-5 is moeilijker te interpreteren. De bijdragen van SO₂ en NO₂ zijn hier laag zodat NH₃ en NH₄ relatief belangrijker zijn. Ook EIK draagt in belangrijke mate aan de score op deze as bij. Door de onderlinge correlatie tussen NH₃ en NH₄ (vergelijk Figuur 6 en de canonische coëfficiënten voor NH₃ en NH₄ in Figuur 4) zal de gezamenlijke bijdrage van deze twee aan de score op deze as bij lage waarden van NH₄ (of NH₃) ongeveer nul zijn, bij gemiddelde waarden negatief en bij hoge waarden positief (Figuur 7). Het lijkt dus of een geringe toename in ammoniumdepositie maakt dat schors van andere boomsoorten meer op die van eik gaat lijken, terwijl bij hoge ammoniumdepositie dit effect weer verloren gaat. Nu blijkt uit een voorlopige analyse van de schorsmonsters (zie hoofdstuk 1) dat (1) de atmosferische NH₄-concentratie sterk bepalend is voor het ammoniumgehalte van de schors, en (2) eiken een gemiddeld hoger ammoniumgehalte in de schors hebben dan andere boomsoorten (ook na correctie voor (1)). Soorten die sterk negatief scoren op de tweede as



Figuur 6: relatie tussen NH_3 en NH_4 -concentraties. Waarden in $\mu\text{g.m}^{-3}$.



Figuur 7: relatie tussen score op de tweede omgevingsas en NH_4 -concentratie (in $\mu\text{g.m}^{-3}$).

hebben meestal een sterke voorkeur voor eiken, terwijl soorten die zwak negatief of positief scoren, nitrofyten zijn die geen uitgesproken voorkeur voor een bepaalde boomsoort hebben (Tabel 15). Uit Figuur 5 blijkt dat alle soorten op de acidofyten na significant negatief met NH_4 gecorreleerd zijn. Een verklaring zou daarom kunnen zijn dat ammonium een ongunstige factor is voor epifyten, die het best verdragen wordt door de soorten die van nature op eiken voorkomen (in de praktijk zijn dit de 'acidofyten'). Hoge ammoniumconcentraties

Tabel 15: voorkeur voor boomsoort en score op de tweede RDA-as (zie Figuur 4). De getallen in de eerste zes kolommen zijn gemiddelde bedekking * 100 in de aangepaste Tansley-schaal volgens De Bakker (1989). De laatste kolom geeft de score op de tweede as. Soorten zijn gerangschikt naar toenemende score, die met scores tussen -0.15 en +0.10 zijn weggelaten.

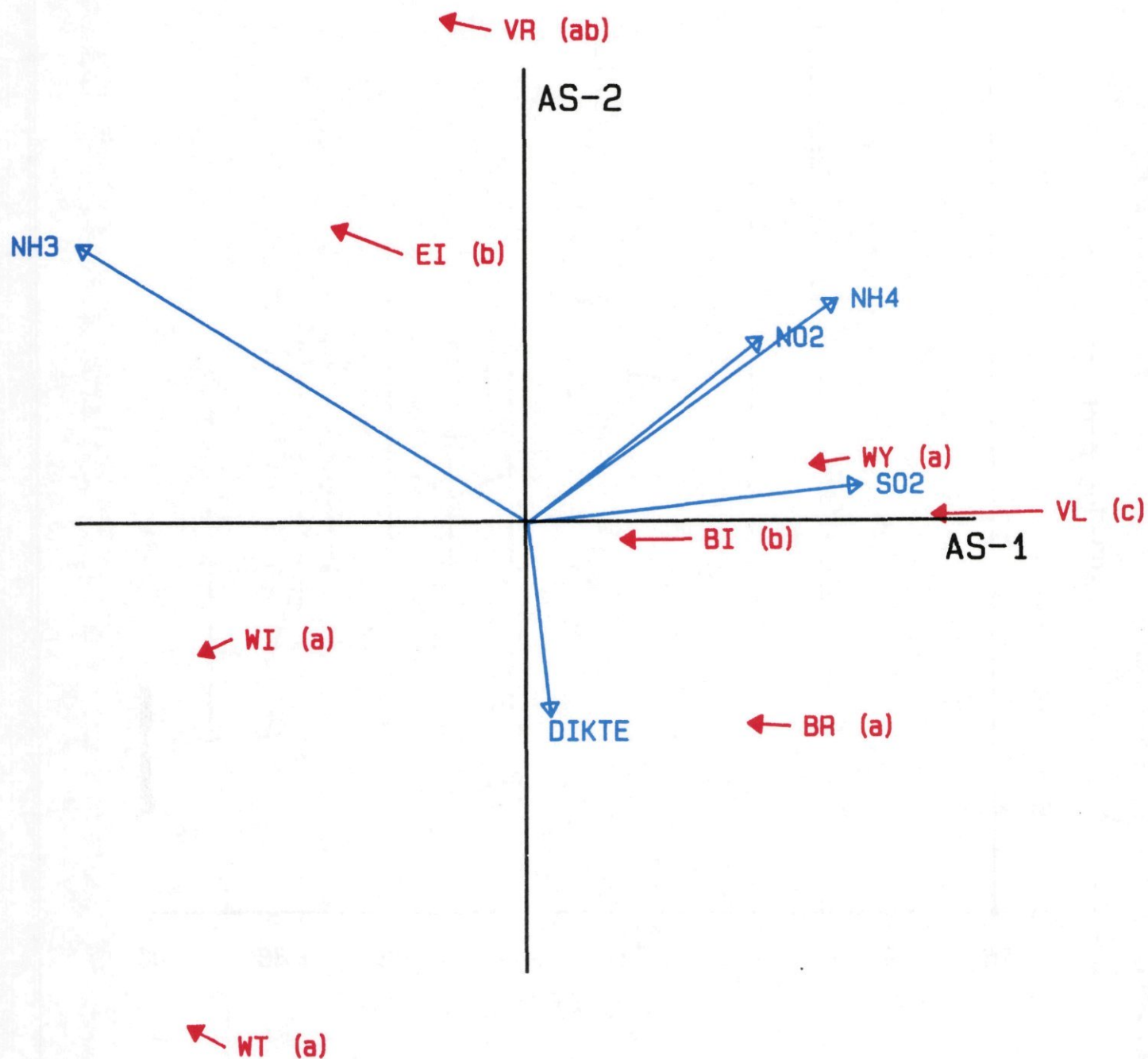
soort	boomsoort						SCORE AS-2
	EIK	POPUL	WILG	IEP	ES	LINDE	
bugris	135.7	20.3	1.7	28.7	64.9	25.1	-0.41
lchona	106.6	0.0	0.0	0.0	3.5	2.4	-0.37
evepru	227.7	153.4	136.5	130.1	71.9	81.2	-0.33
lepinc	378.6	99.0	187.8	288.1	296.5	311.0	-0.33
hypphy	130.3	90.9	60.9	60.8	56.1	82.4	-0.29
psefur	26.9	0.3	0.0	0.7	0.0	4.7	-0.27
proque	34.9	1.0	0.0	5.6	7.0	8.2	-0.26
ramfas	57.1	32.1	13.9	89.5	38.6	6.7	-0.24
lconde	320.0	288.5	182.6	176.2	210.5	249.4	-0.23
hyptub	25.1	4.4	2.6	4.2	0.0	7.5	-0.22
psubau	137.4	92.6	134.8	170.6	80.7	82.7	-0.22
haecoc	22.0	0.0	1.7	3.5	21.1	2.4	-0.22
ochand	11.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	-0.21
phlarg	29.1	0.7	2.6	16.1	21.1	11.4	-0.20
psaxat	17.4	2.4	1.7	0.0	21.1	4.7	-0.19
percoc	16.3	0.0	0.0	0.0	10.5	1.2	-0.19
ramfar	97.4	142.9	116.5	164.3	84.2	30.6	-0.19
pexasp	46.3	10.5	9.6	18.9	70.2	35.3	-0.19
placin	10.6	0.7	0.0	2.8	7.0	6.3	-0.18
lecsca	27.4	0.7	0.0	0.0	7.0	15.7	-0.18
perama	6.9	0.0	0.0	0.0	15.8	0.0	-0.17
toncar	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	-0.16
bupunc	454.3	470.6	528.7	486.7	480.7	456.1	0.12
xparie	105.1	207.4	126.1	239.9	96.5	79.6	0.13
canref	23.1	43.2	25.2	14.0	29.8	23.9	0.17
phtene	304.3	360.8	333.0	427.3	322.8	329.4	0.20
phdubi	43.1	27.0	22.6	23.1	17.5	89.0	0.21
phcaes	67.1	60.8	52.2	83.2	40.4	100.8	0.22
ldispe	68.0	130.4	86.1	190.2	98.2	125.5	0.25
phadsc	135.4	236.1	227.8	235.7	150.9	128.6	0.30
phorbi	48.6	110.8	84.3	172.0	91.2	77.6	0.31

(samengaand met een sterk positieve score op de tweede as) zijn waarschijnlijk ongunstig voor alle soorten maar gaan meestal samen met een hoge depositie van NH_3 en dus een hoge pH, en deze combinatie van factoren wordt blijkbaar door de nitrofyten goed verdragen.

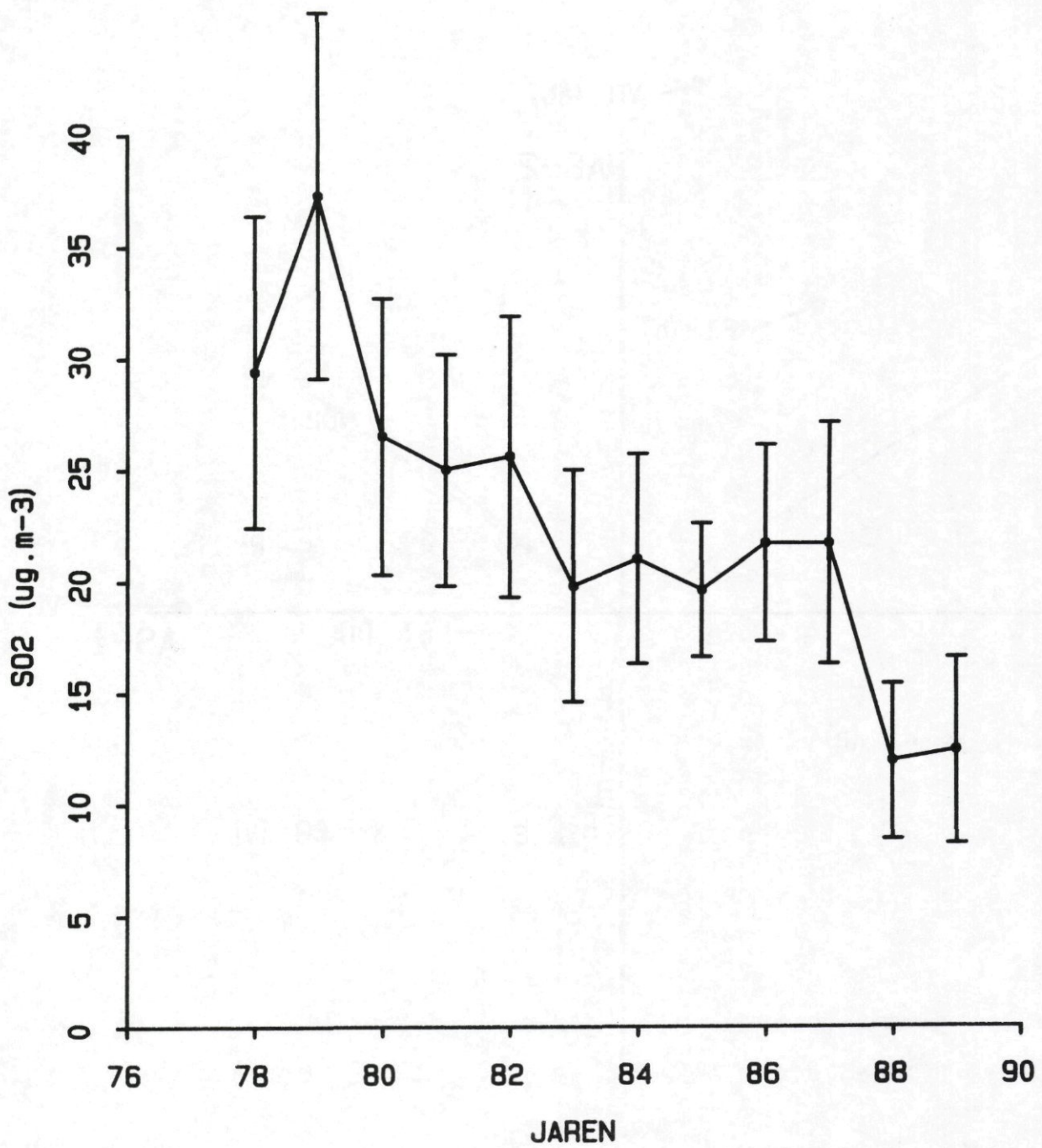
In een nadere RDA-analyse met meer verklarende variabelen (hier niet getoond) blijkt de factor DIKTE een sterk negatieve canonische coëfficiënt op de tweede as te hebben, terwijl die op de eerste as vrijwel 0 is. Uit resultaten van De Bakker & Van Dobben (1988) blijkt dat (althans bij eiken) dikke bomen gemiddeld een hoog NH_4 -gehalte in de schors hebben, onafhankelijk van de pH. Ook dit is een aanwijzing dat de tweede RDA-as te maken heeft met het NH_4 -gehalte van de schors.

3.2.5 Vergelijking met 1988

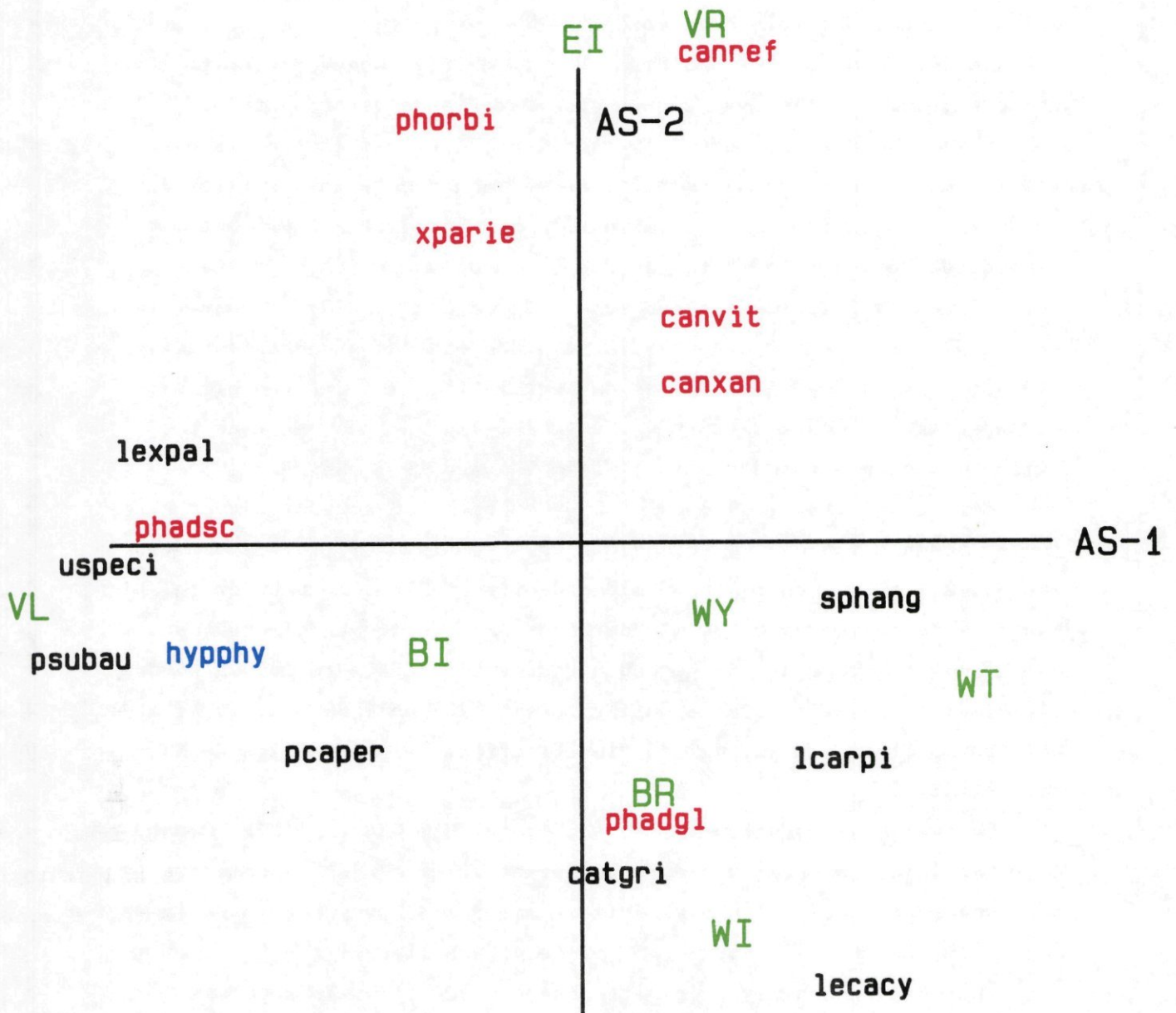
Om de verandering in soortensamenstelling sinds 1988 vast te stellen werden de opnamen uit 1988 geprojecteerd in het diagram van de opnamen uit 1989, een z.g. 'passieve' ordinatie. De in slechts één jaar opgenomen punten en de in 1988 niet goed herkende soorten werden hierbij verwijderd. Bovendien werd er (via multiële regressie) gecorrigeerd voor het effect van variabelen die in de twee jaren zeker gelijk gebleven zijn (boomsoorten, KNOT en AANT). De analyse werd uitgevoerd door eerst de scores van de soorten en de punten en canonische coëfficiënten voor 1989 te bepalen. Hierna werden de opnamen geprojecteerd in het diagram door de scores van de punten in 1988 te bepalen uit de abundanties voor dat jaar en de scores van de soorten voor 1989. Figuur 8 geeft de canonische coëfficiënten, en de scores van de punten voor beide jaren gemiddeld per macrostation. De scores voor de twee jaren verschillen significant op de eerste as (gepaarde t-toets, $p < 0.001$) maar niet op de tweede as. De verschillen tussen de twee jaren op de eerste as zijn ook significant verschillend tussen de stations (ANOVA, $p \approx 0.01$, zie Figuur 8).



Figuur 8: verschuiving van de scores van de punten (gemiddeld per macrostation) in 1988 t.o.v. 1989 bij gelijke scores van de soorten. De pijlen wijzen van 1988 naar 1989. Letters geven significante ($p < 0.05$) verschillen tussen de stations aan in score op de eerste (horizontale) as. Scores op de tweede as verschillen niet significant. De pijlen voor de stations en voor de omgevingsvariabelen zijn niet op dezelfde schaal getekend.



Figuur 9: tijdsverloop van de SO₂-concentratie gemiddeld over de zowel in 1988 als in 1989 opgenomen punten. Verticale balken zijn standaarddeviaties.



Figuur 10: scores van de punten gemiddeld per station (groen), en scores van enkele soorten (kleuren als Figuur 3) van RDA met de zuivere interacties TIJD.STATION als enige verklarende variabelen, na correcties op alle overige factoren (nadere verklaring in de tekst). VL = Vlaardingen, BI = Bilthoven, WI = Wieringerwerf, EI = Eibergen, WT = Witteveen, VR = Vredepeel, BR = Braakman, WY = Wijnandsrade. De cosinus van de hoek tussen een verbindingslijn van een soortnaam met de oorsprong en de verbindingslijn van een stationsnaam met de oorsprong is een maat voor de toename tussen 1988 en 1989 van die soort op dat station relatief t.o.v. de andere stations.

De eerste as wordt voornamelijk bepaald door SO_2 en NO_2 , en enigszins door NH_3 (bij hoge concentratie, vergelijk de beschouwing over de tweede as in 3.2.4). Omdat NO_2 in de tijd ongeveer constant is gebleven, is de daling van de SO_2 -concentratie de meest waarschijnlijke verklaring voor de verschillen. Ook kwantitatief is deze verklaring bij benadering correct. De verwachte relatieve verandering in SO_2 -concentratie laat zich berekenen als het quotiënt van het gemiddelde verschil in score van de punten op de eerste as tussen beide jaren (0.187) en de canonische coëfficiënt van SO_2 op de eerste as (0.657). Dit levert een waarde van 0.286 maal de standaarddeviatie van SO_2 , dit is $3.4 \mu\text{g.m}^{-3}$. Voor de reactietijd van epifyten bij een verandering in luchtkwaliteit wordt veelal een periode van twee tot vijf jaar genoemd (Henderson-Sellers & Seaward 1979; Showman 1981). Over de periode 1984 - 1988 is de SO_2 -concentratie gemiddeld over alle punten gedaald van ca. 20 tot ca. $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ (Figuur 9), overeenkomend met ca. $2.5 \mu\text{g.m}^{-3}$ per jaar. Gemiddeld over een langere periode (tien jaar) is de daling ca. $2 \mu\text{g.m}^{-3}$ per jaar. Het feit dat de berekende daling wat hoger is dan de gevonden waarde zou verklaard kunnen worden uit òfwel de relatief sterke daling tussen 1987 en 1988 (ca. $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ per jaar), òfwel een gering additioneel effect van een stijgende NH_3 -concentratie.

De tweede as wordt vooral bepaald door NH_3 , NH_4 en DIKTE. Omdat de verschillen op deze as niet significant zijn is niet aannemelijk dat successie (gecorrleerd met dikte, zie 3.1.3) of een toename in NH_3 of NH_4 belangrijke oorzaken voor de verschillen zijn.

In een tweede analyse is getracht de verschillen in soorten-samenstelling tussen 1988 en 1989 vast te stellen voor de afzonderlijke macrostations. Hiertoe werd een RDA uitgevoerd met 'actieve' samples voor beide jaren, echter met voor 1988 dezelfde luchtverontreinigingsconcentraties en diktes als in 1989, en extra dummy-variabelen voor TIJD (0 voor 1988, 1 voor 1989) en voor de stations. Na correctie voor alle luchtverontreinigingsvariabelen, boomsoorten, stations, KNOT, DIKTE en TIJD werden nieuwe verklarende variabelen

gedefinieerd als interacties tussen TIJD en de stations. Op deze wijze kan worden vastgesteld welke soorten op één of enkele stations meer dan gemiddeld zijn toegenomen. Figuur 10 geeft het resultaat. Globaal kan men stellen dat op het station Vlaardingen vooral de algemene nitro- en acidofytische soorten zijn toegenomen, op het station Witteveen de zeldzame acidofytische soorten, en op de stations Vredepeel en Eibergen de nitrofytische soorten. Op de andere stations zijn vooral zeldzame soorten toegenomen.

3.2.6 Indicatiewaarde van soorten

In de literatuur zijn vele pogingen ondernomen om aan de soorten een indicatiewaarde voor SO_2 of NH_3 toe te kennen (Barkman 1958, Hawksworth & Rose 1970, De Wit 1976, Van Herk 1990, 1991). Nagegaan zou moeten worden in hoeverre gepubliceerde indicatiewaarden te relateren zijn aan de hier berekende regressieparameters. Als basis hiervoor zou men kunnen nemen de regressie van abundantie op luchtverontreiniging (tracht de abundantie van een soort te voorspellen uit luchtverontreiniging), of de regressie van luchtverontreiniging op abundantie (tracht luchtverontreiniging te voorspellen uit de abundantie van een soort). De literatuur doet hierover geen expliciete uitspraken, maar gevoelsmatig heeft het laatste (calibratie) de voorkeur. Daar dit een andere benadering dan de hier gebruikte vraagt, wordt aan dit punt hier geen aandacht besteed. Wel is hier de relatie nagegaan tussen twee regressieparameters (correlatiecoëfficiënt en regressiecoëfficiënt) en enkele gepubliceerde gevoeligheidsmaten.

Om problemen door onderlinge correlatie tussen verklarende variabelen te vermijden zijn regressies uitgevoerd van abundantie van alle soorten op SO_2 na correctie voor boomsoorten, NH_3 , NH_4 , AANT, DIKTE en KNOT, en op NH_3 na correctie voor SO_2 , NO_2 , AANT, DIKTE

Tabel 16: regressie van abundantie op SO₂ (na correctie voor NH₃, NH₄, boomsoorten, DIKTE, KNOT en AANT): regressiecoëfficiënten (om technische reden na standaardisatie van SO₂ op variantie 1 en de kwadratenom over alle soorten op 1), percentage verklaarde variantie door alle termen en door SO₂ alleen, 'gevoeligheid' voor SO₂ volgens Barkman (1958) (JJB, de z.g. Q-schaal, 1 = ongevoelig, 10 = gevoelig, - = onbepaald), volgens Hawksworth & Rose (1970) (H&R, zelfde schaal-indeling als JJB; wanneer H&R meer dan één waarde geven is hier de laagste gebruikt) en volgens De Wit (1976) (TOKE, de z.g. A-H schaal, A = ongevoelig, H = gevoelig), en ecologische groep (A = acidofyt, N = nitrofyte). Soorten zijn gerangschikt naar afnemende regressiecoëfficiënt, die waarvoor het percentage door SO₂ verklaarde variantie kleiner is dan 1 % zijn weggelaten.

soort	regr.coeff.	% verkl. var.		gevoeligheid			oec. groep
		alle var.	SO ₂	JJB	H&R	TOKE	
lconde	4.02	50.3	19.0	1	2	A	A
perama	-0.12	5.7	1.6	8	5	F	A
ochand	-0.14	5.5	1.9	-	-	-	A
bacarn	-0.17	4.2	2.4	-	-	-	
percoc	-0.17	5.6	1.3	-	-	H	A
psaxat	-0.19	5.5	1.3	10	4	-	A
xaureo	-0.20	8.2	1.6	-	-	-	N
placic	-0.21	4.3	1.3	-	-	F	A
phentx	-0.22	8.4	1.5	-	-	-	N
placin	-0.25	5.4	1.0	-	-	H	
lecsca	-0.26	6.7	1.3	3	4	B	A
haecoc	-0.30	7.6	2.1	-	5	F	
cspeci	-0.34	5.3	2.0	-	-	-	
psefur	-0.36	9.8	3.4	8	6	E	A
phlarg	-0.39	8.4	2.7	-	-	G	
canref	-0.40	14.0	1.6	-	-	-	N
hyptub	-0.45	8.8	4.1	-	-	F	A
proque	-0.47	12.1	4.3	-	-	-	A
catgri	-0.48	22.9	1.5	-	-	D	
bucane	-0.49	26.9	1.1	4	3	B	
phgris	-0.51	15.7	2.0	5	5	D	N
canxan	-0.56	7.2	3.2	-	-	F	N
lecsym	-0.58	15.6	4.4	-	-	E	
paceta	-0.67	12.4	2.5	7	5	D	
phcaes	-0.69	16.1	2.0	-	-	D	N
hypphy	-0.72	21.6	1.5	4	4	B	A
lchona	-0.77	28.4	4.4	-	-	-	A
phadsc	-0.79	22.3	1.3	-	4	D	N
pexasp	-0.87	11.3	6.6	-	6	F	
psubru	-0.90	11.5	3.5	6	5	D	
canvit	-1.09	14.8	4.9	-	-	D	N
lcarpi	-1.14	24.0	10.5	-	-	F	
evepru	-1.18	21.8	2.9	8	5	C	A
ramfas	-1.34	24.5	11.9	8	7	F	
bupunc	-1.46	22.0	6.8	3	3	A	
xparie	-1.70	26.6	6.9	7	4	C	N
lecide	-1.73	28.3	8.9	8	-	D	
bugris	-1.83	28.8	13.4	-	-	G	
psulca	-1.86	21.0	5.9	6	-	B	
ramfar	-1.88	26.9	10.5	7	5	D	
lchera	-1.90	19.1	8.4	4	5	B	
lexpal	-2.07	13.7	8.9	-	2	A	
psubau	-2.23	24.4	13.5	-	-	E	
lepinc	-2.53	49.5	8.5	2	3	A	
ptene	-2.74	30.4	12.4	5	5	A	N
xpolyc	-2.75	37.0	13.4	-	6	C	N
xcande	-2.93	22.5	17.0	-	5	C	N

en KNOT. Tabel 16 geeft het resultaat voor SO₂ tesamen met drie gevoeligheidsmaten uit de literatuur, en Tabel 17 geeft het resultaat voor NH₃. De verklaarde variantie (of de correlatiecoëfficiënt die hier direct van afgeleid is) is een maat voor de betrouwbaarheid waarmee de abundantie uit luchtverontreiniging kan worden voorspeld, terwijl de regressiecoëfficiënt een maat is voor de verwachte verandering in abundantie bij een toe- of afname van luchtverontreiniging. Deze laatste benadert het gevoelsmatige begrip 'gevoeligheid' het beste, hoewel niet ideaal: een geringe afname van een algemene soort bij toenemende luchtverontreiniging levert dezelfde regressiecoëfficiënt als het geheel verdwijnen van een zeldzame soort, hoewel men in het laatste geval van een grotere gevoeligheid zou spreken. De soorten zijn in de tabellen gerangschikt volgens afnemende regressiecoëfficiënt.

Tabel 17: regressie van abundantie op NH₃ (na correctie voor SO₂, NO₂, boomsoorten, DIKTE, KNOT en AANT): regressiecoëfficiënten (om technische reden na standaardisatie van NH₃ op variantie 1 en van de kwadratensom over alle soorten op 1), percentage verklaarde variantie door alle termen en door NH₃ alleen, en oecologische groep (N = nitrofyt, A = acidofyt). Soorten zijn gerangschikt naar afnemende regressiecoëfficiënt, die waarvoor het percentage door NH₃ verklaarde variantie kleiner is dan 1 % zijn weggelaten.

soort	regr.coeff.	% verkl. var.		oec. groep
		alle var.	NH ₃	
phtene	2.51	31.0	10.4	N
phadsc	1.94	21.4	7.6	N
bupunc	1.79	25.3	10.1	
phorbi	1.33	18.2	5.4	N
phcaes	1.31	16.1	7.1	N
xpolyc	1.24	40.0	2.8	N
phdubi	1.11	16.4	8.1	N
xcande	1.03	24.7	2.1	N
canref	0.81	12.2	6.4	N
psulca	0.75	22.4	1.0	
canvit	0.69	14.1	2.0	N
chaenf	-0.06	3.0	1.0	A
hyptub	-0.24	10.1	1.2	A
lecsca	-0.28	6.5	1.5	A
catgri	-0.46	15.4	1.4	
bucane	-0.47	19.8	1.0	
lcarpi	-0.49	18.7	2.0	
ramfas	-0.54	22.6	1.9	
psubau	-0.93	25.3	2.4	
ramfar	-0.96	26.0	2.8	
lepinc	-0.97	49.1	1.2	
evepru	-1.21	23.3	3.0	A
hypphy	-1.44	21.2	5.9	A
lconde	-3.39	49.8	13.6	A

Het verband tussen de verschillende gevoeligheidsmaten voor SO_2 is nagegaan door regressie van de regressiecoëfficiënten en percentages door SO_2 verklaarde variantie op gevoeligheidswaarden volgens Barkman (1958), Hawksworth & Rose (1970) en De Wit (1976), en de frequenties van de soorten (aantal vondsten als fractie van het totaal aantal punten, om te compenseren voor het effect van zeldzaamheid). Het blijkt dat alleen de waarden van Hawksworth & Rose een significante correlatie hebben met zowel de regressiecoëfficiënten als de percentages verklaarde variantie, ondanks het feit dat deze schaal voor 'schonere' gebieden is ontworpen, waardoor schaaldelen hoger dan 7 niet voorkomen (voor de regressiecoëfficiënten: $p \approx 0.04$, $n = 23$). De waarden van Barkman zijn bijna significant met de regressiecoëfficiënten gecorreleerd ($p \approx 0.08$, $n = 19$), terwijl die van De Wit slechts weinig verband met de regressiecoëfficiënten hebben ($p = 0.2$, $n = 37$).

De oorzaak van de verschillen tussen de schalen onderling en met de regressiecoëfficiënten is moeilijk aan te geven, maar zij zijn ten dele terug te voeren op verschillen in definitie van gevoeligheid en methode om de gevoeligheid te bepalen. De gevoeligheidsmaten uit de literatuur hebben alle betrekking op aan- of afwezigheid van soorten, terwijl de regressiecoëfficiënt een kwantitatieve maat is. Noch Barkman, noch Hawksworth & Rose geven een expliciete methode aan die gebruikt is bij de vaststelling van hun schalen. De Wit doet dit wel, maar haar methode komt neer op een schatting van de algemeenheid van de soorten: de zeldzaamste soorten scoren het gevoeligst. Dit verklaart tevens de zwakke relatie van deze schaal met de regressiecoëfficiënten, daar deze (in absolute waarde) sterk gecorreleerd zijn met frequentie. Een factor die de verschillen tussen de schalen mogelijk mede verklaart, is de overal toegenomen NH_3 -concentratie; alle gevoeligheidsmaten dateren van vrij lang geleden, en de hogere NH_3 -concentraties zijn mogelijk van invloed op de reactie van de soorten op SO_2 . Overigens blijkt uit de tabel dat zowel acidofyten als nitrofyten gevoelig kunnen zijn voor SO_2 , maar dat gemiddeld genomen de nitrofyten het gevoeligst zijn.

Voor NH_3 bestaan geen gepubliceerde gevoeligheidsschalen. De Bakker (1989) en Van Herk (1990, 1991) gebruikten een indeling nitro/acidofytisch zoals gegeven in Appendix 1. Uit Tabel 17 blijkt dat deze maat een redelijke kwalitatieve schatting van de regressie-coëfficiënten geeft (nitrofyten positief, acidofyten negatief).

4 DISCUSSIE

Van de onderzochte variabelen blijkt luchtverontreiniging het meest bepalend te zijn voor de epifytenvegetatie. Hierbij dient aangetekend te worden dat (1) de onderzochte punten streng geselecteerd zijn op uniformiteit (zie De Bakker 1989) en (2) er vele ecologische factoren zijn die niet in de analyse zijn opgenomen (b.v. bodem, landschap). Met de gebruikte variabelen kan voor de afzonderlijke soorten tot maximaal ca. 50% van de variantie in abundantie verklaard worden, voor de meeste algemene soorten ca. 20%. Op punten die niet aan de uniformiteitscriteria voldoen, kan de epifytenvegetatie (mede) door andere factoren bepaald worden, zodat het op grond van deze gegevens niet mogelijk is algemene uitspraken te doen over het effect van luchtverontreiniging op epifyten.

Van de luchtverontreinigingsvariabelen blijkt SO_2 in alle gevallen de belangrijkste te zijn. Vooral de aantallen soorten per punt en per hok worden sterk door SO_2 bepaald. Uit de analyse van de afzonderlijke soorten blijkt dat de oorzaak hiervan gelegen is in het feit dat vrijwel alle soorten negatief met SO_2 gecorreleerd zijn. Het effect van NO_2 is in alle gevallen gelijk aan dat van SO_2 , maar zwakker. Dit kan beschouwd worden als een aanwijzing dat beide hetzelfde werkingsmechanisme hebben, waarschijnlijk verzuring van de schors. De Wit (1976) gebruikte het aantal soorten per uurhok als indicator voor SO_2 . Uit het bovenstaande blijkt dat deze maat inderdaad een goede schatting geeft, die waarschijnlijk niet sterk te verbeteren valt door de soorten afzonderlijk te beschouwen.

De conclusie van Van Herk (1991) dat het effect van NH_3 belangrijker is dan dat van SO_2 wordt hier niet bevestigd, maar is binnen een klein gebied (zoals het door Van Herk onderzochte)

waarschijnlijk wel juist, omdat SO_2 op zo'n kleine schaal slechts weinig variatie vertoont. Een van de uitgangspunten van het werk van Van Herk (1990, 1991) is dat het effect van NH_3 vooral (of uitsluitend) tot uiting komt op eiken. Ook deze stelling wordt hier niet bevestigd: het effect van de interactieterm $\text{EIK} \cdot \text{NH}_3$ is voor het totaal aantal soorten niet significant, voor de abundanties van de acido- en nitrofytische soorten (in RDA) wel, maar onbelangrijk t.o.v. de andere termen. Er is dus geen reden inventarisaties die gericht zijn op het effect van NH_3 , te concentreren op eiken.

De veronderstelling van Van Dobben (1983) dat het effect van SO_2 op eiken sterker is dan op andere boomsoorten wordt wel bevestigd: de interactie $\text{EIK} \cdot \text{SO}_2$ is in de meeste gevallen significant, voor het aantal acidofyten zelfs zeer sterk. De verklaring hiervoor is waarschijnlijk gelegen in het feit dat eiken van nature reeds een zure schors hebben, terwijl de soorten die er in een 'schone' omgeving op voorkomen een betrekkelijk nauwe pH-tolerantie hebben. Door SO_2 wordt de eik daarom al snel te zuur voor zijn specifieke epifyten. Ook de waarneming dat bij hogere SO_2 -concentraties de epifytenflora van de verschillende boomsoorten meer gelijkenis gaat vertonen wijst in deze richting.

De veronderstelling van De Wit (1976) dat het effect van SO_2 dicht bij de kust zwakker zou zijn dan verder landinwaarts wordt hier niet bevestigd. De interactie $\text{ZEE} \cdot \text{SO}_2$ is voor het totaal aan soorten niet significant. Er is wel een significant effect op de aantallen acido- en nitrofytische soorten, waarvoor echter geen eenvoudige verklaring is te vinden. Er zijn geen aanwijzingen voor een sterke co-depositie tussen SO_2 en NH_3 : de interacties $\text{SO}_2 \cdot \text{NH}_3$ en $\text{SO}_2 \cdot \text{NH}_4$ zijn steeds zwak of niet significant. De sterke interactie tussen SO_2 en NH_3 die gerapporteerd wordt door De Bakker (1989), wordt veroorzaakt door het feit dat hij emissieschattingen gebruikte als maat voor NH_3 , waardoor het resultaat sterk beïnvloed wordt door enkele hokken met zeer hoge industriële emissies.

De effecten van SO_2 en NH_3 op de afzonderlijke soorten zijn in overeenstemming met de hypothese dat schors-pH een belangrijke intermediaire factor is bij de totstandkoming van het effect van luchtverontreiniging (Van Dobben 1983, De Bakker & Van Dobben 1988). Volgens deze hypothese zouden SO_2 en NH_3 antagonistisch werken (SO_2 verzuurt, NH_3 alkaliseert). Derhalve moet een soort die positief met een van beide is gecorreleerd, negatief met de ander gecorreleerd zijn. Dit blijkt voor slechts één soort niet op te gaan: *Lecanora dispersa* die positief met NH_3 gecorreleerd is en geen correlatie heeft met SO_2 . Wel zijn een aantal soorten negatief met een van beide (SO_2 of NH_3) gecorreleerd en niet met de ander, maar dit is niet in tegenspraak met de pH-hypothese. Deze soorten kunnen een pH-optimum hebben dat dicht bij de huidige gemiddelde schors-pH ligt, zodat een niet te grote verandering in één richting (omhoog of omlaag, afhankelijk van de ligging van het optimum van de soort ten opzichte van de gemiddelde waarde) geen zichtbaar effect heeft. Ook het feit dat een aantal soorten zowel met SO_2 als met NH_3 negatief gecorreleerd is, kan uit de pH-hypothese verklaard worden: deze soorten hebben een smal pH-optimum dat ongeveer samenvalt met de gemiddelde schors-pH, zodat veranderingen in beide richtingen (omhoog of omlaag) tot een afname leiden.

Hoewel het dus waarschijnlijk is dat schors-pH een factor is die de epifytenvegetatie in hoge mate bepaalt, laten de RDA-biploten zien dat dit niet de enige factor is. De tweede RDA-as verklaart nog 5% van de variantie, en is niet (of althans niet zo sterk als de eerste as) gerelateerd met pH. De canonische coëfficiënten voor NH_3 , NH_4 en EIK hebben hoge waarden op deze as. Verder komen uit zowel de RDA-analyse als de analyse van de soortenaantallen sterke aanwijzingen naar voren dat NH_4 een eigen effect heeft dat niet uitsluitend verklaard kan worden uit de correlatie met NH_3 . Omdat NH_4 neutraal reageert betekent dit dat ammonium naast pH een tweede factor is die de epifytenvegetatie bepaalt. De acidofyten (soorten die in een 'schone' omgeving een voorkeur hebben voor de eik) hebben hun optimum waarschijnlijk bij een hoger NH_4 -gehalte in de schors dan de andere soorten. Dit zou

verklaarbaar zijn op grond van het feit dat eiken van nature een hoger NH_4 -gehalte hebben dan andere boomsoorten. De andere epifyten hebben hun optimum bij een lager NH_4 -gehalte en zijn daarom negatief met NH_4 gecorreleerd, maar extreme NH_4 -gehalten worden door de nitrofyten waarschijnlijk goed verdragen wanneer de pH voldoende hoog is. Vanuit ecologisch standpunt kunnen de nitrofyten beschouwd worden als 'opportunisten' die overal kunnen voorkomen waar de pH voldoende hoog is. De schorschemie van de verschillende bomen (eiken met lage pH en hoog NH_4 -gehalte, andere bomen met hoge pH en laag NH_4 -gehalte) wordt door NH_x -depositie veranderd op een wijze die in 'schone' gebieden niet of maar bij uitzondering voorkomt: hoge pH en hoog NH_4 -gehalte. Dit maakt dat NH_3 en NH_4 schijnbaar tegengestelde effecten hebben.

Uit de analyse van de veranderingen in de tijd blijkt dat deze grotendeels aan de daling van de SO_2 -concentratie moeten worden toegeschreven. Daling van NO_2 is ook een mogelijke verklaring maar de concentraties van deze component zijn gedurende de laatste jaren vrijwel constant gebleven. De bijdragen van NH_3 en NH_4 lijken gering te zijn. De gebruikte techniek (ANOVA op de scores voor de punten per as) geeft echter slechts een benadering van de effecten van de afzonderlijke verklarende variabelen. Beter zou zijn de afzonderlijke effecten door permutatie te toetsen maar dit is met de gebruikte programmatuur technisch vrijwel onuitvoerbaar. Uit de verschillen tussen de macrostations (Figuur 10) blijkt dat op de stations met de hoogste NH_3 -concentraties de nitrofytische soorten het sterkst zijn toegenomen; dit wijst erop dat er toch wel een effect van stijgende NH_3 -concentraties is. Overigens wordt uit de regressiecoëfficiënten (Tabel 16) duidelijk dat de indeling in nitrofyten en acidofyten niet geschikt is om effecten van SO_2 en NH_3 te scheiden: veel nitrofyten zijn significant negatief met SO_2 gecorreleerd.

5 CONCLUSIES

1. Epifytische lichenen werden in 1989 geïnventariseerd op 1216 monsterpunten bestaande uit meestal tien vrijstaande wegbomen verdeeld over acht gebieden in Nederland (Figuur 1). De resultaten werden vergeleken met in deze gebieden gemeten (SO_2 , NO_2 , O_3) of berekende (NH_3 , NH_4) luchtverontreiniging, en met een in 1988 op dezelfde punten uitgevoerde inventarisatie.
2. De epifytenvegetatie wordt op de onderzochte punten sterker beïnvloed door luchtverontreiniging dan door boomsoort of boomdikte. Van de luchtverontreinigingsvariabelen is SO_2 de belangrijkste.
3. Effecten van SO_2 en NO_2 komen tot stand door verzuring van de schors. Effecten van NH_3 komen ten dele tot stand door alkalisering van de schors. De soorten die in de ecologische literatuur worden aangeduid als nitrofytisch, hebben een voorkeur voor gealkaliseerde schors.
4. NH_4 veroorzaakt in niet te hoge concentratie een toename van soorten die in de ecologische literatuur acidofytisch genoemd worden. Dit zijn soorten die in een 'schone' omgeving een voorkeur hebben voor eiken. Hoge concentraties NH_4 zijn waarschijnlijk ongunstig voor alle soorten, maar worden bij hoge pH goed verdragen door de nitrofytische soorten.
5. Bijna alle veel voorkomende soorten zijn in hun abundantie significant negatief met SO_2 en NO_2 gecorreleerd, met als belangrijke uitzondering *Lecanora conizaeoides* die significant positief gecorreleerd is.

6. Bijna alle veel voorkomende nitrofyten (zie 3) zijn in hun abundantie significant positief met NH_3 gecorreleerd, bijna alle veel gevonden acidofyten (zie 4) significant negatief.
7. In de periode tussen medio 1988 en medio 1989 is het gemiddeld aantal soorten per monsterpunt met 1.2 toegenomen. Van bijna alle soorten nam de gemiddelde bedekking toe, maar van de nitrofyten het meest. Waarschijnlijk is de afgenomen SO_2 -concentratie de belangrijkste oorzaak van deze toename, maar een stijging van de NH_3 -concentratie kan ook een rol gespeeld hebben.
8. De door regressie vastgestelde gevoeligheid van de soorten voor SO_2 komt goed overeen met de gevoeligheidsschaal van Hawksworth & Rose (1970) en redelijk met die van Barkman (1958). De overeenkomst met de schaal van De Wit (1976) is slecht.

6 SAMENVATTING

Om meer inzicht te verkrijgen in de reactie van epifytische korstmossen op veranderingen in luchtkwaliteit en hun mogelijke bruikbaarheid als indicatororganisme, werden in 1987, 1988 en 1989 semi-kwantitatieve opnamen gemaakt van de vegetatie op 1216 groepen van tien wegbomen in acht gebieden in Nederland (Figuur 1). In dit verslag worden de gegevens uit 1989 behandeld, en wordt een vergelijking gemaakt met de toestand in 1988. Voor drie maten werd het verband met luchtverontreiniging bepaald: aantal soorten per uurhok ($5 \times 5 \text{ km}^2$), aantal soorten per punt (boomgroep) en de soortensamenstelling per punt, d.w.z. de hoeveelheden (abundanties) van de afzonderlijke soorten.

Alvorens in te gaan op de effecten van luchtverontreiniging wordt geconstateerd dat het aantal soorten per punt en per uurhok in Nederland van zuid naar noord toeneemt (Figuur 1, Tabel 1). Van vrijwel alle soorten is het aantal vondsten in 1989 groter dan in 1988 (Tabel 3, Appendix 2). Een toename van de gemiddelde boomdikte over deze twee jaren voldoet niet als verklaring van dit verschil.

Een probleem bij het leggen van verbanden met luchtverontreiniging wordt gevormd door de onderlinge ruimtelijke correlatie tussen de luchtverontreinigingscomponenten (Tabel 7). Deze is vooral sterk tussen NH_3 en NH_4 , en tussen SO_2 , NO_2 en O_3 . Daarom zijn de effecten van NH_3 en NH_4 moeilijk te scheiden, en die van NO_2 en O_3 helemaal niet. Aangenomen wordt dat gevonden effecten eerder aan NO_2 dan aan O_3 toe te schrijven zijn. Bij de statistische beschrijving van de effecten is behalve met luchtverontreinigingsvariabelen ook rekening gehouden met andere milieuvariabelen zoals boomsoort en boomdikte (zie Tabel 6 voor een volledige lijst). Ook is rekening gehouden met niet-lineaire effecten van luchtverontreiniging en interacties tussen luchtverontreinigingscomponenten. De effecten op de aantallen soorten zijn beschreven voor het totaal aantal soorten en voor twee ecologische groepen: de 'acidofytische' en de 'nitrofytische' soorten, die een voorkeur hebben voor zure resp. neutrale

schors. Deze indeling is ontleend aan de literatuur. Het blijkt dat het totaal aantal soorten sterk negatief gecorreleerd is met de SO_2 - en NO_2 -concentratie, het aantal nitrofytische soorten sterk positief gecorreleerd is met de NH_3 -concentratie en het aantal acidofytische soorten sterk negatief gecorreleerd is met de NO_2 -concentratie. De correlaties met boomsoort en boomdikte zijn zwak (Tabel 8, 9 en 12). De meeste effecten van luchtverontreiniging zijn vrijwel lineair (Tabel 10). Het effect van de getoetste interactietermen is betrekkelijk onbelangrijk (Tabel 11).

Met behulp van gereduceerde rang regressie (=redundantieanalyse of RDA) is getracht het effect van luchtverontreiniging op het voorkomen en de abundantie van de afzonderlijke soorten te beschrijven. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het feit dat er groepen soorten zijn die een overeenkomstig gedrag t.o.v. milieufactoren vertonen, zodat het omslachtige beschrijven van de effecten op elke afzonderlijke soort achterwege kan blijven. Men kan zich iedere opname voorstellen als een punt in een veeldimensionale ruimte (evenveel dimensies als er soorten zijn) waarbij de coördinaten van dat punt gegeven worden door de abundanties van de soorten. De onderlinge correlatie tussen de soorten maakt het mogelijk deze punten te projecteren in minder dimensies (b.v. twee) zonder al te veel verlies aan informatie. Dit is het principe van hoofdcomponentenanalyse, en RDA doet in wezen hetzelfde maar tracht de punten zodanig te projecteren dat de relatie met milieuvariabelen (in dit geval luchtverontreiniging, boomsoort enz.) zo goed mogelijk wordt weergegeven. RDA is daarom een vorm van multivariate regressie. De relaties tussen de soorten en milieuvariabelen kunnen op eenvoudige wijze in diagrammen ('biplots') worden weergegeven.

De biplots in Figuur 3 en 4 zijn als volgt te lezen: trek de verbindingslijnen tussen het midden van elke soortnaam en de oorsprong. De cosinus van de hoek tussen elk paar van deze lijnen is een benadering voor de correlatie tussen een soortenpaar (scherpe hoek

betekent positieve correlatie, rechte hoek geen correlatie en stompe hoek negatieve correlatie). De hoeken tussen deze lijnen en de pijlen voor de milieuvariabelen in Figuur 3 zijn op analoge wijze een maat voor de correlatiecoëfficiënten van de soorten met de milieuvariabelen. Op dezelfde wijze geeft Figuur 4 benaderingen voor de regressiecoëfficiënten in een multipele-regressiemodel. Figuur 5 geeft de significantie van de effecten: soorten waarvan de namen binnen de getrokken cirkels liggen zijn significant positief gecorreleerd met de milieuvariabelen die in dezelfde kleur als deze cirkels zijn aangegeven. Soorten die binnen de gestippelde cirkels liggen, zijn significant negatief gecorreleerd met de desbetreffende variabelen.

Uit de biplots blijkt dat vrijwel alle soorten negatief met SO_2 en NO_2 gecorreleerd zijn (uitzondering: *Lecanora conizaeoides*), terwijl met NH_3 en NH_4 zowel positieve als negatieve correlaties voorkomen. Vooral de nitrofytische soorten zijn positief met NH_3 gecorreleerd. De gevonden relaties zijn in overeenstemming met de 'verzuringshypothese' volgens welke de pH van de schors een belangrijke mediator is bij de totstandkoming van het effect van luchtverontreiniging; SO_2 en NO_2 verzuren de schors terwijl NH_3 alkaliseert. Een tweede mediator is het NH_4 -gehalte van de schors. Een geringe verhoging van het NH_4 -gehalte is waarschijnlijk een gunstige factor voor de acidofytische soorten, terwijl hoge concentraties voor alle soorten ongunstig zijn maar (bij hoge pH) het best verdragen worden door de nitrofytische soorten.

Tenslotte is RDA gebruikt om de veranderingen tussen 1988 en 1989 te beschrijven. In Figuur 8 is uitgezet hoe de punten die de opnamen weergeven (gemiddeld per gebied) zich in deze twee jaren door de veeldimensionale ruimte 'verplaatst' hebben. De 'verplaatsing' wijst op een afname in SO_2 -concentratie. Weliswaar is tussen 1988 en 1989 deze concentratie niet afgenomen (Figuur 9) maar bezien over een langere periode wel, en waarschijnlijk is er sprake van een zekere naijling. In Figuur 10 is weergegeven welke soorten in welke gebieden relatief sterk zijn toegenomen: de cosinus van de hoek soort-oorsprong-gebied is een maat voor de relatieve toename ten opzichte

van de andere gebieden. De toename van de nitrofytische soorten in de gebieden Eibergen en Vredepeel is een aanwijzing dat de NH_3 -concentratie in deze gebieden in het recente verleden nog is toegenomen.

Voor een indicatorsoort is het belangrijk te beschikken over een maat voor de gevoeligheid, en zo'n maat kan voor SO_2 en NH_3 gevormd worden door de regressiecoëfficiënten uit enkelvoudige regressie (Tabellen 16 en 17). Deze maat is voor SO_2 vergeleken met enkele gevoeligheidsmaten uit de literatuur, en voor NH_3 met de hier gebruikte indeling in acidofytische en nitrofytische soorten. Het blijkt dat twee van de drie gepubliceerde schalen van gevoeligheid voor SO_2 redelijk overeenstemmen met de regressiecoëfficiënten. Bij NH_3 is er een goede overeenstemming tussen de regressiecoëfficiënten en de ecologische groepen: de acidofyten zijn positief en de nitrofyten negatief met NH_3 gecorreleerd.

7 LITERATUUR

- Anonymus 1990. Luchtkwaliteit, jaarverslag 1989. RIVM - LLO, Rapp. nr. 222101006. 126 p. + bijl.
- Asman, W.A.H. & van Jaarsveld, H.A. 1990. A variable-resolution statistical transport model applied for ammonia and ammonium. RIVM Report No. 228471007. 82 p. + app.
- Barkman, J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum, Assen. 628 p. + bijl.
- Brand, A.M., Aptroot, A., de Bakker, A.J. & van Dobben, H.F. 1988. Standaardlijst van de Nederlandse korstmossen. Wet. Med. KNNV 188. 68 p.
- Bremer, P. 1983. Een biologisch meetnet voor de luchtverontreiniging met behulp van epifytische korstmossen, deel II: nadere analyse van de gegevens. RIN-rapport 83/17. 41 p. + bijl.
- CanTERS, K.J. 1980. Toelichting bij het korstmossen-archief van Nederland. Rapp. RIN. 27 p.
- Davies, P.T. & Tso, M.K.S. 1982. Procedures for reduced-rank regression. *Applied Statistics* 31: 244-255.
- De Bakker, A.J. & van Dobben, H.F. 1988. Effecten van ammoniakemissie op epifytische korstmossen; een correlatief onderzoek in de Peel. RIN-Rapport 88/35. 48 p.
- De Bakker, A.J. 1988. Monitoring van epifytische korstmossen in 1987. RIN-rapport 88/57. 19 p. + bijl.
- De Bakker, A.J. 1989. Monitoring van epifytische korstmossen in 1988. RIN-rapport 89/14. 53 p.
- De Wit, A. 1976. Epiphytic lichens and air pollution in The Netherlands. *Bibl. Lichenol.* 5, Cramer, Vaduz. 115 p. + bijl.
- Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* 227: 145-148.

- Henderson-Sellers, A. & Seaward, M.R.D. 1979. Monitoring lichen reinvasion of ameliorating environments. *Env. Pollut.* 19: 207-213.
- Payne, R.W. et al. ('Genstat 5 Committee'). 1987. GENSTAT 5 Reference Manual. Clarendon Press, Oxford. 749 p.
- Rao, C.R. 1964. The use and interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhya A* 26: 329-358.
- Showman, R.E. 1981. Lichen recolonization following air quality improvement. *Bryologist* 84: 492-497.
- Ter Braak, C.J.F. 1988. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 2.1). Groep Landbouwwiskunde, Technical Report LWA-88-02. 95 p. (+ update notes version 3.10, 1990)
- Ter Braak, C.J.F. 1990. Interpreting canonical correlation analysis through biplots of structure correlations and weights. *Psychometrika* 55: 519-531.
- Ter Braak, C.J.F. 1991. Permutation versus bootstrapping significance tests in multiple regression and ANOVA. In: K-H. Jöckel, ed.: Bootstrapping and related resampling techniques. Springer, Berlin, in press.
- Ter Braak, C.J.F. & Looman, C.W.N. 1991. Biplots in reduced-rank regression. Rapport GLW-DLO LWA-91-16, 21 p.
- Van Breemen, N., Burrough, P.A., Velthorst, E.J., van Dobben, H.F., de Wit, T., Ridder, T.B. & Reijnders, H.F.R. 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299: 548-550.
- Van Dobben, H.F. 1978. Onderzoek naar veranderingen in de epiphytenrijkdom met behulp van permanente kwadraten. Rapp. RIN. 49 p.
- Van Dobben, H.F. 1983. Changes in the epiphytic lichen flora and vegetation in the surroundings of 's-Hertogenbosch (The Netherlands) since 1900. *Nova Hedwigia* 37: 691-719.

- Van Egmond, N.D., Tissing, O., Onderdelinden, D. & Bartels, C. 1978.
Quantitative evaluation of mesoscale air pollution transport. *Atm. Envir.* 12: 2279-2287.
- Van Herk, C.M. 1990. Epifytische korstmossen in de provincies Drenthe, Overijssel en Gelderland. *Rapp. Provincie Overijssel, Hoofdgroep ROI.* 70 p. + bijl.
- Van Herk, C.M. 1991. Korstmossen als indicator voor zure depositie. *Rapp. Provincie Gelderland, in prep.*
- Wirth, V. 1980. *Flechtenflora.* Ulmer, Stuttgart, 552 p.

8 BIJLAGEN

Appendix 1: soortenlijst met code en ecologische groep
(A = acidofyt, N = nitrofyt)

code	oec	volledige naam
	groep	
aexili		<i>Arthonia exilis</i> (Flörke) Anzi
anacil		<i>Anaptychia ciliaria</i> (L.) Körber
aradia		<i>Arthonia radiata</i> (Pers.) Ach.
bacarn		<i>Bacidia arnoldiana</i> Körber
bacrub		<i>Bacidia rubella</i> (Hoffm.) Massal.
biapin		<i>Strangospora pinicola</i> (Massal.) Körber
bucane		<i>Diploicia canescens</i> (Dickson) Massal.
bugris		<i>Buellia griseovirens</i> (Turner ex Borrer) Almb.
bupunc		<i>Buellia punctata</i> (Hoffm.) Massal.
calivi		<i>Calicium viride</i> Pers.
caloci	N	<i>Caloplaca citrina</i> (Hoffm.) Th. Fr.
calofv	N	<i>Caloplaca flavovirescens</i> (Wulfen) Dalla Torre & Sarnth.
canaur	N	<i>Candelariella aurella</i> (Hoffm.) Zahlbr.
cancon	N	<i>Candelaria concolor</i> (Dickson) Stein
canref	N	<i>Candelariella reflexa</i> (Nyl.) Lettau
canvit	N	<i>Candelariella vitellina</i> (Hoffm.) Müll. Arg.
canxan	N	<i>Candelariella xanthostigma</i> (Ach.) Lettau
catgri		<i>Cliostomum griffithii</i> (Sm.) Coppins
cetchl		<i>Cetraria chlorophylla</i> (Willd.) Vainio
chaenf	A	<i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner ex Borrer) Migula
cspeci		<i>Cladonia spec.</i>
cypinq		<i>Cyphelium inquinans</i> (Sm.) Trevisan
dimdil		<i>Dimerella pineti</i> (Schrader) Vezda
entcra		<i>Enterographa crassa</i> (DC.) Feé
evepru	A	<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.
haecoc		<i>Haematomma ochroleucum</i> (Necker) Laundon
hypphy	A	<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.
hyptub	A	<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaerer) Haraas
laitem	A	<i>Lecanora aitema</i> (Ach.) Hepp
lcarpi		<i>Lecanora carpinea</i> (L.) Vainio
lchera		<i>Lecanora chlorotera</i> Nyl.
lchona	A	<i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach.
lconde	A	<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. ex Crombie
ldispe	N	<i>Lecanora dispersa</i> (Pers.) Sommerf.
lecacy		<i>Lecania cyrtella</i> (Ach.) Th. Fr.
lecide		<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) Hazsl.
lecsca	A	<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach.) Choisy
lecsch		<i>Lecidella scabra</i> (Taylor) Hertel & Leuckert
lecsym		<i>Lecanora symmicta</i> (Ach.) Ach.
lepcan		<i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) Laundon
lepinc		<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach.
leplob		<i>Lepraria lobificans</i> Nyl.
lexpal		<i>Lecanora expallens</i> Ach.
llaevi		<i>Lecanora sienae</i> B. de Lesd.
lmural		<i>Lecanora muralis</i> (Schreber) Rabenh.
lvaria		<i>Lecanora varia</i> (Hoffm.) Ach.
micade	A	<i>Micarea denigrata</i> (Fr.) Hedl.
norpul		<i>Normandina pulchella</i> (Borrer) Nyl.
ochand	A	<i>Ochrolecia androgyna</i> (Hoffm.) Arnold
opatra		<i>Opegrapha atra</i> Pers.
opnive		<i>Opegrapha niveoatra</i> (Borrer) Laundon
oprufe		<i>Opegrapha rufescens</i> Pers.
opvari		<i>Opegrapha varia</i> Pers.
opverm		<i>Opegrapha vermicellifera</i> (Kunze) Laundon
opvulg		<i>Opegrapha cinerea</i> Chev.
paceta		<i>Parmelia acetabulum</i> (Necker) Duby
pasper		<i>Parmelia exasperata</i> de Not.
pcaper		<i>Parmelia caperata</i> (L.) Ach.

peralb	<i>Pertusaria albescens</i> (Huds.) Choisy & Werner
perama A	<i>Pertusaria amara</i> (Ach.) Nyl.
percoc A	<i>Pertusaria coccodes</i> (Ach.) Nyl.
perper A	<i>Pertusaria pertusa</i> (Weigel) Tuck.
pexasp	<i>Parmelia exasperatula</i> Nyl.
pglagl	<i>Parmelia glabratula</i> Nyl.
phadgl N	<i>Hyperphyscia adglutinata</i> (Flörke) Mayrh. & Poelt
phadsc N	<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) H. Olivier
phaipo N	<i>Physcia aipolia</i> (Ehrh. ex Humb.) Fűrnrrohr
phcaes N	<i>Physcia caesia</i> (Hoffm.) Fűrnrrohr
phdubi N	<i>Physcia dubia</i> (Hoffm.) Lettau
phentx N	<i>Physconia enteroxantha</i> (Nyl.) Poelt
phgris N	<i>Physconia grisea</i> (Lam.) Poelt
phlarg	<i>Phlyctis argena</i> (Sprengel) Flotow
phnigr N	<i>Phaeophyscia nigricans</i> (Flörke) Moberg
phorbi N	<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Necker) Moberg
phpulv N	<i>Physconia distorta</i> (With.) Laundon
phstel N	<i>Physcia stellaris</i> (L.) Nyl.
phtene N	<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC.
placic A	<i>Placynthiella icmalea</i> (Ach.) Coppins & P. James
placin	<i>Parmelia laciniatula</i> (Flagey ex. Oliv.) Zahlbr.
pperla	<i>Parmelia perlata</i> (Huds.) Ach.
prevol	<i>Parmelia revoluta</i> Flörke
proque A	<i>Pyrrhospora quernea</i> (Dickson) Körber
psaxat A	<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.
psefur A	<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf
psiluc	<i>Psilolechia lucida</i> (Ach.) M. Choisy
psubau	<i>Parmelia subaurifera</i> Nyl.
psubru	<i>Parmelia subrudecta</i> Nyl.
psulca	<i>Parmelia sulcata</i> Taylor
ptilia	<i>Parmelia tiliacea</i> (Hoffm.) Ach.
ramdur	<i>Ramalina lacera</i> (with.) Laundon
ramfar	<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.
ramfas	<i>Ramalina fastigiata</i> (Pers.) Ach.
ramfra	<i>Ramalina fraxinea</i> (L.) Ach.
rinexi N	<i>Rinodina exigua</i> (Ach.) Gray
schdec	<i>Schismatomma decolorans</i> (Turner & Borrer ex Sm.) Clauz. & Vezda
scoumb	<i>Scoliciosporum umbrinum</i> (Ach.) Arnold
sphang	<i>Sphinctrina anglica</i> Nyl.
toncar A	<i>Hypocenomyce caradocensis</i> (Leight. ex Nyl.) P. James & G. Schneider
trafle A	<i>Trapeliopsis flexuosa</i> (Fr.) Coppins & P. James
tragra A	<i>Trapeliopsis granulosa</i> (Hoffm.) H.T. Lumbsch
uspeci	<i>Usnea spec.</i> (waarschijnlijk altijd <i>U. subfloridana</i> Stirton)
xaureo N	<i>Xanthoria calcicola</i> Oxner
xcande N	<i>Xanthoria candelaria</i> (L.) Th. Fr.
xparie N	<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.
xpolyc N	<i>Xanthoria polycarpa</i> (Hoffm.) Rieber

Appendix 2: aantallen vondsten per soort in 1989, absoluut en als percentage van het totaal aantal punten (freq.), verandering sinds 1988 op de in beide jaren opgenomen punten als
 (aantal vondsten in 1989 - aantal vondsten in 1988)*100 / aantal vondsten in 1988
 en trouw als
 (aantal vondsten in 1989 op punten waar deze soort ook in 1988 aanwezig was)*100 /
 (aantal vondsten in 1988 (als verandering >0)) of (aantal vondsten in 1989 (als verandering <0))
 De soorten zijn gerangschikt naar afnemend aantal vondsten.
 - = geen waarneming.

soort	aantal vondsten	freq.	verandering sinds 1988	trouw
bupunc	1151	94.7	2.4	99.6
lexpal	1070	88.0	3.6	98.6
phtene	957	78.7	5.6	98.6
psulca	859	70.6	4.9	97.2
xpolyc	754	62.0	4.6	93.6
lepinc	732	60.2	4.7	98.5
lconde	670	55.1	1.1	97.0
phadsc	646	53.1	18.3	96.0
xcande	638	52.5	8.6	96.0
xparie	578	47.5	24.9	96.0
evepru	564	46.4	3.9	92.6
psubau	474	39.0	24.5	95.1
lchera	460	37.8	8.3	96.6
ramfar	455	37.4	15.6	94.7
ldispe	407	33.5	22.8	94.3
phorbi	358	29.4	36.5	95.6
hypphy	346	28.5	6.1	90.3
lecide	337	27.7	5.9	93.8
phcaes	333	27.4	11.1	93.8
psubru	312	25.7	19.3	96.9
canvit	298	24.5	13.8	94.9
phdubi	216	17.8	27.9	93.9
bugris	206	16.9	5.7	94.3
lcarpi	181	14.9	21.7	95.1
paceta	174	14.3	5.6	96.9
ramfas	171	14.1	8.6	93.4
pexasp	133	10.9	11.1	93.2
lecsym	132	10.9	6.8	73.7
bucane	128	10.5	6.8	100.0
canref	125	10.3	67.6	97.2
phgris	124	10.2	22.0	93.0
catgri	123	10.1	21.4	99.0
lchona	121	10.0	13.1	94.4
canxan	102	8.4	28.2	93.6
cspeci	85	7.0	16.7	87.5
phlarg	64	5.3	8.5	93.2
lmural	59	4.9	3.8	84.6
proque	56	4.6	69.7	97.0
placic	56	4.6	657.1	100.0
pcaper	49	4.0	48.5	90.9
lecsca	46	3.8	-6.3	88.9
hyptub	43	3.5	185.7	92.9
rinexi	40	3.3	37.0	88.9
psaxat	40	3.3	18.2	90.9
psefur	39	3.2	12.1	90.9
cancon	29	2.4	55.6	94.4
haecoc	29	2.4	-3.3	96.6
peralb	28	2.3	12.5	100.0
xaureo	26	2.1	4.0	100.0
percoc	24	2.0	9.1	95.5
placin	23	1.9	4.5	81.8
bacarn	23	1.9	475.0	50.0
phadgl	22	1.8	46.7	100.0
opatara	21	1.7	23.5	100.0
phentx	21	1.7	23.5	94.1
toncar	18	1.5	157.1	100.0
caloci	18	1.5	88.9	100.0
uspeci	18	1.5	33.3	58.3
ochand	17	1.4	183.3	83.3
phstel	17	1.4	36.4	100.0
pglagl	16	1.3	6.7	80.0

perama	15	1.2	50.0	100.0
ptilia	12	1.0	11.1	100.0
prevol	12	1.0	33.3	77.8
perper	11	0.9	22.2	88.9
lecacy	10	0.8	125.0	75.0
schdec	8	0.7	300.0	100.0
sphang	8	0.7	100.0	100.0
micade	7	0.6	-	100.0
chaenf	6	0.5	0.0	83.3
phpulv	6	0.5	50.0	75.0
laitem	5	0.4	150.0	100.0
tragra	5	0.4	0.0	40.0
cetchl	5	0.4	0.0	100.0
opvulg	5	0.4	150.0	100.0
llaevi	5	0.4	0.0	80.0
ramfra	3	0.2	-25.0	100.0
aradia	3	0.2	50.0	100.0
dindil	3	0.2	200.0	100.0
opnive	3	0.2	50.0	100.0
pperla	3	0.2	50.0	100.0
entcra	2	0.2	0.0	100.0
lepcan	2	0.2	100.0	100.0
opvari	2	0.2	0.0	100.0
lvaria	2	0.2	100.0	0.0
aexili	2	0.2	100.0	100.0
randur	2	0.2	0.0	100.0
anacil	1	0.1	0.0	100.0
trafle	1	0.1	-	-
scoumb	1	0.1	0.0	100.0
leplob	1	0.1	-	-
oprufe	1	0.1	-50.0	100.0
lecscb	1	0.1	0.0	100.0
phaipo	1	0.1	-	-
calofv	1	0.1	0.0	100.0
phnigr	1	0.1	-	-
bacrub	1	0.1	0.0	100.0
cypinq	1	0.1	0.0	100.0
biapin	1	0.1	0.0	0.0
norpul	1	0.1	0.0	100.0
canaur	1	0.1	-	-
calivi	1	0.1	0.0	100.0
pasper	1	0.1	0.0	100.0
psiluc	1	0.1	-	-
opverm	0	0.0	-100.0	0.0

RIN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op postbanknummer 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van het rapportnummer. Uw overschrijving geldt als bestelformulier; toezending geschiedt franco. Gebruik geen verzamelgiro omdat het adres van de besteller niet op onze bijschrijving komt zodat het bestelde niet kan worden toegezonden.

To order RIN reports advance payment should be made by giro transfer of the price indicated in Dutch guilders to postal account 516 06 48 of the Rijks-instituut voor Natuurbeheer, P.O. Box 46, 3956 ZR Leersum, The Netherlands. Please note that your payment is considered as an order form and should mention only the report number(s) desired. Reports are sent free of charge.

-
- 87/1 W.O. van der Knaap & H.F. van Dobben, Veranderingen in de epifytenflora van Rijnmond sinds 1972. 36 p. f 6,-
- 87/2 A. van Winden et al., Ruimtelijke relaties via vogels in het Strijper-Aa-gebied gedurende broedtijd en zomer. 97 p. f 14,50
- 87/6 G.F. Willemsen, Bijzondere plantesoorten in het nationale park de Hoge Veluwe; voorkomen en veranderingen. 92 p. f 14,-
- 87/9 K.S. Dijkema, Selection of salt-marsh sites for the European network of biogenetic reserves. 30 p. f 5,50
- 87/14 N. Dankers, K.S. Dijkema, G. Londo & P.A. Slim, De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. 90 p. f 14,-
- 87/16 J. Wiertz, Modelvorming bij de projecten van WAFLO en SWNBL. 34 p. f 6,-
- 87/18 Effecten van de kokkelvisserij in de Waddenzee. 23 p. f 5,-
- 87/19 H. van Dam, Monitoring of chemistry, macrophytes, and diatoms in acidifying moorland pools. 113 p. f 16,50
- 87/22 B. van Dessel, Te verwachten ecologische effecten van pekellozing in het Eems-Dollardgebied. 71 p. f 10,-
- 87/23 W.D. Denneman & R. Torenbeek, Nitraatmissie en Nederlandse ecosystemen: een globale risico-analyse. 164 p. f 21,50
- 87/24 M. Buil, Begrazing van heidevegetaties door edelhert en moeflon; een literatuurstudie. 31 p. f 5,60
- 87/26 H.A.T.M. van Wezel, Heidefauna in het nationale park de Hoge Veluwe. 54 p. f 8,-
- 88/30 P.F.M. Verdonschot & R. Torenbeek, Lettercodering van de Nederlandse aquatische macrofauna voor mathematische verwerking. 75 p. f 10,-
- 88/31 P.F.M. Verdonschot, G. Schmidt, P.H.J. van Leeuwen & J.A. Schot, Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkerven. 109 p. f 16,-
- 88/33 H. Eijsackers, C.F. van de Bund, P. Doelman & Wei-chun Ma, Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen. 85 p. f 13,50
- 88/35 A.J. de Bakker & H.F. van Dobben, Effecten van ammoniakmissie op epifytische korstmossen; een correlatief onderzoek in de Peel. 48 p. f 7,50
- 88/36 B. van Dessel, Ecologische inventarisatie van het IJsselmeer. 82 p. f 13,-
- 88/38 P. Opdam & H. van den Bijtel, Vogelgemeenschappen van het landgoed Noordhout. 65 p. f 9,-
- 88/39 P. Doelman, H. Loonen & A. Vos, Ecotoxicologisch onderzoek in met Endosulfan verontreinigde grond: toxiciteit en sanering. 34 p. f 6,-
- 88/40 G.P. Gonggrijp, Voorstel voor de afwerking van de groeve Belvédère als archeologisch-geologisch element. 13 p. f 3,-
- 88/41 J.L. Mulder (red.), De vos in het Noordhollands Duinreservaat. Deel 1: Organisatie en samenvatting. 32 p.
- 88/42 J.L. Mulder, idem. Deel 2: Het voedsel van de vos. 78 p.
- 88/43 J.L. Mulder, idem. Deel 3: De vossenpopulatie. 129 p.
- 88/44 J.L. Mulder, idem. Deel 4: De fazantenpopulatie. 59 p.
- 88/45 J.L. Mulder & A.H. Swaan, idem. Deel 5: De wulpenpopulatie. 76 p.
- De rapporten 41-45 worden niet los verkocht maar als serie van vijf voor f 25.
- 88/46 J.E. Winkelman, Methodologische aspecten vogelonderzoek SEP-proefwind-centrale Oosterbierum (Fr.). Deel 1. 145 p. f 19,50
- 88/48 J.J. Smit, Het Eemland en de polder Arkemheen rond het begin van de twintigste eeuw. 64 p. f 9,-

- 88/49 G.W. Gerritsen, M. den Boer & F.J.J. Niewold, Voedseleecologie van de vos in Nederland. 96 p. f 14,50
- 88/50 G.P. Gonggrijp, Permanente geologische ontsluitingen in de taluds van Rijksweg A 1 bij Oldenzaal. 18 p. f 4,50
- 88/52 H. Sierdsema, Broedvogels en landschapsstructuur in een houtwallandschap bij Steenwijk. 112 p. f 16,-
- 88/54 H.W. de Nie & A.E. Jansen, De achteruitgang van de oevervegetatie van het Tjeukemeer tussen Oosterzee (Buren) en Echten. 18 p. f 4,50
- 88/56 P.A.J. Frigge & C.M. van Kessel, Adder en zandhagedis op de Hoge Veluwe: biotopen en beheer. 16 p. f 3,50
- 88/62 K. Romeyn, Estuariene nematoden en organische verontreiniging in de Dollard. 23 p. f 5,-
- 88/63 S.E. van Wieren & J.J. Borgesius, Evaluatie van bosbegrazingsobjecten in Nederland. 133 p. f 18,50
- 88/66 K.S. Dijkema et al., Effecten van rijzendammen op opslibbing en omvang van de vegetatiezones in de Friese en Groninger landaanwinningswerken. Rapport in samenwerking met RWS Directie Groningen en RIJP Lelystad. 130 p. f 19,-
- 88/67 G. Schmidt & J.C.M. van Haren, Achtergronden van een steekmuggenplaag; steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkswateren 2. 162 p. f 21,-
- 88/68 R. Noordhuis, Maatregelen ter voorkoming en beperking van schade door zilvermeeuwen. 48 p. f 7,50
- 89/3 F. Maaskamp, H. Siepel & W.K.R.E. van Wingerden, Een monitoring experiment met ongewervelde dieren in graslanden op zandgrond. 44 p. f 13,50
- 89/5 R.J. Bijlsma, Remote sensing voor classificatie van de vegetatie en schatting van de biomassa op ganzenpleisterplaatsen in het waddengebied. 62 p. f 8,50
- 89/7 R. Ketner-Oostra, Lichenen en mossen in de duinen van Terschelling. 157 p. f 21,-
- 89/8 A.L.J. Wijnhoven, Effecten van aanleg, beheer en gebruik van golfbanen en mogelijkheden voor natuurtechnische milieubouw. 19 p. f 4,50
- 89/9 N. Dankers, K. Koelemaij & J. Zegers, De rol van de mossel en de mosselcultuur in het ecosysteem van de Waddenzee. 66 p. f 9,-
- 89/10 P.G.A. ten Den, Patrijzen op en rond De Hoge Veluwe. 40 p. f 6,50
- 89/11 C.J. Smit & G.J.M. Visser, Verstoring van vogels door vliegverkeer, met name door ultra-lichte vliegtuigen. 12 p. f 3,50
- 89/12 R. van Halewijn, Bescherming van zeevogels op het Lago-rif, Aruba, in 1988. 73 p. f 10,-
- 89/13 K. Lankester, Effecten van habitatversnippering voor de das (*Meles meles*); een modelbenadering. 101 p. f 15,-
- 89/14 A.J. de Bakker, Monitoring van epifytische korstmossen in 1988. 53 p. f 8,-
- 89/15 J.E. Winkelman, Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvarings-slachtoffers en verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen. 169 p. f 22,-
- 89/16 J.J.M. Berdowski et al., Effecten van rookgas op wilde planten. 108 p. f 16,-
- 89/17 E.C. Gleichman-Verheijen & W. Ma, Consequenties van verontreiniging van de (water)bodem voor natuurwaarden in de Biesbosch. 91 p. f 14,-
- 89/18 A. Farjon & J. Wiertz, Milieu- en vegetatieveranderingen in het schraalland van Koolmansdijk (gemeente Lichtenvoorde); 1952-1988. 134 p. f 18,50
- 89/19 P.G.A. ten Den, Achtergronden en oorzaken van de recente aantalsontwikkeling van de fazant in Nederland. 168 p. f 22,-
- 90/1 R.J. Bijlsma, Het RIN-bosecologisch informatiesysteem SILVI-STAR; documentatie van FOREYE-programmatuur en subprogramma's. 96 p. f 14,50
- 90/2 J.E. Winkelman, Vogelslachtoffers in de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) tijdens bouwfase en half-operationele situaties (1986-1989). 74 p. f 10,-
- 90/4 J.M. de Graaf, De stinzenflora van Leiden en noordelijke omgeving. 95 p. f 14,50

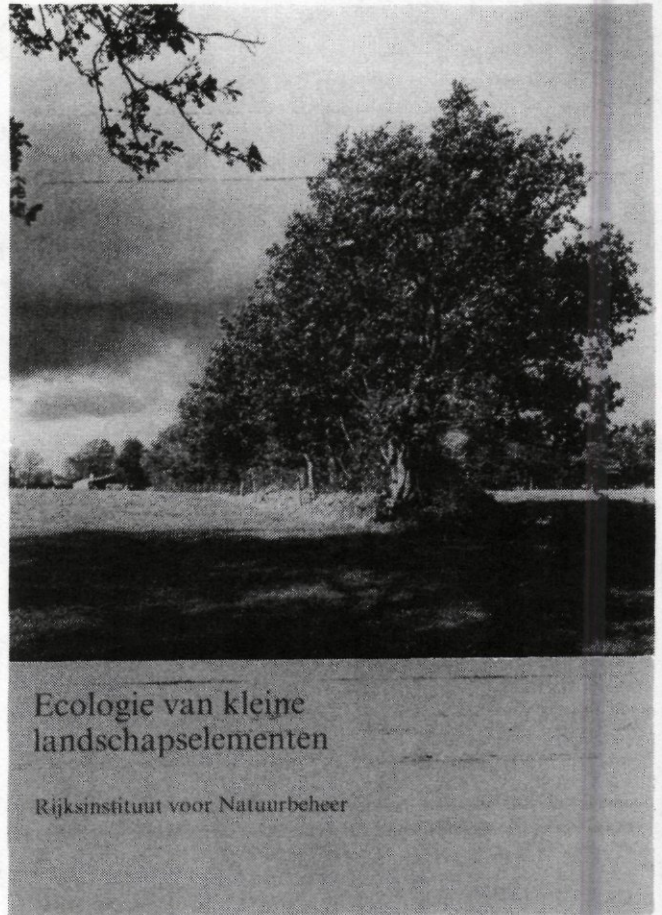
- 90/5 G.M. Dirkse & P.A. Slim, Naar een methode voor het monitoren van vegetatieontwikkeling in het waddengebied. 40 p. f 6,50
- 90/6 J.C.M. van Haren & P.F.M. Verdonschot, Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 3. 61 p. f 8,50
- 90/8 H. Siepel et al., Effecten van verschillen in mestsoort en waterstand op vegetatie en fauna in klei-op-veen graslanden in de Alblasserwaard. 50 p. f 7,50
- 90/9 J.E. Winkelman, Verstoring van vogels door de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) tijdens bouwfase en half-operationele situaties (1984-1989). 157 p. f 21,-
- 90/10 P.J.H. Reijnders, I.M. Traut & E.H. Ries, Verkennend onderzoek naar de mogelijkheden voor het terugzetten van gerevalideerde zeehonden, *Phoca vitulina*, in de Oosterschelde. 36 p. f 6,-
- 90/11 M. Elbers & P. Doelman, Studie naar de mogelijke effecten op flora en fauna als gevolg van de inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder als definitieve opslagplaats voor verontreinigde grond. 128 p. f 18,-
- 90/12 K. Kramer & P. Spaak, meadowsim, een evaluatie-instrument voor de kwaliteit van graslandgebieden voor weidevogels. 51 p. f 7,50
- 90/13 P.A. Slim & L.J. van Os, Effecten van natuurbeheer op de vegetatie in het veenweidegebied van de Donksche Laagten (Alblasserwaard). 45 p. f 7,-
- 90/14 F. Fennema, Effects of exposure to atmospheric SO_2 , NH_3 and $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ on survival and extinction of *Arnica montana* and *Viola canina*. 60 p. f 8,50
- 90/16 J. Wiertz, Ontstaanswijze, grondwater en bijzondere plantesoorten van enkele duinvalleien op Oost-Ameland. 49 p. f 7,50
- 90/17 J.E. Winkelman, Nachtelijke aanvaringskansen voor vogels in de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.). 209 p. f 26,50
- 90/18 N.J.M. Gremmen & R.J.B. Zwanikken, De haalbaarheid van een kennissysteem voor heidebeheer. 49 p. f 7,50
- 90/19 N. Dankers, K.S. Dijkema, P.J.H. Reijnders & C.J. Smit, De Waddenzee in de toekomst - waarom en hoe te bereiken? 137 p. f 18,50
- 90/21 W.J. Wolff, Verslag van de workshop op 2 oktober 1990 te Wageningen gewijd aan het Rapport van de Werkgroep II van het Intergovernmental Panel on Climate Change. 63 p. f 9,-
- 91/1 L.M.J. van den Bergh, De grauwe gans als broedvogel in Nederland. 31 p. f 5,50
- 91/2 W.A. Teunissen, De uitstralingseffecten van geluidsproductie van de militaire 25 mm schietbaan in de Marnewaard op plaatskeuze en gedrag van watervogels in het Lauwersmeergebied binnendijks. 101 p. f 15,-
- 91/3 G.J.M. Wintermans, De uitstralingseffecten van militaire geluidsproductie in de Marnewaard op het gedrag en de ecologie van wadvogels. 60 p. f 8,50
- 91/8 H. van Dobben, Monitoring van epifytische korstmossen in 1989. 62 p. f 8,50
- 1991-1 N. Dankers et al., The Wadden Sea in the future - why and how to reach? RIN contributions to research on management of natural resources. 108 p. f 16,-

november 1991

Ecologie van kleine landschapselementen

Kleine landschapselementen vormen voor veel soorten planten en dieren van het cultuurlandschap biotoop en ecologische infrastructuur. In 1986 wijdde het RIN een studiedag aan dit thema. In het verslag hiervan werd een overzicht gegeven van de stand van het onderzoek en er is ruime aandacht besteed aan praktijkproblemen van de landinrichting.

88 pagina's, geïllustreerd
prijs f 20,-
bestelcode: KLE



Ecologische karakterisering van oppervlakte- wateren in Overijssel

Dit boek is een produkt van een jarenlange samenwerking tussen het Rijksinstituut voor Natuurbeheer en de provincie Overijssel. Een ecologische indeling van wateren is nodig voor goed waterbeheer. Met dit boek kunnen ecologische doelstellingen op korte en middellange termijn gerealiseerd worden; het bevat praktische adviezen voor een gedifferentieerd waterbeheer. Ook kunnen de maatregelen op hun ecologische effecten worden beoordeeld.

301 pagina's
prijs f 40,-
bestelcode: EK00

De boeken zijn te bestellen door het verschuldigde bedrag over te schrijven op postbanknummer 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van de bestelcode. Uw overschrijving geldt als bestelformulier. De portokosten zijn voor onze rekening.

