

Epiphytische Flechten im Wandel von Immissionen und Klima • Ergebnisse einer Vergleichskartierung 1989/2007 in Nordwestdeutschland

Uwe de Bruyn · Hans-Wilhelm Linders · Karsten Mohr

Erhalten: 11. Februar 2008 / Akzeptiert: 3. August 2008 / Online veröffentlicht: 11. Oktober 2008
© Springer-Verlag 2008

Zusammenfassung *Hintergrund, Ziel und Zweck* Borkenbewohnende (epiphytische) Flechten reagieren sehr empfindlich auf verschiedene Umwelteinflüsse wie Stoffgehalte in der Atmosphäre und Temperaturen. Sie haben als Bioindikatoren für Luftverunreinigungen einen hohen Stellenwert bei Umweltuntersuchungen. Basierend auf einer 1989 durchgeführten Kartierung borkenbewohnender (epiphytischer) Flechten in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Raum Nordwestdeutschlands erfolgte 2007 eine Wiederholungsuntersuchung. Dabei galt es, mögliche Veränderungen der Immissionssituation und des Klimas zu erkennen.

Material und Methoden Die Studie basiert auf einer vergleichenden Kartierung epiphytischer Flechten von 355 Trägerbäumen an 45 Monitoringpunkten. Die angewandte Methode orientiert sich an der 1989 angewandten halbquantitativen Erfassung.

Ergebnisse Es stellten sich gravierende Veränderungen in der Vegetation rindenbewohnender Flechten heraus. Insgesamt war eine Erhöhung der Artenzahl an nahezu allen Monitoringpunkten festzustellen. Es wurde eine sehr starke Abnahme säuretoleranter Arten und eine deutliche Zunahme basen- und nährstofffordernder Flechtenarten festgestellt.

Darüber hinaus zeigte sich eine deutliche Zunahme wärmeliebender Flechtenarten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa bei gleichzeitigem Rückgang von Arten mit einem boreal-montanem Verbreitungsschwerpunkt.

Diskussion Die festgestellte Entwicklung steht im Einklang mit überregionalen Beobachtungen. Sie wird im Wesentlichen auf eine großräumig veränderte Immissionssituation, d. h. einer Abnahme der atmosphärischen SO₂-Belastung und Zunahme der Ammoniakbelastung zurückgeführt. Ebenso treten deutliche Auswirkungen der Klimaerwärmung hervor.

Schlussfolgerungen Mit relativ geringem Untersuchungsaufwand ließen sich Veränderungen bei den epiphytischen Flechten in den letzten 18 Jahren aufzeigen. Diese sind relevant für die Beurteilung regional und kleinräumig veränderter Umweltbedingungen, die auch für andere Organismen und Ökosysteme längerfristig von großer Bedeutung sind.

Empfehlungen und Ausblick Unter Verwendung standardisierter Methoden vermitteln epiphytische Flechten ein differenziertes Bild der Luftbelastungssituation in Ballungsräumen und in landwirtschaftlich genutzten Regionen. Darüber hinaus sind sie offensichtlich gute Indikatoren für Temperaturänderungen ihrer Umgebung. Weiterer Forschungsbedarf besteht für die Verwendung epiphytischer Flechten zum Biomonitoring von Klimaveränderungen.

U. de Bruyn
Margaretenstraße 46,
26121 Oldenburg, Deutschland

H.-W. Linders
Reimersstraße 6,
26789 Leer, Deutschland

K. Mohr (✉)
Mittelkamp 11a,
26125 Oldenburg, Deutschland
E-Mail: Karsten.Mohr@lwk-niedersachsen.de

Schlüsselwörter Ammoniak · Ammonium · Bioindikator · Biomonitoring · Nordwestdeutschland · Luftverunreinigungen · Stickoxide · Stickstoff · Wirkungen

Abstract Epiphytic lichens as indicators for changes in air pollution and climate. Results of a comparative survey 1989/2007 in north-west Germany

Background, aim, and scope Lichens growing on tree bark (epiphytic lichens) respond very sensitively to environmen-

tal effects such as chemical substances and air temperature. Therefore, they are used as biomonitors for atmospheric pollution in environmental assessments. Based on a survey of epiphytic lichens in 1989, a repetition was performed in an intensively-used agricultural area of north-west Germany in 2007. The objective of this study was to assess possible changes in air pollution and climate.

Materials and methods The study is based on a comparative inventory of epiphytic lichens, growing on 335 trees at 45 monitoring sites. A simplified half quantitative survey technique of the first survey was used.

Results Indeed, major changes to the epiphytic lichen flora were found. Overall, nearly all monitoring points showed an increase in the level of lichen species. A sharp decrease in acidophile species and a sharp increase in basidophileous and nitrophileous species were detected. In addition, an increase in thermophileous species which are mainly inhabitants of southern European countries was observed, combined with decreases in boreo-montanic species.

Discussion These trends correspond with supra-regional observations. They are primarily attributed to changes in air pollution involving a decrease in SO₂ and an increase in NH₃ concentrations. Clear effects from climate change are evident as well.

Conclusions Changes to epiphytic lichens over a 18-year period could be demonstrated using a relatively low-cost investigation. They are relevant for assessing the changing environmental situation, which is of great importance for other organism groups and ecosystems.

Recommendations and perspectives Using standardized techniques epiphytic lichens are suitable bioindicators for obtaining different types of information about the air pollution in urban areas and in intensively-used agricultural regions. Furthermore they are obviously good indicators of temperature changes in their environment. More research is needed about the suitability of epiphytic lichens for a bio-monitoring of climate changes.

Keywords Ammonia · Ammonium · Bioindicator · Biomonitoring · Deposition · Effects · Nitrogen · Nitrous oxides · North-western Germany

1 Hintergrund, Ziel und Zweck

Rindenbewohnende (epiphytische) Flechten reagieren aufgrund ihrer besonderen biologischen Eigenschaften sehr empfindlich auf Umweltveränderungen (Kirschbaum und Wirth 1995). Sie werden daher seit vielen Jahrzehnten für aussagekräftige und kostengünstige Verfahren zur Beurteilung der Luftqualität in Mitteleuropa genutzt (LeBlanc und Sloover 1970, VDI 2005). Bis zu den 1980er Jahren zählten die seinerzeit dominierenden saurer reagierenden Luftver-

unreinigungen zu den wichtigsten Einflussgrößen und führten besonders in Ballungsgebieten und deren Umgebung zu einem drastischen Rückgang vieler Flechtenarten. Mit der deutlichen Abnahme der SO₂-Belastung in den letzten beiden Jahrzehnten wanderten viele Flechten in diese Räume zurück (Kirschbaum et al. 2006; Stapper 2002). Dabei handelte es sich jedoch nicht nur um die einst verschwundenen Arten. Besonders in den urbanen Randgebieten und in den zuvor geringer belasteten ländlichen Räumen setzte eine Änderung der Artenzusammensetzung ein, die vornehmlich auf die hohe Belastung durch Stickstoff-Immissionen, insbesondere durch Ammoniak zurückgeführt wird (van Herk 1999; Franzen-Reuter et al. 2006). Hauptquelle von Ammoniak sind Tierexkremate, welche aus Tierhaltungsbetrieben, Lagerstätten sowie während und nach der Applikation als Wirtschaftsdünger (Gülle etc.) vom Boden NH₃ freisetzen.

Aus lichenologisch intensiver bearbeiteten Räumen häufen sich Meldungen über die Ausbreitung von Flechtenarten, welche ihren Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa besitzen (van Herk et al. 2002; Aptroot und van Herk 2007). Aufgrund der längerfristig empfindlichen Reaktion von Flechten auf Veränderungen der Temperatur (Henssen und Jahns 1974) und der daraus resultierenden Anpassung bestimmter Flechtengesellschaften an klein- und mesoklimatische Bedingungen (Barkman 1958; Schöller 1991; Stapper und Kricke 2004) ist ein ursächlicher Zusammenhang zwischen Veränderungen epiphytischer Flechtengemeinschaften im Untersuchungsgebiet mit dem aktuellen Klimawandel nahe liegend.

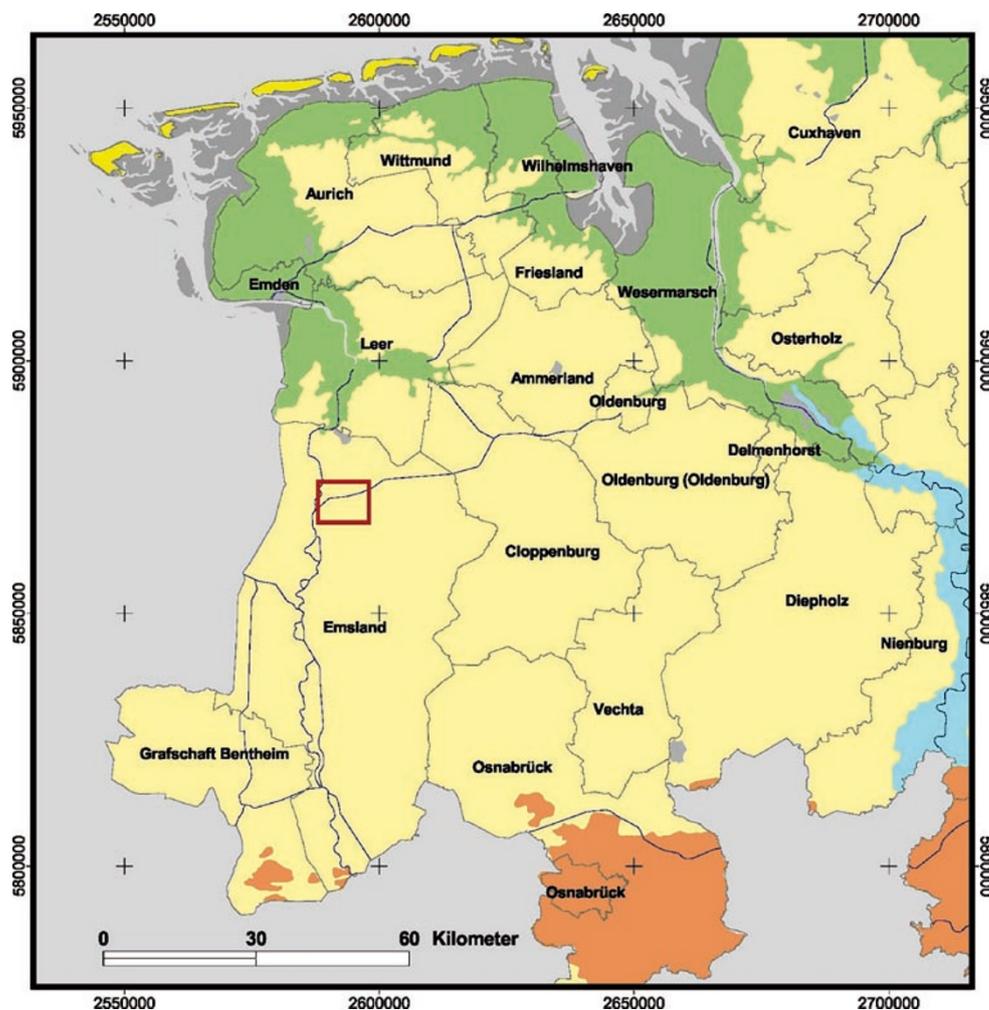
Untersuchungen im nordwestlichen Niedersachsen sollten klären, ob und in welchem Ausmaß die genannten Veränderungen in einer von Ballungsräumen weit entfernt liegenden ländlichen Region zutreffen. Hierfür diene eine Wiederholung einer im Jahr 1989 durchgeführten Kartierung epiphytischer Flechten als Grundlage (Ecoplan 1990).

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Landkreis Emsland im Nordwesten Deutschlands (Abb. 1). Nährstoffarme, pleistozäne Sandböden und ausgedehnte Moorgebiete waren Hauptgründe für die lange Zeit dünne Besiedlung dieser Region. Im Zuge großräumiger Bodenkultivierungen (Trockenlegung, Tiefumbruch) und dem Einsatz von Mineraldünger gewann das Untersuchungsgebiet für die Landwirtschaft erheblich an Attraktivität. Durch die für das Pflanzenwachstum vorteilhaften Klimabedingungen sowie eine günstige Infrastruktur hat sich diese Region zusammen mit den angrenzenden Gebieten der Niederlande, Südoldenburgs und dem südlich angrenzenden Westmünsterland zu einem

Abb. 1 Lage des Untersuchungsgebietes (rot umrandet) im Landkreis Emsland, Nordwest-Deutschland



europaweit landwirtschaftlich am intensivsten genutzten Raum entwickelt. Der Anstieg der Tierzahlen unterstreicht besonders am Beispiel der Geflügelbestände die Intensivierung der Landwirtschaft in den letzten 20 Jahren in den zum Untersuchungsgebiet zählenden Gemeinden (Abb. 2).

2.2 Datenerhebung

Die Studie basiert auf einem zeitlichen Vergleich von Flechtenbeständen älterer, freistehender Bäume aus den Jahren 1989 und 2007. Bei den untersuchten Trägerbäumen handelte es sich vorwiegend um Stieleiche (*Quercus robur*), einer Baumart, mit einer von Natur aus vergleichsweise sauren Borke (Barkman 1958). Daneben wurden die Flechtenbestände einiger Linden (*Tilia spec.*) und Ahorn (*Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*) – trotz ihrer abweichenden Borkenchemie – berücksichtigt.

Die Nomenklatur der Flechten richtet sich zur besseren Übersichtlichkeit nach der Liste der Zeigerwerte Wirth (2001) und folgt nicht zwischenzeitlich erfolgten Neube-

nennungen. Für die in der Zeigerwert-Liste nicht genannten Arten folgt die Nomenklatur Scholz (2000). Aufgrund nicht gesicherter Differenzierung bei der Erstkartierung wurden einige Artenpaare zusammengefasst (Tabelle 1).

Für die Wiederholungskartierung wurden nur Monitoringpunkte (MP) mit mindestens 5 Trägerbäumen derselben Baumart berücksichtigt. Analog zu den in VDI (2005) genannten Kriterien waren 27 der 72 MP für die Erstkartierung ausgewählten MP für eine Wiederholungskartierung ungeeignet. Wichtigste Ursachen waren eine starke Beschattung der Stammbereiche durch aufkommende Gehölze oder eine Unterlassung der Aufastung sowie eine Fällung der Gehölze. Für die Wiederholungskartierung konnten deshalb nur 45 Probepunkte, bestehend aus 35 Eichen (265 Bäume), 5 Ahorn (49 Bäume), 5 Linden (41 Bäume) berücksichtigt werden. Die Anzahl der untersuchten Trägerbäume pro Kontrollpunkt lag zwischen 5 und 18.

Um eine Methodenkonstanz zur Erstkartierung zu gewährleisten, wurde der gesamte Artenbestand epiphytischer Flechten bis zu einer Höhe von ca. 2 m Höhe am Stamm

Abb. 2 Entwicklung der Legehennen-Bestände in den neun Gemeinden des Untersuchungsgebietes 1980–2003 (Daten: Niedersächsisches Landesamt für Statistik)

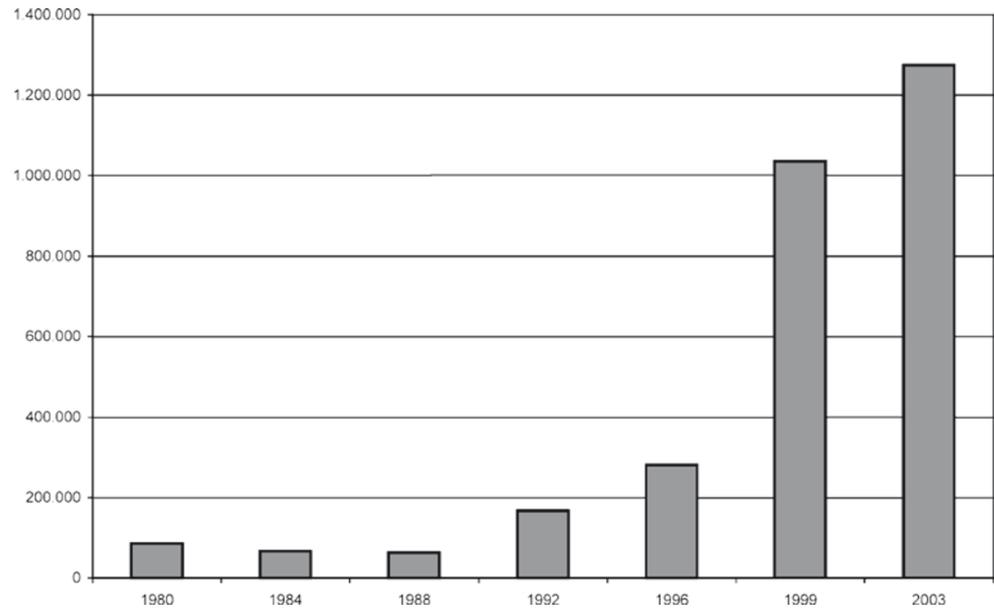


Tabelle 1 Arten aktueller Nomenklatur nach Scholz (2000) und verwendete Synonyme

<i>Caloplaca citrina</i> + <i>Caloplaca flavocitrina</i>	<i>Caloplaca citrina</i> agg.
<i>Candelariella vitellina</i> + <i>Candelariella xanthostigma</i>	<i>Candelariella vitellina/xanthostigma</i>
<i>Lecanora compallens</i> + <i>Lecanora expallens</i>	<i>Lecanora expallens</i> agg.
<i>Lecanora dispersa</i> + <i>Lecanora hageni</i>	<i>Lecanora dispersa</i> agg.
<i>Parmelia glabratula</i> + <i>Parmelia subaurifera</i>	<i>Parmelia glabratula/ subaurifera</i>
<i>Parmelina afrorevoluta</i> + <i>Parmelia revoluta</i>	<i>Parmelia revoluta</i> agg.
<i>Parmelia subrudecta</i> + <i>Parmelia ulophylla</i>	<i>Parmelia subrudecta</i> agg.

der untersuchten Bäume inventarisiert. Im Gegensatz zu den heute gängigen standardisierten Verfahren (VDI 2005, van Herk 1999), erfolgte keine Quantifizierung der Bewuchsdichte am Baumstamm. Vielmehr wurde ausschließlich die Anzahl der Vorkommen einer Art an den aus mehreren Bäumen bestehenden Monitoringpunkten, also die Frequenz, ermittelt.

Zur Bioindikation der an den verschiedenen Lokalitäten im Untersuchungsgebiet bestehenden Standortverhältnisse wurden die von Wirth (2001) den Flechten zugewiesenen ökologischen Zeigerwerte für die Feuchte (*F*), das Nährstoffangebot (*N*), die Substrat-Acidität (*R*), die Temperatur (*T*) und die Toleranz gegenüber Luftschadstoffen (*To*) herangezogen. Einige in dieser Liste fehlende oder unsichere Zeigerwerte wurden nach Kirschbaum und Wirth (1995) ergänzt. Daneben wurden die von van Herk (1999) ver-

wendeten Zeigerarten für die Ermittlung der Ammoniak-Belastung „Nitrofiel Indicatie Waarde“ (NIW) sowie der Säuretoleranz „Acidofiel Indicatie Waarde (AIW)“ ausgewertet. Berechnet wurde für jeden MP der mittlere, mit der Frequenz gewichtete Index eines Zeigerwertes (I_{MP}). Dieser errechnet sich wie folgt:

$$I_{MP} = \frac{1}{\sum_{i=1}^n F_i} \sum_{i=1}^n F_i \cdot XZ_i$$

I_{MP} : Index des mittleren Zeigerwertes *Z* eines Monitoringpunktes

n: Anzahl Flechten mit Zeigerwert *Z* an einem Monitoringpunkt

F_i : Frequenz einer Flechtenart *i* am Monitoringpunkt

Z_i : ökologischer Zeigerwert der Flechtenart *i* für *R*, *N*, *T*, *Tox*, *F* nach Wirth (2001), Werte für Einstufung als AIW- oder NIW-Art nach van Herk (1999) = 1

Für Signifikanzprüfungen der Jahresmittelwerte wurde der Wilcoxon–Wilcox Test herangezogen.

3 Ergebnisse

3.1 Vorkommende Flechten

Bei der Wiederholungskartierung 2007 wurden auf 355 Trägerbäumen insgesamt 76 Flechtenarten nachgewiesen (Tabelle 2). Mit *Bacidia adastrata* (18 Nachweise), *Gyalideopsis anastomosans* (1 Nachweis), *Lecanora sinuosa* (1 Nach-

Tabelle 2 Nachgewiesene Flechtenarten mit ihrer Häufigkeit im Untersuchungsgebiet (Frequenz) und ihren Zeigereigenschaften

	Frequenz (max. 355)		Trend	Zeigerwerte						
	2007	1989		R	N	T	To	F	NIW	AIW
Arten mit R-Wert ≥ 6 und NIW-Arten										
<i>Xanthoria parietina</i>	272	39	+++	7	6	5	7	3	x	
<i>Physcia tenella</i>	178	146	+	6	6		8	3	x	
<i>Lecidella elaeochroma</i>	163	1	+++	6	4	5	6	3		
<i>Parmelia glabratula/subaurifera</i>	159	82	++	6	3		5	5		
<i>Xanthoria polycarpa</i>	136	133	O	6	6	5	7	3	x	
<i>Physcia adscendens</i>	81	15	+++	7	6	5	8	3	x	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	49	10	+++	7	7		7		x	
<i>Xanthoria candelaria</i>	36	75	--	6	7		6	3	x	
<i>Lecanora dispersa</i> agg.	31	7	++	8	6		8	3	x	
<i>Candelariella vitellina/xanthostigma</i>	30	14	++	5	5		6	3	x	
<i>Physcia caesia</i>	26	24	+	8	8	8				x
<i>Parmelia acetabulum</i>	22	32	--	7	5	6	6	3		
<i>Caloplaca citrina</i> agg.	19	1	+++	9	9					
<i>Lecanora chlorotera</i>	223	73	++	6	4	5	6	3		
<i>Candelariella reflexa</i>	23	3	+++	5	5	6	4	5	x	
<i>Physcia dubia</i>	13	14	O	7	7					x
<i>Ramalina fastigiata</i>	13	12	O	6	5	5	2	6		
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	10		+++	7	5	9	3	5		
<i>Physconia grisea</i>	6	4	+	7	7	7	7	2		
<i>Candelaria concolor</i>	5		++	6	5	5	4	3		
<i>Diploicia canescens</i>	2	1	O	8	6	7	8	5		
<i>Lecania cyrtella</i>	2		+	7	5	6	3	3		
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	2		+	8	7					x
<i>Rinodina gennarii</i>	1	1	O	8	6	6		2		
<i>Xanthoria calcicola</i>	1	1	O							x
<i>Lecanora muralis</i>	1			8	8					x
Arten mit R-Wert ≤ 3 und AIW-Arten										
<i>Evernia prunastri</i>	81	206	--	3	3	5	6	3		x
<i>Lecanora conizaeoides</i>		213	---	2		3	9	3		x
<i>Lepraria incana</i>	331	218	++	3	3	5	9	3		x
<i>Cladonia coniocraea/fimbriata</i>	19	16	+							x
<i>Hypogymnia physodes</i>	14	124	---	3	2		8	3		x
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	3	54	---	2	2	5	8	3		x
<i>Lecanora pulicaris</i>	3	58	---	2	3	4	6	3		x
<i>Parmelia revoluta</i> agg.	3	4	O	3	3	7	4	6		
<i>Pseudevernia furfuracea</i>		4	--	2	1	4	7	3		x
<i>Parmelia saxatilis</i>	2	3	O	3	2	4	7	5		x
<i>Ochrolechia androgyna</i>	5		++	2	4	4	4	3		
<i>Cetraria chlorophylla</i>		2	-	3	2	3	5	6		x
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	1			2	1	4	2	6		
<i>Strangospora pinicola</i>	1			3	5	5	8	3		
<i>Pertusaria amara</i>		1		3	2	5	5	4		
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	1			3	3	4	6	3		x
Sonstige										
<i>Amandinea punctata</i>	339	218	++	5	5	5	9	3		
<i>Lecanora expallens</i> agg.	293	296	O	4	4	6	9	3		
<i>Buellia griseovirens</i>	52	68	--	5	3	5	5	4		
<i>Ramalina farinacea</i>	51	39	+	5	3	5	6	4		
<i>Parmelia sulcata</i>	207	245	--	5	4		8	3		
<i>Haematomma ochrol. var. porphyricum</i>	17	10	++	4	3	5		6		

Tabelle 2 (Fortsetzung)

	Frequenz (max. 355)		Trend	Zeigerwerte						
	2007	1989		R	N	T	To	F	NIW	AIW
<i>Parmelia exasperatula</i>	15	12	+	5	4	5	6	3		
<i>Parmelia subrudecta</i> agg.	34	18	++	4	3	7	6	3		
<i>Caloplaca holocarpa</i>	13		+++							
<i>Pyrrhospora quernea</i>	12		++							
<i>Lecanora carpinea</i>	11	19	–	5	3	5	5	3		
<i>Parmelia caperata</i>	10	3	++	4	3	6	3	4		
<i>Cliostomum griffithii</i>	7	1	++							
<i>Lecanora symmicta</i>	6	5	O	5	4	4	4	5		
<i>Parmelia elegantula</i>	6		++	4	3	7	4	5		
<i>Lecania erysibe</i>	4		+							
<i>Parmelia laciniatula</i>	4		+	5	4	7	4	6		
<i>Phlyctis argena</i>	4	5	O	5	3	5	6	3		
<i>Schismatomma decolorans</i>	3		+							
<i>Dimerella pineti</i>	2		+	4	3	5	6	4		
<i>Opegrapha vulgata</i> var. <i>subsiderella</i>	2		+							
<i>Arthonia spadicea</i>	1			4	3	6	5	4		
<i>Chaenotheca trichialis</i>	1			4	3	5	3	4		
<i>Lecidella scabra</i>	1									
<i>Pertusaria pertusa</i>	1			5	3	6	4	5		

Trendangaben (Einzelfunde nicht bewertet): – schwache Abnahme; -- mittlere Abnahme; --- starke Abnahme; o weitgehend unverändert, + schwache Zunahme, ++ mittlere Zunahme, +++ starke Zunahme
Zeigerwerte nach Wirth (2001)

x Indikatorart für NIW- und AIW nach van Herk (1999)

weis), *Lecidella flavosorediata* (1 Nachweis), *Protoparmelia oleagina* (1 Nachweis) und *Rinodina pityrea* (8 Nachweise) wurden mehrere Sippen erfasst, die 1989 noch nicht beschrieben oder noch nicht erkannt wurden. Diese Sippen wurden daher nicht weiter in die Auswertung einbezogen. Auch unter Berücksichtigung des taxonomischen Abgleichs wurden insgesamt 67 Sippen für die vergleichende Auswertung übernommen. Von ihnen wurden bei der Erstkartierung 48 Sippen und bei der Wiederholungskartierung insgesamt 63 Sippen festgestellt. Die durchschnittliche Artenzahl an den einzelnen Probepunkten stieg signifikant um über 10% von 15,4 im Jahr 1989 auf 17,1 Arten im Jahr 2007. Bezogen auf die verschiedenen Trägerbaumarten wurden für beide Erfassungsdurchgänge an Eiche die niedrigsten und an Linde die höchsten durchschnittlichen Artenzahlen festgestellt. Auch die Zunahme der Artenzahl fiel bei den Flechtenbeständen auf Stieleiche am geringsten und bei der Linde am stärksten aus.

3.2 Veränderungen der Artenzusammensetzung

Für mehrere Flechten-Arten wurden gravierende Bestandsrückgänge im gesamten Untersuchungsgebiet registriert (s. Tabelle 2). Dies betrifft vor allem die von Wirth (2001) als säuretolerant (acidophytisch, $R > 7$) oder von van Herk

(1999) für die Ermittlung des AIW herangezogene Arten (AIW-Arten). Besonders extrem ist der Rückgang für *Lecanora conizaeoides*, einer Art, die aufgrund ihrer Toxizität auch in ländlichen Räumen weit verbreitet war. An keinem der noch vor 18 Jahren besiedelten 213 Trägerbäume wurde sie wieder gefunden. Ähnliche Rückgänge sind für ebenfalls an saure Borken angepasste (acidophytische) Arten wie *Hypocnemomyce scalaris*, *Lecanora pulicaris* und *Hypogymnia physodes* (Abb. 3) zu verzeichnen. Die bereits 1989 seltenen *Cetraria chlorophylla* und *Pseudevernia furfuracea* wurden ebenfalls nicht mehr angetroffen. Die größte Konstanz unter den Acidophyten weist *Evernia prunastri* auf, dennoch ist sie an über 60% der ehemals besiedelten Bäume verschwunden. Die 2007 noch vorhandenen Lager der Acidophyten waren in vielen Fällen von reduzierter Größe und Vitalität. Einzelne Neuansiedlungen acidophytischer Arten wurden nur an Linden in Dorfbereichen registriert.

Im Gegensatz zu den Acidophyten haben die von Stickstoff-Immissionen und basischen Einträgen geförderten neutrophytischen und nitrophytischen Arten stark zugenommen. Neben den auffälligen, häufig in der Nachbarschaft zu Tierställen und Mistlagern anzutreffenden gelben Nitrophyten (N -Zeigerwert oder R -Wert > 7) aus den Gattungen *Caloplaca*, *Candelariella* und *Xanthoria* nahmen die grauen *Physcia*- und *Phaeophyscia*-Arten sowie die Krustenflechten

Abb. 3 Bestandsveränderungen von *Hypogymnia physodes* 1989–2007. Angaben (in Prozent) zur Frequenz besiedelter Trägerbäume pro Messpunkt

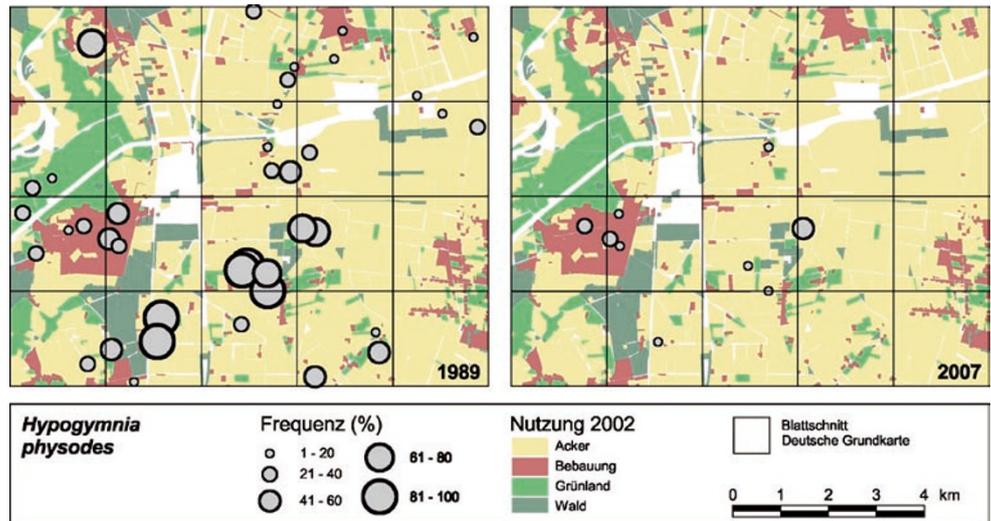
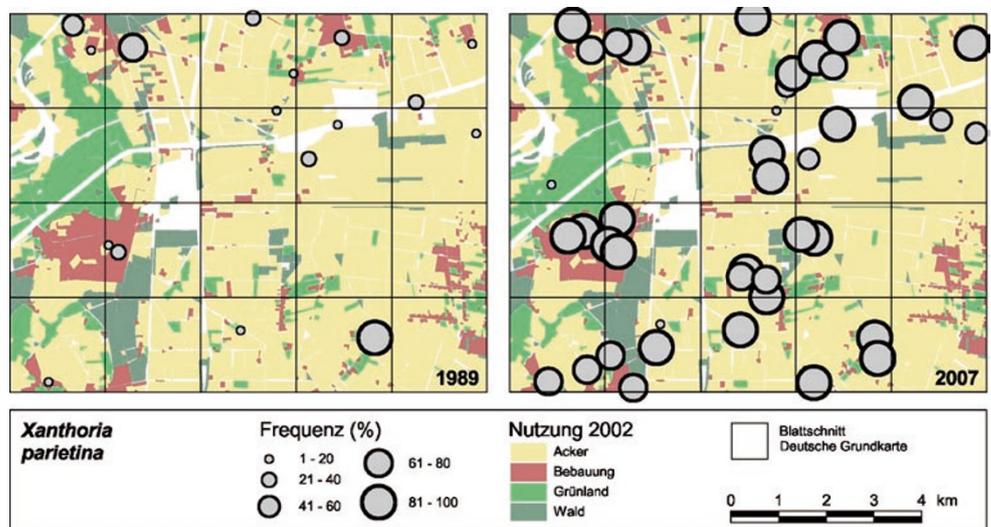


Abb. 4 Bestandsveränderung von *Xanthoria parietina* 1989–2007. Angaben (in Prozent) zur Frequenz besiedelter Trägerbäume pro Messpunkt



Lecanora chlorotera und *Lecidella elaeochroma* ebenfalls deutlich zu. Insbesondere *Xanthoria parietina* verzeichnete einen erheblichen Bestandszuwachs (Abb. 4).

Für die Mehrzahl der *Parmelia*-Arten lässt sich eine leichte Bestandszunahme erkennen. Besonders starke Zunahmen zeigen *Parmelia glabratula/subaurifera* und *Parmelia subrudecta* agg. Eine leichte Abnahme ist für *Parmelia sulcata* und *P. acetabulum* festzustellen. Beide Arten zeigten häufig starke Schädigungen ihrer Lager. Bemerkenswert ist zudem die Zunahme der allgemein als schadstoffempfindlich geltenden Krustenflechten *Opegrapha vulgata* var. *subsiderella* und *Schimatomma decolorans* sowie von *Haematomma ochroleucum*.

Eine ebenfalls auffällige Veränderung im Arteninventar ist das vermehrte Auftreten südlicher und wärmeliebender Arten mit hohen Temperatur-Werten ($T \geq 7$), wie *Diploicia canescens*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Parmelia elegantula*, *P. laciniatula*, oder *P. subrudecta* agg. Gleichzeitig ist ein

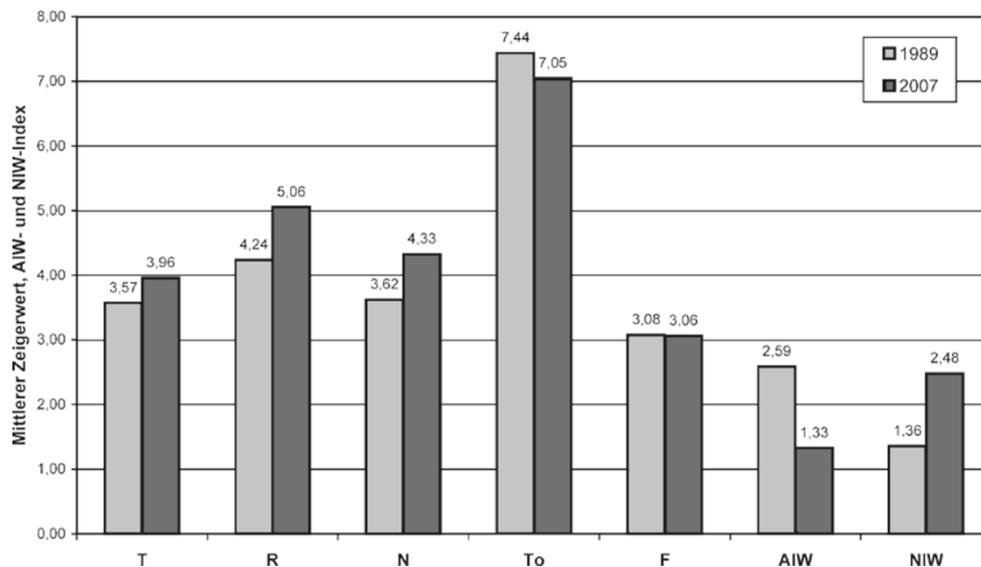
starker Rückgang nördlich verbreiteter Arten, wie *Cetraria chlorophylla*, *Lecanora conizaeoides*, *Lecanora pulicaris* oder *Pseudevernia furfuracea*, festzustellen.

3.3 Zeigerwerte

Deutlicher als durch die einzelnen nachgewiesenen Flechtenarten sowie ihre Zeigereigenschaften kommen die im Untersuchungsgebiet herrschenden Standortverhältnisse mit Hilfe einer synoptischen Auswertung der artspezifischen Zeigerwerte nach Wirth (2001) und ihrer Eigenschaften nach van Herk (1999) zum Ausdruck. In Abb. 5 sind die Mittelwerte der Standortzeigerwerte (I_{MP}) dargestellt.

Es konnte eine deutliche und signifikante Zunahme der mittleren Nährstoff- und Reaktionswerte im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt werden. Eine ebenfalls deutliche, statistisch hochsignifikante Zunahme ($p < 0,001$) ist für den mittleren Temperaturwert festzustellen, während

Abb. 5 Mittlere Zeigerwerte nach (Wirth 2001) sowie der AIW- und NIW-Indizes nach van Herk (1999) aus den Jahren 1989 und 2007



die mittleren Feuchte-Werte unverändert blieben und die Toxizitätswerte geringfügig abnahmen. Von den nach van Herk (1999) spezifizierten Zeigerarten haben die säuretolerierenden AIW-Arten seit 1989 um etwa die Hälfte abgenommen; in vergleichbarem Umfang nahmen die durch Ammoniakwirkungen geförderten (NIW-) Arten zu. Die in der Vergangenheit festgestellte Empfindlichkeit gegen sauer reagierende Luftverunreinigungen vieler Neutrophyten und AIW-Arten erklärt die Abnahme des mittleren Toxizitätswertes.

Die typischen, 1989 noch ausgeprägten baumart-spezifischen Unterschiede der Flechten-Diversität auf Eiche, Linde und Ahorn haben sich im Jahr 2007 weitgehend nivelliert (Tabelle 3). Hervorgerufen wurde dies durch einen vergleichsweise starken Anstieg des NIW-Index und der R- und N-Zeigerwerte auf Eiche und sogar einer leichten Zunahme des AIW-Index bei Ahorn. Auf der saureren Borke von Eiche lag das Niveau der R- und N-Zeigerwerte sowie des mittleren NIW-Index allgemein niedriger als von Ahorn und Linde. Umgekehrt verhielt es sich in beiden Kampagnen mit den Temperatur-Zeigerwerten. Nur die mittleren Temperaturzeigerwerte bei Eiche behielten gegenüber den anderen Baumarten ein deutlich höheres Niveau.

3.4 Räumliche Verteilung

Für den räumlichen Vergleich der mittleren Zeigerwerte und Indizes wurden nur die 35 MP mit Stieleiche als Trägerbaum berücksichtigt. Die mittleren Temperatur-, Feuchte- und Toxizitätswerte weisen ein relativ homogenes Verteilungsmuster auf und unterscheiden sich in der Nähe von Ackerflächen, Grünländern, Stallanlagen oder Wohnsiedlungen vergleichsweise wenig (Tabelle 4). Deutlich abgenommen haben die Toxizitätswerte nach 1989 in Grünlandgebie-

ten, was auf einen Rückgang saurer Luftbelastungen hindeutet. Bei den mittleren Temperaturwerten war der Anstieg in der Nähe von Ackerflächen mit 15% am stärksten ausgeprägt. Hier war auch die größte Zunahme der mittleren R- und N-Werte zu verzeichnen. Abbildungen 6 und 7 zeigen die räumliche Verteilung und den zeitlichen Vergleich am Beispiel der mittleren R-Zeigerwerte und der AIW-Indizes im Untersuchungsgebiet. Der Rückgang NH_3 -empfindlicher Arten kam in Grünland- und Ackergebieten mit einer deutlichen Abnahme der AIW-Indizes von 59% bzw. 62% nahezu identisch zum Ausdruck, während Ackergebiete mit 250% die markanteste Zunahme der NIW-Arten zu verzeichnen hatten. In abgeschwächter Weise war ein ähnlicher Trend in den Siedlungsgebieten festzustellen.

In Grünlandgebieten lagen die R- und N-Werte in beiden Perioden auf dem niedrigsten Niveau, welches auf eine im Vergleich zu anderen Bodennutzungen geringere NH_3 -Belastung hindeutet. Diese Bereiche werden als Bestandteil eines weiträumig extensiv genutzten Schutz-Gebietes wahrscheinlich weniger gedüngt. Mit Ausnahme dieser Monitoringpunkte (Q09, Q16) kam es – den baumartspezifischen Unterschieden vergleichbar – auch bei der räumlichen Ver-

Tabelle 3 Mittlere Zeigerwert-Indizes und AIW- und NIW-Indizes von Flechtengemeinschaften unterschiedlicher Trägerbäume in den Jahren 1989 und 2007

		R	N	T	To	F	AIW	NIW
Eiche	1989	4,00	3,36	3,72	7,53	3,11	2,92	0,92
	2007	4,94	4,21	4,11	7,10	3,11	1,37	2,05
Ahorn	1989	5,17	4,75	2,99	7,40	2,96	0,74	2,63
	2007	5,50	4,75	3,36	6,92	2,80	1,01	3,19
Linde	1989	5,01	4,37	3,10	6,87	2,92	2,10	3,13
	2007	5,43	4,75	3,56	6,83	2,95	1,35	4,75

Tabelle 4 Mittlere Zeigerwerte und Indizes von Flechtengemeinschaften auf Eiche in der Nachbarschaft zu verschiedenen Flächennutzungen (Veränderungen gegenüber 1989 in Prozent)

		<i>R</i>	<i>N</i>	<i>T</i>	<i>To</i>	<i>F</i>	AIW	NIW
Acker	1989	3,8	3,1	3,7	7,8	3,1	3,2	0,5
	2007	5,0	4,2	4,2	7,4	3,1	1,3	1,7
	%	33,0	35,4	14,9	-4,8	0,0	-59,2	250,0
Grünland	1989	3,4	2,8	4,1	7,4	3,2	3,9	0,5
	2007	4,1	3,5	4,1	6,3	3,0	1,5	0,8
	%	18,2	27,5	1,2	-15,0	-6,7	-61,6	64,9
Hofstellen	1989	5,2	4,5	3,7	6,5	3,2	1,3	2,9
	2007	5,2	4,4	3,8	6,5	3,2	1,3	3,7
	%	0,0	-1,2	3,3	0,0	0,0	-2,7	26,6
Siedlung	1989	4,2	3,6	3,7	7,7	3,1	2,7	1,1
	2007	5,0	4,4	4,0	7,3	3,2	1,7	3,0
	%	20,2	22,3	7,3	-5,7	3,3	-37,2	161,2

Abb. 6 Mittlere Reaktions-Zeigerwerte an 35 Monitoringpunkten mit Eiche als Trägerbaum 1989 und 2007

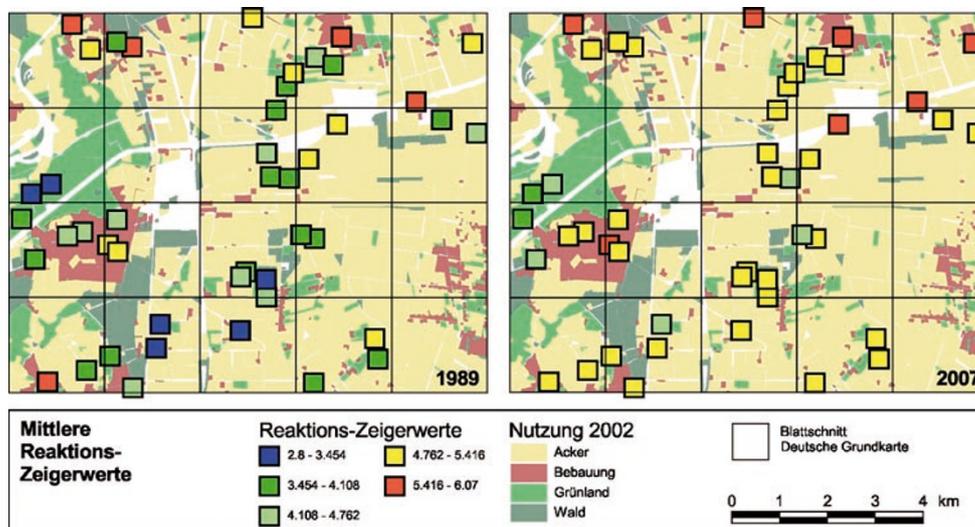
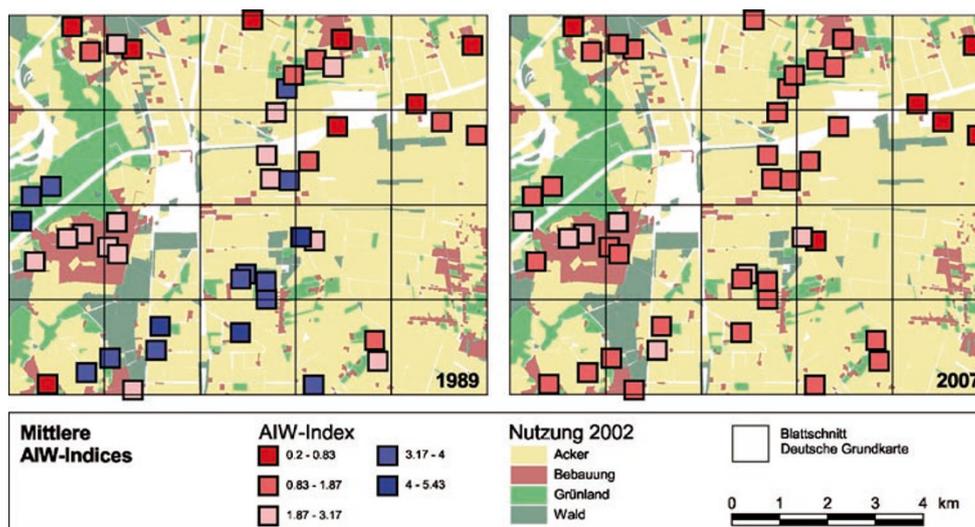


Abb. 7 Mittlere AIW-Indizes an 35 Monitoringpunkten mit Eiche als Trägerbaum 1989 und 2007



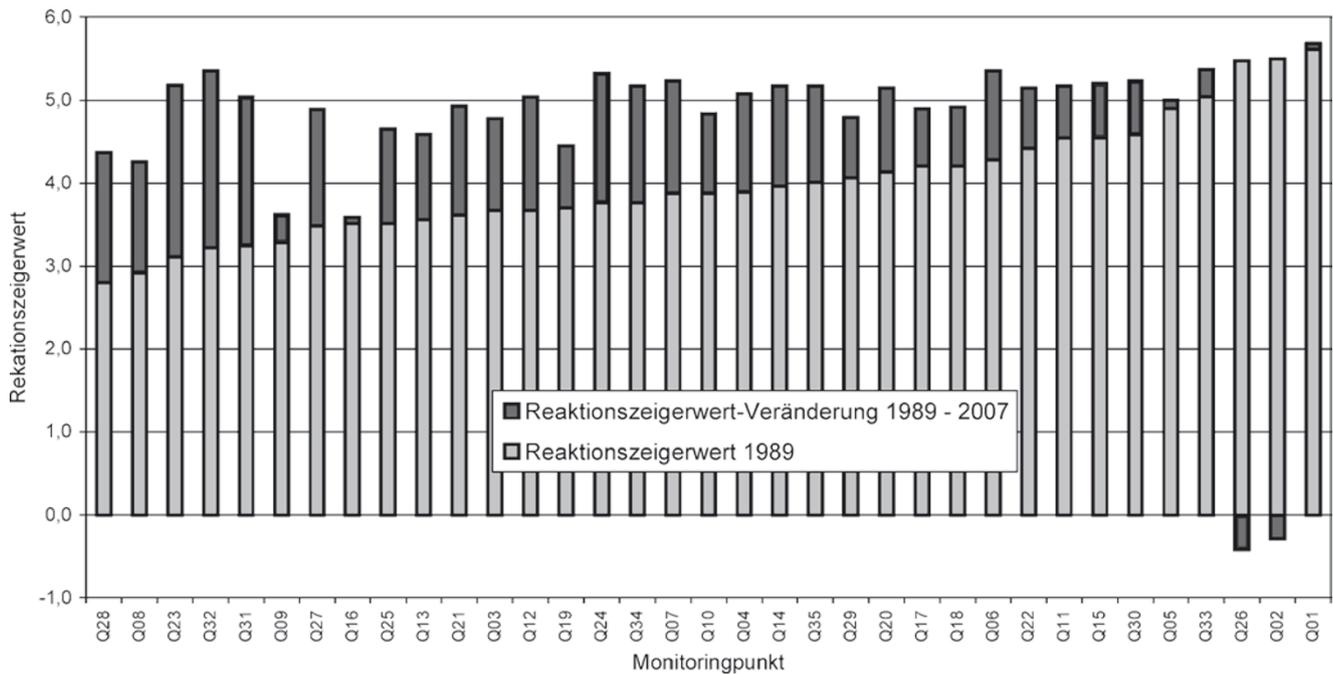


Abb. 8 Veränderung der mittleren Reaktions-Zeigerwerte zwischen 1989 und 2007 an 35 Monitoringpunkten mit dem Trägerbaum Eiche

teilung zu einer Nivellierung der mittleren *R*-Zeigerwerte (Abb. 8). Die Zunahme neutrophytischer Arten war besonders hoch auf Bäumen mit einem 1989 noch stärker acidophytischen Bewuchs. Hingegen haben sich in der Nachbarschaft vieler der 1989 bereits vorhandenen Hofstellen die hohen *R*- und *N*-Zeigerwerte- sowie NIW-Indizes kaum noch erhöht. Der unmittelbare Einfluss der zwischenzeitlich neu entstandenen Stallanlagen ließ sich nicht genauer dokumentieren, da in ihrer Nähe (bis 100m entfernt) keine Monitoringpunkte lagen.

4 Diskussion

Achtzehn Jahre nach einer Flechtenkartierung im Jahr 1989 waren erhebliche Unterschiede in der Zusammensetzung epiphytischer Flechten zu erkennen. Typische Artenzusammensetzungen aus acidophytischen Arten auf der Hauptbaumart Stieleiche (Barkman 1958, Klement 1955) waren 2007 im Untersuchungsgebiet nicht mehr anzutreffen. Acidophytische (AIW-) Arten wie *Hypogymnia physodes*, *Lecanora conizaeoides*, *Hypocenomyce scalaris* und *Lecanora pulicaris* mit entsprechend niedrigen *R*-Zeigerwerten (<4) zählten noch im Jahr 1989 im UG, ebenso wie in anderen Regionen Mitteleuropas, zu den häufigsten Flechtenarten. Aufgrund ihrer geringen SO₂-Empfindlichkeit galten sie als besonders immissionsresistent und waren in hoch belasteten Industrieräumen anzutreffen (Heidt 1978; Herzig und Urech 1991; Köhle 1977). In den 1980er Jahren prägten sauer re-

agierende Luftverunreinigungen wie SO₂ und NO_x auch in ländlichen Räumen die Immissionssituation, während derzeit mit pH-Werten zwischen 5,5–6 von saurem Regen keine Rede mehr sein kann (Dämmgen 2005). Hierzu hat der Rückgang saurer Luftschadstoffe ebenso wie der Anstieg von Ammoniak geführt, denn NH₃ ist großräumig der einzige bedeutsame Immissionstyp alkalischer Reaktion. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Räumen kommt ihm daher eine entscheidende Rolle in der chemischen Zusammensetzung der bodennahen Atmosphäre zu (Dämmgen 2005). Diese besonders in den letzten 2 Jahrzehnten stattgefundene Entwicklung spiegelt sich im UG in einer Zunahme der mittleren *R*-Zeigerwerte der Ellenberg'schen Zeigerwerte nach Wirth (2001) sehr deutlich wider. Allerdings waren schon 1989 im UG mit acidophytischen Arten und einer Vielzahl neutrophytischer Arten untypische Artenkonstellationen festzustellen, die, wie in anderen ländlichen Regionen Mitteleuropas, seinerzeit bereits auf Einflüsse landwirtschaftlicher Nutzung zurückgeführt wurden (van Dijk 1987; Jacobsen 1992; Mohr 1992). Bei diesen und den sich in den Folgejahren weiter ausbreitenden Arten handelt es sich überwiegend um Arten, die natürlicherweise nicht auf Eiche, sondern auf basischem Gestein oder schwach sauren Borken von Pappeln und Weiden verbreitet sind oder – durch äußere Einflüsse gefördert – in der Nähe zu Dunglagern und Tierställen bzw. an Vogelsitzplätzen, auftreten (Fрати et al. 2007; Wirth 1995).

Ammoniak wirkt in hohen Konzentrationen schädigend. Bei Gefäßpflanzen ruft es über 50 μg m⁻³ und bei Mensch

und Tier erst bei mehreren tausend $\mu\text{g m}^{-3}$ toxische Reaktionen hervor (Adaros und Dämmgen 1994; van Dijk et al. 2001). Seine ökologische Relevanz resultiert in erster Linie aus der bereits mit niedrigen NH_3 -Konzentrationen ($>2 \mu\text{g m}^{-3}$) verbundenen erhöhten Stickstoffdeposition. Diese kann insbesondere bei naturnahen Ökosystemen zu unerwünschten Eutrophierungs- und Versauerungseffekten führen (Krupa 2003). Flechten reagieren besonders empfindlich auf NH_3 ; die Wirkung von Stickoxiden wird allgemein als deutlich geringer eingestuft. Ihre Eignung als Bioindikator von Stickstoffimmissionen beschränkt sich somit weitgehend auf die der NH_3 -Immissionskonzentrationen in der Luft, während sich die räumliche Verteilung der N-Depositionen deutlich besser in den N-Konzentrationen von Bodenmoosen widerspiegelt (Mohr, 1999; Mohr 2007a; Schumacher et al. 2006).

Messungen von NH_3 -Konzentrationen in der Atmosphäre wurden im UG nicht durchgeführt, jedoch wurden in einem vergleichbar intensiv agrarisch genutzten Gebiet dieser Region mit ähnlicher Flechtenausstattung Jahresmittelwerte von 8–10 $\mu\text{g m}^{-3}$ gemessen (Dämmgen 2005). In den benachbarten Niederlanden fehlte *Hypogymnia physodes* bei mittleren Immissionskonzentrationen von über 13 $\mu\text{g m}^{-3}$ NH_3 (van Herk et al. 2002). In Expositionsexperimenten zeigte *Hypogymnia physodes* bereits Schäden bei mittleren Konzentrationen über etwa 4 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Mohr 2001). Ähnliche Reaktionen waren bei der gegenüber klassischen (sauren) Luftverunreinigungen als besonders ‚rauchharte‘ Flechtenart geltenden *Lecanora conizaeoides* festzustellen, während *Xanthoria parietina* auch bei NH_3 -Konzentrationen von über 40 $\mu\text{g m}^{-3}$ noch vital blieb (Steffens und Mohr 1997). Der drastische Rückgang besonders NH_3 -empfindlicher Arten wie der acidophytischen *Hypogymnia physodes* und *Lecanora conizaeoides* ist daher schon allein auf die hohen NH_3 -Konzentrationen zurück zu führen. Demgegenüber kann die Zunahme der neutrophytischen NIW-Arten nach van Herk et al. (2002) in den benachbarten Niederlanden vornehmlich mit dem basischen Einfluss von NH_3 und weniger mit der Reduktion saurer (SO_2 -) Immissionen in Verbindung gebracht werden. Einen deutlichen Rückgang der NIW-Zeigerarten in jüngerer Zeit stellte Sparrius (2007) nach einer konsequenten Senkung der NH_3 -Emissionen in den Niederlanden um ca. 30% seit der Maximalbelastung fest.

Neben dem Säurestatus des Substrates spielt vermutlich aber auch das höhere Angebot des natürlichen Pflanzennährstoffes Ammoniak eine Rolle, das insbesondere dem Algenpartner zugute kommt und dadurch destabilisierend auf die Symbiose wirken kann. Hygrisch begünstigte Standorte, wo die Photosyntheseleistung der Alge zunimmt und die Bedeutung des transpirationshemmenden Pilzpartners abnimmt (Jahns und Ott 1983), weisen bei erhöhter NH_3 -Belastung auffällig stark verarmte Flechtenbestände auf. Derartige

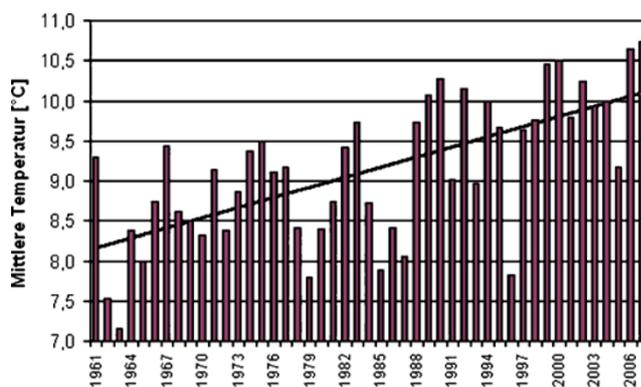


Abb. 9 Entwicklung der Temperatur-Jahresmittelwerte in °C im Untersuchungsgebiet (DWD 2008)

Verhältnisse, wie sie für die grundwassernahen Grünlandbereiche oder die etwas stärker beschatteten Baumstämme im UG, für Hochlagen (Kienesberger et al. 2007) oder auch in Wäldern (Stapper 2000) zutreffen, können die Beurteilung der Immissionsituation mit Hilfe der Diversität epiphytischer Flechten erschweren, aber auch als Indiz erhöhter Stickstoffeinträge gewertet werden (Mohr 2007b).

Weitere Erkenntnisse aus der Wiederholungskartierung ergeben sich bei der statistischen Auswertung der Temperaturzeigerwerte, welche im Mittel deutlich zugenommen haben. Trotz der Unsicherheit, die mit der Verwendung von Zeigerwerten verbunden ist (Wirth 2001), deutet sich zumindest mit dem Anstieg des Mittelwertes der aus 355 Einzelaufnahmen errechneten T -Zeigerwerte von 3,57 auf 3,96 eine signifikante Veränderung ($p < 0,001$) der klimatischen Situation im Untersuchungsgebiet an. Bei der Berücksichtigung einer von John (2007) modifizierten Zeigerwerteliste hätte sich eine noch stärkere Zunahme des mittleren Temperaturwertes ergeben. In Ackergebieten, die im UG überwiegend mit Mais bestellt und mehrere Monate vegetationsfrei sind, war dieser Effekt am deutlichsten ausgeprägt. Der mittlere Feuchte-Zeigerwert von 1989 ist nahezu unverändert geblieben. Dies deutet darauf hin, dass mikroklimatische Veränderungen durch lokale Einflüsse (abnehmende Beschattung, Entwässerung etc.) keine wesentliche Rolle gespielt haben dürften. Abbildung 9 veranschaulicht einen signifikanten Anstieg der mittleren Temperaturen im UG, der in den letzten beiden Jahrzehnten besonders gravierend war. Nach 1960 lag der Temperaturanstieg im UG mit ca. 2 °C deutlich über der globalen Zunahme von 0,6 °C (IPCC 2007).

Dennoch ist davon auszugehen, dass der Anstieg der T -Zeigerwerte nicht ausschließlich auf eine Temperaturerhöhung zurück zu führen ist, denn unter den Arten mit höherem T -Zeigerwert befinden sich teilweise auch neutrophytische, durch NH_3 geförderte Arten. Auch der Rückgang von *Lecanora conizaeoides* (R -Wert: 2, T -Wert: 3)

und einiger Acidophyten mit boreal-montanem Verbreitungsschwerpunkt (z. B. *Pseudevernia furfuracea*) trägt zur Interaktion der Bioindikation von NH_3 -Immissionen und Temperaturveränderungen bei (van Herk et al. 2002; John 2007).

Hinweise lassen sich auch aus der Einwanderung oder Ausbreitung von Arten (*Hyperphyscia adglutinata*, *Parmelia caperata* agg.) mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt ableiten. Von *Hyperphyscia adglutinata* liegen bis 1900 nur wenige Nachweise aus Niedersachsen mit einem Schwerpunkt im Weser-Ems-Gebiet vor (Hauck 1996). Die Art wurde aufgrund fehlender Nachweise bis 1995 für Niedersachsen als „verschollen/ausgestorben“ eingestuft (Wirth et al. 1996). Im Rahmen intensiver Erfassungen epiphytischer Flechten im nördlichen Weser-Ems-Gebiet zwischen 1997 und 2000 (de Bruyn 2000) konnte nur ein Fundort unmittelbar an der niederländischen Grenze erbracht werden. Seitdem ist eine sehr rasche Wiederansiedlung von *Hyperphyscia adglutinata* von West nach Ost festzustellen. Die derzeit bekannte östliche Verbreitungsgrenze verläuft in Oldenburg und hat sich damit seit 2000 um mindestens 70 Kilometer nach Osten verschoben. Diese Ausbreitungswelle passt sehr gut mit dem Verlauf der Bestandsentwicklungen in den Niederlanden zusammen (van Herk und Aptroot 2004). Im weiteren Umfeld des UG ist *Hyperphyscia adglutinata* inzwischen als relativ häufig einzustufen. Die aktuellen Bestandszunahmen für diese Art übertreffen die historischen Bestände um ein Vielfaches.

In jüngerer Zeit tritt neben der auffällig hell-grünen *Parmelia caperata* eine zweite sehr ähnliche Art (*P. soledians*) mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen verstärkt in Norddeutschland auf. Für *Parmelia caperata* wurde im UG eine deutliche Bestandszunahme seit 1989 festgestellt. Sie bevorzugte in Norddeutschland in der Vergangenheit wärmebegünstigte Standorte, z. B. am Stammfuß älterer Bäume oder Innenstadtbereiche (Barkmann 1958; Mohr 1992; Woesner 1992), oftmals vergesellschaftet mit der ebenfalls aktuell stark zunehmenden *Parmelia revoluta* (Temperatur-Zahl: 7). Die sehr ähnliche *Parmelia soledians* zählt zu den Neueinwanderern aus Südeuropa. In einer modifizierten Zeigerwerte-Liste weist ihr John (2007) die höchste Temperatur-Zahl 9 zu. Sie wurde an den Monitoringpunkten im UG zwar nicht festgestellt, doch breitet sie sich in dieser Region derzeit rasch aus (de Bruyn 2000; van Herk et al. 2002; Sparius 2007). Auch die Zunahme von Flechten mit wärmeliebenden Trentepohlia-Algen als Phycobiont (z. B. *Opegrapha vulgata* var. *subsiderella*, *Schismatomma decolorans*) werten Aptroot und van Herk (2007) als Hinweis eines Temperaturanstiegs.

Obwohl noch Fragen zu den Synergieeffekten der NH_3 - und Temperatureinflüsse auf epiphytische Flechten offen sind (John 2007), lassen sich die geschilderten Entwicklungen nur durch einen meso- und großklimatisch bedingten Temperaturanstieg erklären.

5 Schlussfolgerungen

Bereits mit einer relativ einfachen (halb-quantitativen) Erfassung ließen sich nach 18 Jahren Veränderungen der rindenbewohnenden Flechten aufzeigen, die sich im Wesentlichen in einer Zunahme der NH_3 -Immissionen und der Temperaturen begründen. Die konsequente Verwendung weiterer, standardisierter Verfahren (VDI 2005; van Herk 1999) hätte die Aussagemöglichkeiten möglicherweise noch erweitert. Aufgrund ihrer Vorkommen sowohl in der Natur- als auch in der intensiv genutzten Kulturlandschaft können epiphytische Flechten im Unterschied zu vielen anderen Klimaindikatoren (Schröter et al. 2005) derartige Veränderungen der Atmosphäre in nahezu allen terrestrischen Lebensräumen anzeigen. Vor dem Hintergrund der schwer prognostizierbaren NH_3 -Belastung und der ebenfalls schwer vorhersagbaren Veränderungen des Klimas erhalten epiphytische Flechten ihre Bedeutung nicht nur als Bioindikatoren von Luftverunreinigungen sondern auch als Klimaindikatoren.

6 Empfehlungen und Ausblick

Nicht nur in Ballungsräumen, sondern großräumig, zunehmend auch in landwirtschaftlich genutzten Regionen besteht ein Bedarf an Informationen zur aktuellen Immissionssituation sowie deren schwer prognostizierbarer Tendenz. Flächendeckende Flechtenkartierungen können dazu mit verhältnismäßig geringem Aufwand einen großen Beitrag leisten. Ein besonderer Forschungsbedarf besteht für die Verwendung epiphytischer Flechten zum Biomonitoring von Klimaveränderungen.

Literatur

- Adaros G, Dämmgen U (1994) Phytotoxische Wirkungen der aktuellen NH_3 -Immissionen. Wiss Mitt FAL SH 146:1–124
- Aptroot A, van Herk CM (2007) Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with Trentepohlia phycobionts. Env Poll 146:293–298
- Barkman JJ (1958) Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Assen 625 S
- Dämmgen U (2005) Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Landbauforsch Völknerode SH 279:1–113
- de Bruyn U (2000) Zur aktuellen Verbreitung epiphytischer Flechten im nördlichen Weser-Ems-Gebiet. Oldbg Jb 100:281–318
- DWD (2008): Schriftliche Mitteilung des Deutschen Wetterdienstes. Klima-Daten für die Station Dörpen-Schleuse
- Ecoplan (1990) Unveröff. Fachgutachten zum Bau einer geplanten Sondermüllverbrennungsanlage im Auftrag der EWE AG Oldenburg, 180 S.
- Franzen-Reuter I, Gehrman J, Frahm JP (2006) Monitoring der Luftqualität mit Flechten und Moosen. LÖBF-Mitt 2/06:30–35
- Fрати L, Santoni S, Nicolardi V, Gaggi C, Brunialti G, Guttova A, Gaudio S, Pati A, Printos SA, Loppi S (2007) Lichen biomonitoring

- of ammonia emission and nitrogen deposition around a pig stock-farm. *Env Poll* 146:311–316
- Hauck M (1996) Die Flechten Niedersachsens. Bestand, Ökologie, Gefährdung und Naturschutz. *Naturschutz Landschaftspfll Niedersachs* 36:1–208
- Heidt V (1978) Flechtenkartierung und ihre Beziehung zur Immissionsbelastung des südlichen Münsterlandes. *Biogeographica* XII:1–93
- Henssen A, Jahns HM (1974) Lichenes. Eine Einführung in die Flechtenkunde. Stuttgart, 467 S.
- Herzig R, Urech M (1991) Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz. 1991. *Bibl Lich* 43:1–283
- IPCC (2007) Climate change 2007–Synthesis Report. S. 1–72, http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf
- Jacobsen P (1992) Flechten in Schleswig-Holstein: Bestand, Gefährdung und Bedeutung als Bioindikatoren. *Mitt AG Geobot Schlesw-Holst* 42:1–234
- Jahns HM, Ott S (1983) Das Mikroklima dicht benachbarter Flechtenstandorte. *Flora* 173:223–232
- John V (2007) Stickstoff und Wärme–Synergieeffekte oder gegenseitige Verschleierung der Wirkung auf Flechten. *VDI-KRdL Schriftenreihe* 37, ISSN 1435-1633, Düsseldorf, S. 109–118
- Kienesberger A, Pfleger HS, Than B, Türk R (2007) Epiphytische Flechten an Probestellen für immissionsökologische Untersuchungen nach der VDI-Methode 2005 und Untersuchungen über die Artenzusammensetzung in industriefernen Flächen—ein Hinweis für zunehmenden Einfluss von Stickstoff-Verbindungen. *VDI-KRdL Schriftenreihe* 37. ISSN 1435-1633, Düsseldorf, S. 119–128
- Kirschbaum U, Windisch A, Vorbeck A, Hanewald K (2006) Mapping lichen diversity in Wetzlar and Giessen as an indicator of air quality. *Gefährst Reinh Luft* 66:272–280
- Kirschbaum U, Wirth V (1995) Flechten erkennen, Luftgüte bestimmen. Stuttgart, 128 S.
- Klement O (1955) Prodrum mittteleuropäischer Flechtengesellschaften. *Feddes Repertorium* 135:5–194
- Köhle U (1977) Möglichkeiten und Grenzen der Verwendung von Flechten als Bioindikatoren für Luftverschmutzungen. Diss. Uni Tübingen
- Krupa SV (2003) Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environ Pollut* 124:179–221
- LeBlanc F, de Sloover J (1970) Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can J Bot* 48:1485–1496
- Mohr K (1992) Soziologie epiphytischer Flechtengemeinschaften in ländlichen Gebieten Nordwest- Niedersachsens. *Int J Lichenol* 5(1–2):81–97
- Mohr K (1999) Passives Monitoring von Stickstoffeinträgen in Kiefernforsten mit dem Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.). *Umweltwiss Schadst Forsch* 11(5):267–274
- Mohr K (2001) Stickstoffimmissionen in Nordwestdeutschland—Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen auf Kiefernforsten und Möglichkeiten der Bioindikation. Dissertation Universität Oldenburg, 182 S., <http://www.ibit.uni-oldenburg.de/19588.html>
- Mohr K (2007a) Biomonitoring von Stickstoffimmissionen—Möglichkeiten und Grenzen von Bioindikationsverfahren. *Umweltwiss Schadst Forsch* 19(4):255–264
- Mohr K (2007b) Biomonitoring von Stickstoffimmissionen. *KRdL-Experten-Forum: Stickstoff und die Wirkungen auf die Vegetation*. *VDI-KRdL Schriftenreihe* 37, ISSN 1435-1633. Düsseldorf, S. 129–137
- Schöller H (1991) Flechtenverbreitung und Klima: Vegetationsökologische Untersuchungen zur Rolle der Flechten in naturnahen Traubeneichenwäldern des Taunus. Berlin, 250 S.
- Scholz P (2000) Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. *Schriften Vegetationskde* 31:1–298
- Schröter D, Polsky C, Patt AG (2005) Assessing vulnerabilities to the effects of global change: an eight step approach. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 10(4):573–596
- Schumacher J, Janssen AM, Frahm JP (2006) Spiegelt der VDI-Luftgüteindex die Schadstoffbelastung durch NO₂ und SO₂ wider? *Herzogia* 19:205–213
- Sparrus, LB (2007) Response of epiphytic lichen communities to decreasing ammonia air concentrations in a moderately polluted area of The Netherlands. *Env Poll* 146(2):375–379
- Stapper NJ (2000) Epiphytische Moose und Flechten auf Walddauerbeobachtungsflächen. *LÖBF Mitt* 4/00:67–74
- Stapper NJ (2002) Epiphyten haben sich seit 1999 im Bestand weiter ausgebreitet. *LÖBF Mitt* 4/02:49–54
- Stapper NJ, Kricke R (2004) Epiphytische Moose und Flechten als Bioindikatoren von städtischer Überwärmung, Standorteutrophierung und verkehrsbedingten Immissionen. *Limpricha* 24:187–208
- Steffens G, Mohr K (1997) Untersuchungen zur Wirkung von Stickstoffimmissionen auf Böden und Vegetation in der Nachbarschaft eines Legehennenbetriebes. Unveröff. Forschungsbericht der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Oldenburg, 65 S.
- van Dijk CJ, Franzaring J, van Alfen AJ (2001) Invloed van ammoniak op boomwekerijgewassen en fruitbomen. *Nota 57*. Plant Research International Wageningen, S. 1–28
- van Dijk HWJ (1987) Intensieve Veehouderij, zure Regen und Lichen. *Sammenvatting van interim rapportage*, Sonderdruck, 10 S.
- van Herk CM (1999) Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist* 31:9–20
- van Herk CM, Aptroot A (2004) *Veldgids Korstmossen*. Uitgeverij KNNV, Utrecht, 423 S.
- van Herk CM, Aptroot A, van Dobben HF (2002) Long-time monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist* 34:141–154
- VDI (2005) Kartierung der Diversität epiphytischer Flechten als Indikator der Luftgüte—biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen mit Flechten (Bioindikation). *VDI 3957 B* 13, 27 S.
- Wirth V (1995) Die Flechten Baden-Württembergs. Teil 1 und 2, Stuttgart, 1006 S.
- Wirth V (2001) Zeigerwerte von Flechten. *Scripta Geobotanica* 18, Göttingen, S. 221–243
- Wirth V, Schöller H, Scholz P, Ernst G, Feuerer T, Gnüchtel A, Hauck M, Jacobsen P, John V, Litterski B (1996) Rote Liste der Flechten (Lichenes) der Bundesrepublik Deutschland. *Schriften Vegetationskde* 28:307–368
- Woesner E (1992) Kartierung der epiphytischen Moose und Flechten im Stadtgebiet von Oldenburg. *Int J Lichenol* 5(1–2):137–146