

**Untersuchungen zur epiphytischen Flechtenvegetation
in urbanen Gebieten, dargestellt an der Rückkehr der Flechten
in das Ruhrgebiet und ausgewählter Nachbargebiete**

Inaugural-Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades

Dr. rer. nat.

des Fachbereichs
Bio- und Geowissenschaften,
Landschaftsarchitektur

an der

Universität Essen

vorgelegt von

Randolph Kricke

aus Oberhausen

April 2002

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten taxonomischen Untersuchungen wurden am Botanischen Institut der Universität Essen durchgeführt.

1. Gutachter: Prof. Dr. G.B. Feige

2. Gutachter: PD Dr. H.T. Lumbsch

3. Gutachter: -

Vorsitzender des Prüfungsausschusses: Prof. Dr. H. Pfanz

Tag der mündlichen Prüfung: 18.7.2002

Einleitung	1
Allgemeine Methoden	3
.
Teil A Der Stadttoleranzfaktor als Indikatorwert für epiphytische Flechten urbaner Räume	
1. Städtische Faktoren mit Relevanz für das Flechtenwachstum	11
1.1 Lufthygienische Parameter	11
1.1.1 Schwefeldioxid	11
1.1.2 Stickoxide und Nebenkomponenten	12
1.1.3 Stäube	14
1.2 Klima	15
1.2.1 Temperatur und Feuchte	16
1.2.2 Wind	18
1.3 Tiere	19
1.4 Menschliche Einflüsse	19
1.5 Trägerbäume	20
2. Vorbemerkung	26
2.1 Herleitung des Stadttoleranzwertes	28
2.1.1 Berechnung des Begleitartenwertes	28
2.1.2 Beziehung zwischen Begleitartenwert und Urbanität	30
3. Ergebnisse und Diskussion	36
3.1 Generalisierung der Stadttoleranzwerte	38
3.2 Vergleich der Stadttoleranzwerteeinstufung mit anderen artspezifischen Toleranzwerten	43
3.2.1 Zeigerwerte nach WIRTH	43
3.2.2 Empfindlichkeitseinstufung nach DE WIT	44
3.3 Anwendung des Stadttoleranzwertes	46
3.3.1 Das Ruhrgebiet	46
3.3.2 Industriegebiet Gent	48
3.3.3 München	50
3.3.4 Ergebnis des Vergleiches	52
4. Schlussbetrachtung zum Urbanotoleranzfaktor	52
.
Teil B Die Wiederbesiedelung des Ruhrgebietes und ausgewählter Nachbargebiete durch epiphytische Flechten	
5. Allgemeine Grundlagen	54
5.1 Das Untersuchungsgebiet	54
5.1.1 Allgemeines	54
5.1.2 Entwicklung der Immissionsbelastung im Ruhrgebiet	56

5.2	Die Flechtenvegetation im Ruhrgebiet in der Vergangenheit.....	63
5.3	Die Chemorassen von <i>Ramalina farinacea</i>.....	70
6.	Ergebnisse	71
6.1	Allgemeines	71
6.2	Kommentiertes Artenverzeichnis	72
6.3	Arten der Rote Liste im Untersuchungsgebiet	135
6.4	Flechtenassoziationen.....	136
6.5	Vorkommen und räumliche Verteilung von <i>Ramalina farinacea</i> im Gebiet ..	139
7.	Diskussion	141
7.1	Wiederbesiedelung im Ruhrgebiet	141
7.1.1	Vergleich der Flechtenvegetation zwischen den Zeiträumen 1989-1993 und 1998-2001	141
7.1.2	Zusammenfassende Darstellung der Entwicklung der epiphytischen Flechtenvegetation im Ruhrgebiet.....	152
7.2	Herkunft der Flechten	156
7.2.1	Eigenschaften potentieller Quellgebiete	157
7.2.2	Untersuchung der Chemorassenverbreitung.....	166
7.2.3	Schlußbetrachtung und Ausblick.....	166
7.3	Vergleich mit anderen Wiederbesiedelungsuntersuchungen.....	166
7.3.1	Unterschiede in der Wiederbesiedelung zwischen dem Ruhrgebiet und den südlich gelegenen Städten Ratingen und Wuppertal	166
7.3.2	Großbritannien mit Schwerpunkt London.....	169
7.3.3	Paris	172
7.3.4	München	172
7.3.5	Vergleich der Gebiete untereinander	175
7.4	Allgemeine Betrachtungen zur Wiederbesiedelung ehemals flechtenarmer Räume	177
7.4.1	Ausgangssituation.....	177
7.4.2	Start und Entwicklung der Wiederbesiedelung	178
7.4.3	Die „neue“ Flechtenvegetation.....	179
7.4.4	Die Bedeutung der Verbreitungsstrategie.....	181
7.4.5	Potentielle Vektoren	184
7.4.6	„Dreiphasenmodell der Wiederbesiedelung“	186
	Zusammenfassung.....	191
	Danksagung.....	192
	Verzeichnis der Abkürzungen der Artnamen	193
	Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	194
	Literaturverzeichnis.....	198
	Anhang	213

Einleitung

Stadtgebiete, insbesondere große Ballungsräume wie das Ruhrgebiet, verbinden sich für viele Menschen mit Begriffen wie „Luftverschmutzung“, „Bodenversiegelung“ und „Lärm“. Oftmals wird mit dem Begriff „Natur“ verbunden, dass nur außerhalb der urbanen Grenzen Lebewesen und auch der Mensch ausreichend Raum zur Entfaltung bekommen (s. z.B. GEBHARD 1993). Die Stadt wird dagegen als lebensfeindlicher Raum angesehen. Dieses Bild fand seine Entsprechung in vielen urban-industriellen Zentren Europas zu Zeiten der industriellen Revolution, als die Städte wuchsen und mit ihnen die Umweltprobleme, verursacht durch Hausbrand und industrielle Prozesse. Nicht nur die in diesen neu entstehenden Agglomerationen lebenden Menschen, sondern die gesamte Natur litt unter den Auswirkungen, viele Arten im urbanen Gebiet, aber auch außerhalb verschwanden oder wurden stark in ihren Beständen dezimiert (z.B. EIKMANN 1993).

Insbesondere die städtische Flechtenvegetation, und hier besonders die epiphytischen, also auf Borken vorkommenden Arten, wurden von den schädlichen Einflüssen der Luftverschmutzung getroffen. Bereits Erasmus Darwin stellte um 1790 in einem Gedicht die Beeinträchtigung der Flechtenvegetation durch die Schwerindustrie dar. Wissenschaftlichere Beobachtungen dazu wurden in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts von GRINDON (1859), MACMILLAN (1861) und JOHNSON (1879) geäußert; NYLANDER (1866) und ARNOLD (1891, 1892, 1897, 1899, 1900a, b) waren in Europa die ersten Flechtenkundler, die für die Städte Paris und München Zusammenhänge zwischen den urbanen Bedingungen und der Flechtenvegetation beschrieben. Schließlich führte SERNANDER (1926) Begriffe wie „Flechtenwüste“ und „Kampfzone“ ein, um die Verarmung der Flechtenvegetation in städtischen Arealen zu illustrieren. Dieses Konzept der Flechtenzonierung in Städten fand in einer Reihe von nachfolgenden Untersuchungen Anwendung (BESCHEL 1957, BARKMAN 1963, NATHO 1964).

Auch das Ruhrgebiet, seit Beginn der Industrialisierung auf dem Kontinent eines der großen urban-industriellen Zentren Europas, wies bis weit in die Nachkriegszeit hinein eine hohe Umweltbelastung auf, die zu einer extremen Verarmung der Flechtenvegetation führte (DOMRÖS 1966, SCHÖNBECK 1972). Die vornehmlich durch industrielle Abgase verursachte Luftverschmutzung schädigte die Gesundheit der Bevölkerung und den Naturhaushalt. Daher wurden Maßnahmen zu einer Verringerung der lufthygienischen Belastung in ganz Europa ergriffen. Führt zunächst der Bau von höheren Schornsteinen lediglich zu einer Verlagerung der Problematik in andere Regionen der Welt (wie z.B. in der Versauerung der skandinavischen Seen deutlich wurde), so bewirkten drastisch verschärfte Emissionsgrenzwerte in den 80er Jahren etwa in der BRD eine Verbesserung der Luftgüte besonders im Hinblick auf SO₂.

Diese Trendwende in der Umweltpolitik wirkte sich überall dort ausgesprochen positiv auf das Vorkommen von Flechten aus, wo Flechtenvegetationen aufgrund der enormen SO₂-Belastung stark dezimiert bis nahezu ausgestorben waren. Erste Berichte über eine beginnende Wiederkehr von Flechten in ehemals stark belastete Bereiche stammen aus England. Hier konnte Ende der 70er und Anfang der 80er Jahre sowohl in der Umgebung von London (Ruislip Forest) (HAWKSWORTH & ROSE 1979) als auch in Citynähe (ROSE & HAWKSWORTH 1981) die Rückkehr einer Reihe von Arten beobachtet werden. Ähnliches berichten HENDERSON-SELLERS & SEAWARD (1979) für West Yorkshire. Dass neben einer allgemeinen Reduzierung der SO₂-Konzentrationen punktförmige Schadstoffquellen eine

große Rolle für die lokale Flechtenvegetation spielen, belegen HAFELLNER & GRILL (1980), die eine Erholung der Epiphytenvegetation nach Stilllegung eines Emittenten beobachteten. Aus dem Zeitpunkt der Schließung derartiger Punktemittenten und der Beobachtung der Vegetationsentwicklung konnte SHOWMAN (1981) ableiten, dass etwa 4 Jahre nach der Reduzierung der lufthygienischen Belastung ein Anstieg der Artenzahlen erkennbar war und nach acht Jahren eine nahezu vollständige Erholung erfolgte.

Wiederholte Untersuchungen in Städten und größeren Landschaftsräumen, z.B. in Graz (GRILL et al. 1988), London (HAWKSWORTH & MCMANUS 1989, BATES et al. 1990, BOREHAM 1992, HAWKSWORTH 1996), Ohio River (SHOWMAN 1990, 1997), Paris (SEAWARD & LETROUIT-GALINOU 1991, LETROUIT-GALINOU 1992, LETROUIT-GALINOU et al. 1992, FREDON & LETROUIT-GALINOU 1993), Amsterdam (APTROOT & ROOS 1993), Brüssel (TANGHE et al. 1996), Tampere (RANTA 2001) weisen deutlich auf eine Erholung der epiphytischen Flechtenvegetation im Zuge der verbesserten Umweltbedingungen hin.

Erste Beobachtungen aus Deutschland über die Rückkehr von Flechten in urban-industrielle Gebiete stammen aus der Mitte der 80er Jahre. So berichten KANDLER & POELT (1984) z.B. von neuerlichen Bartflechtenvorkommen im Innenstadtbereich von München. Auch im Ruhrgebiet konnte eine leichte Erholung der epiphytischen Flechtenvegetation festgestellt werden (RABE & WIEGEL 1985).

Aufgrund der Vielschichtigkeit des in dieser Arbeit behandelten Themenkomplexes „Flechten und Stadtgebiete“ erscheint die Aufteilung in zwei Teile sinnvoll.

Zunächst soll im Teil A überprüft werden, ob sich Flechten charakteristisch gegenüber der städtischen Umwelt verhalten und ein entsprechender Zeigerwert definiert werden kann. Ferner erfolgt ein Überblick über die aktuell in Städten für einen Bewuchs mit epiphytischen Flechten relevanten Faktoren. Dies erscheint für ein tieferes Verständnis der ökologischen Bedingungen notwendig, mit denen epiphytische Flechten bei der (Neu-)Besiedelung von urbanen Gebieten zurecht kommen müssen. Ein Teil dieser Aspekte wurde bereits von anderen Autoren in entsprechenden Arbeiten angeführt (z.B. KOSKINEN 1958, SEAWARD 1979). Aufgrund vielfältiger Entwicklungen, die zu z.T. tiefgreifenden Veränderungen führten, rücken jedoch eine Anzahl von Aspekten erstmals in den Blickpunkt, die von früheren Autoren noch nicht berücksichtigt werden konnten.

Schließlich wird im Teil B auf die Wiederbesiedelung des Ruhrgebietes und nahe gelegener Areale durch Flechten eingegangen, wie sie sich bereits vor etwa 20 Jahren andeutete. Die Frage nach der Herkunft der einwandernden Arten wird anhand einer ausgewählten Art (*Ramalina farinacea*) beispielhaft untersucht. Von besonderer Bedeutung ist im Zusammenhang mit der Rückkehr von Flechten in das Ruhrgebiet die Entwicklung in Gebieten, die dem Ruhrgebiet ähnlich sind, wie etwa die Großräume von London oder Paris. Anhand des Vergleichs mit dort erzielten Ergebnissen wird dargelegt, ob allgemein gültige Mechanismen bei der Wiederbesiedelung urbaner Räume durch Flechten abgeleitet werden können.

Allgemeine Methoden

Flechtenkartierungen

Der vorliegenden Arbeit liegen Daten und Angaben zur Flechtenvegetation des Ruhrgebietes aus verschiedenen Zeiträumen zugrunde. Die ältesten, leider nur vagen Andeutungen über die Lichenenflora dieses Raumes finden sich in der „Flora Duisburgensis“ von GRIMM (1800), der acht Flechten für das Stadtgebiet von Duisburg aufzählt. Neben *Cladonia*- und *Peltigera*-Arten führt GRIMM auch *Usnea plicata*, *Lobaria saxatilis* sowie *Lobaria pulmonaria* an, die zu seiner Zeit überall reichhaltig („...ubique copiose...“) vorkamen. Heutzutage sind diese Arten in Nordrhein-Westfalen ausgestorben und gelten selbst für die gesamte Bundesrepublik als stark gefährdet bzw. vom Aussterben bedroht (HEIBEL 1999). Spätere Flechtenuntersuchungen in Nordrhein-Westfalen z.B. durch BECKHAUS (um 1850) und LAHM (um 1885) (zit. in HEIBEL 1999) beziehen sich zumeist auf außerhalb des Ruhrgebietes gelegene Bereiche Westfalens. Historische Angaben zum Flechtenvorkommen in den Stadtgebieten des Ruhrgebietes fehlen also bis in die 60er Jahre des 20. Jahrhunderts nahezu völlig. Seitdem fanden die folgenden Untersuchungen im Ruhrgebiet statt:

- ◆ Luftgüteuntersuchungen von DOMRÖS (1966) und SCHÖNBECK (1972)
- ◆ Transektuntersuchung im mittleren Ruhrgebiet durch RABE & WIEGEL (1985)
- ◆ Transektuntersuchung im Stadtgebiet von Essen durch WEITKAMP (1988)
- ◆ Luftgüteuntersuchungen zwischen 1989 und 1993 (Rheinisch Westfälischer Technischer Überwachungsverein e.V. (RWTÜV) und das Umweltbüro Essen (UBE))
- ◆ Luftgüteuntersuchungen bzw. floristische Kartierungen zwischen 1998 und 2001 (eigenes Datenmaterial ergänzt durch STAPPER (pers. Mitt.))

Während die Ergebnisse der ersten Untersuchungsepochen unter 5.2 näher vorgestellt werden, erfolgt die Darstellung der aktuellen Situation der Flechtenvegetation im Ruhrgebiet unter 6.2.

Von der Methodik der Datenerhebung her unterscheiden sich die einzelnen Zeiträume teilweise recht erheblich.

Datenerhebung durch DOMRÖS und SCHÖNBECK

Die ersten verfügbaren Angaben zur Flechtenvegetation des Ruhrgebietes stammen aus der Folgezeit des industriellen Aufschwungs in der Nachkriegszeit (erhoben um 1963). Leider erfolgte kaum eine Benennung konkreter Arten, da DOMRÖS, der diese Daten 1966 veröffentlichte (DOMRÖS 1966), kein Lichenologe war, so dass er seine immissionsbezogene Flechtenuntersuchung auf die Erkennung von Wuchsformtypen nach VARESCHI (1936) beschränkte. Seinen Aufzeichnungen zufolge waren weite Teile des von ihm untersuchten Bereiches des Ruhrgebietes flechtenleer und konnten mit dem von SERNANDER (1926) geprägten Begriff der „Flechtenwüste“ belegt werden. Nach VARESCHI unterscheidet DOMRÖS

zwischen „Punktflechten“ und „staubigen Überzügen“: „Bei den Punktflechten handelt es sich um Krustenflechten, welche vorwiegend *Lecanora*- und *Pertusaria*-Arten sind, die als warzige, graugrün gefärbte und auf dem Substrat (Baumrinde) eng anhaftende Krusten mit dem bloßen Auge zu erkennen sind [...]. Oft war die Farbe der Krusten nicht mehr und dadurch das Vorkommen von Flechten kaum zu erkennen, wenn die Rinde von Staub und Schmutz überzogen war. Dies trifft besonders zu für den Siedlungstyp der staubigen Überzüge, die von *Lepraria aeruginosa* gebildet werden.“ (DOMRÖS 1966, S. 96).

Wie eine von DOMRÖS veröffentlichte Abbildung zeigt, handelte es sich bei den „Punktflechten“ wohl lediglich um *Lecanora conizaeoides*. Ein Vorkommen von Pertusarien erscheint aufgrund der hohen Luftbelastung unwahrscheinlich. Angaben zu *Lepraria aeruginosa* könnten entweder nach heutiger Definition zu *Lepraria incana* oder *L. lobificans* gehören. Ein Vorkommen weiterer Arten (z.B. weitere Krustenflechten oder Blattflechten) wird von DOMRÖS nicht erwähnt und kann aus heutiger Sicht vor dem Hintergrund der sehr hohen Belastung mit SO₂ und aus dem Vergleich mit Studien anderer Stadtgebiete (z.B. London (LAUNDON 1967)) weitgehend ausgeschlossen werden.

Sechs Jahre später veröffentlichte SCHÖNBECK (1972) eine Arbeit, in der die Ergebnisse einer Untersuchung der Flechtenvegetation bezogen auf Nordrhein-Westfalen dargestellt sind (s. Abbildung 1). In Übereinstimmung und in Ergänzung zu DOMRÖS wird hier das gesamte Ruhrgebiet als Flechtenwüste ohne autochthone epiphytische Arten dargestellt. Bemerkenswert ist, dass sich ebenfalls in der Umgebung von Aachen sowie um Grevenbroich kleinere Areale ohne epiphytischen Flechtenbewuchs befinden. Dies dürfte zumindest für letztgenanntes Gebiet auf die relativ lokal begrenzte Belastung durch Abgase aus Braunkohlekraftwerken zurückzuführen sein. Während sich in der Eifel sowie im Sauerland relativ ungestörte Flechtenflora vorfinden ließen, deuten die Ergebnisse SCHÖNBECKs auf eine Beeinflussung der Flechtenvegetation im Münsterland durch die Abluftdrift des Ruhrgebietes hin (vgl. 7.1.1). Ein Zusammenhang mit der Hauptwindrichtung Südwest ist deutlich erkennbar.

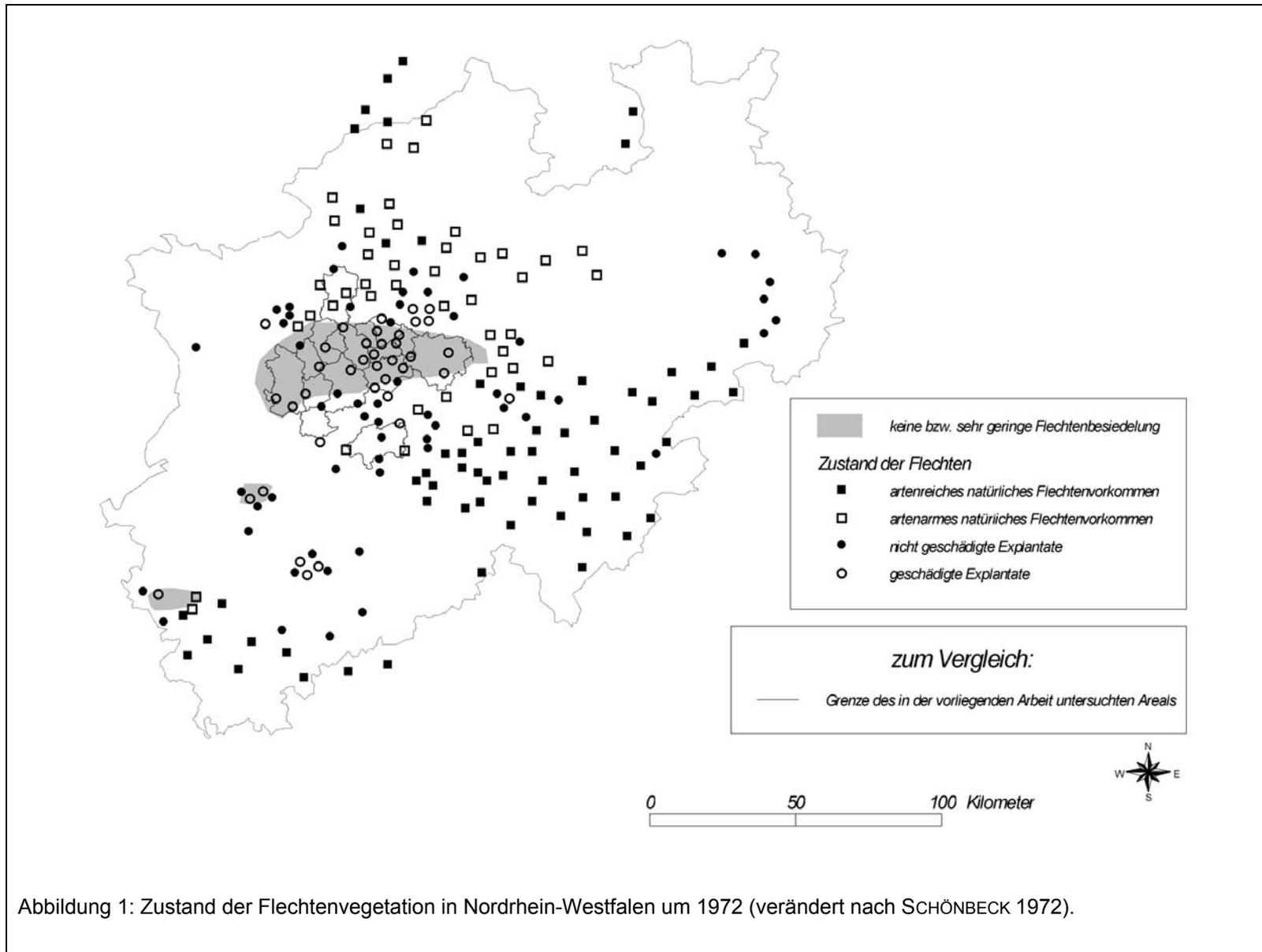


Abbildung 1: Zustand der Flechtenvegetation in Nordrhein-Westfalen um 1972 (verändert nach SCHÖNBECK 1972).

Zusätzlich zu der Erfassung der autochthonen Flechtenvegetation erfolgte die Exposition von Flechtentransplantaten der Blatflechte *Hypogymnia physodes*, die wegen ihrer guten Verfügbarkeit und mittleren Schadstoffempfindlichkeit als verhältnismäßig guter aktiver Bioindikator bei einer ganzen Reihe von Untersuchungen Verwendung fand. Die Transplantate spiegeln das Bild der natürlichen Flechtenvegetation wider, da sämtliche explantierten Flechten in der Flechtenwüste des Ruhrgebietes abstarben und auch im Münsterland noch Absterbequoten zu verzeichnen waren. Lediglich in Sauerland und Eifel konnten keine Schädigungen festgestellt werden.

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen von DOMRÖS und SCHÖNBECK kann also gefolgert werden, dass die Flechtenvegetation in den Städten des Ruhrgebietes derart stark durch die Luftbelastung beeinträchtigt wurde, dass weite Teile als flechtenleer, also als Flechtenwüste zu bezeichnen waren, und nur sehr vereinzelt extrem tolerante Arten vorkamen. Der Artbestand epiphytischer Flechten hat sich demnach bis in die Mitte der 70er Jahre des vergangenen Jahrhunderts hinein weitgehend auf *Lecanora conizaeoides* und *Lepraria incana* s.l. beschränkt (s. auch HACHENBERG 1974).

Dies wird ebenfalls durch die Beobachtungen von DÜLL (pers. Mitt.) bestätigt, der in den 1970er und 1980er Jahren umfangreiche Epiphytenuntersuchungen im Duisburger Stadtgebiet durchführte und neben den angeführten Arten lediglich in seltenen Fällen *Parmelia sulcata* oder *Physcia tenella* bzw. *P. adscendens* finden konnte.

An dieser Stelle muss hervorgehoben werden, dass sich der hier verwendete Ausdruck der Flechtenwüste und das gezeichnete Bild der Flechtenvegetation auf epiphytische Flechten bezieht und z.B. epilithische Arten unberücksichtigt lässt.

Stichprobenkartierung von 1984

Auf der Basis der von DOMRÖS angewandten Methode führten RABE & WIEGEL (1985) eine stichprobenhafte Transektuntersuchung an 29 Stationen im mittleren Ruhrgebiet durch. Als Ergebnis dieser Studie konnte festgestellt werden, dass die in den 60er Jahren vorgefundene Flechtenwüste durch Krustenflechten (vornehmlich *Lecanora conizaeoides*) wiederbesiedelt wurde, und auch in den übrigen von DOMRÖS ausgewiesenen Zonen sich sowohl eine Erhöhung des Deckungsgrades, als auch der Artenzahl ergeben hat. Insgesamt konnten die Autoren sechs Krustenflechten (*Lecanora conizaeoides*, *L. hagenii*, *L. cf. umbrina*) sowie drei Blatflechtenarten (*Physcia dubia*, *P. tenella*, *Xanthoria parietina*) nachweisen. Hierbei ist schwierig zu entscheiden, auf welche Art sich die Angabe *Lecanora umbrina* (ACH.) A. MASSAL bezieht. Nach SCHOLZ (2000) ist die Art synonym mit *L. hagenii* var. *umbrina* (ACH.) ARNOLD, nach WIRTH (1995) möglicherweise mit *L. hagenii* (ACH.) ACH. (vgl. auch POELT et al. 1995). Aufgrund der unbefriedigenden taxonomischen Bearbeitung dieser Gruppe sollten alle Arten zu *L. dispersa* s.l. gestellt werden.

Transektuntersuchung im Essener Stadtgebiet

1988 führte WEITKAMP eine Studie zur Verwendbarkeit von *Lecanora conizaeoides* als lufthygienischem Bioindikator durch. In einem Nord-Süd-Transekt durch das Essener Stadtgebiet untersuchte er an 380 Aufnahmepunkten, zumeist Linden und Birken, den Flechtenaufwuchs und konnte neben *Lecanora conizaeoides* noch *Lecanora carpinea* (an

zwei Fundpunkten), *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata* und *Lepraria incana* s.l. nachweisen. Die letztgenannten Arten konnten nur im Essener Süden angetroffen werden, wobei die Blattflechten einen auffälligen kümmerlichen Wuchs aufwiesen. WEITKAMP stellte fest, dass *Lecanora conizaeoides* die Flechtenvegetation im untersuchten Stadtgebiet dominiert und mit Veränderungen in der Fruchtkörperbildung auf unterschiedliche Belastungssituationen reagiert. Eine Wiederbesiedelung epiphytischer Standorte schloss er zu dieser Zeit aus (WEITKAMP 1988, S. 67).

Luftgüteuntersuchungen zwischen 1989 und 1993

Seit Mitte der 80er Jahre führte der RWTÜV (Rheinisch Westfälischer Technischer Überwachungsverein e.V.) sowie zu Beginn der 90er Jahre das Umweltbüro Essen (UBE) mit Hilfe der LuGI-Methode (RABE 1987) Luftgüteuntersuchungen in einer Reihe von Städten durch, darunter auch im Ruhrgebiet, in Ratingen und Wuppertal (s. Tabelle 12). Bei dieser Methode wird anhand einer standardisierten Aufnahmeplatte („Flechtenleiter“) der epiphytische Flechtenbewuchs aufgenommen und unter Einbezug von Artenfrequenz, Vitalität und artspezifischer Empfindlichkeit bonitiert. Zusätzlich wird zumindest bei Blatt- und Strauchflechten die Thallusgröße („klein“ bzw. „groß“) angegeben. Detaillierte Beschreibungen zur Methode finden sich u.a. bei RABE (1987) oder KRICKE & LOPPI (2002).

Obwohl weite Flächen des Ruhrgebietes damals nicht untersucht wurden (z.B. die Städte Essen, Bochum und Mülheim) stellen diese Luftgütekartierungen erste detaillierte Angaben über die Flechtenvegetation im Ruhrgebiet und benachbarter Gebiete dar und bilden eine wichtige Basis für die Rekonstruktion des Ablaufes der Wiederbesiedelung.

Luftgüteuntersuchungen bzw. floristische Kartierungen zwischen 1998 und 2001

Selbsterhobene Daten zur aktuellen Verbreitung epiphytischer Flechten im Ruhrgebiet stammen aus den folgenden Kartierungen:

- ◆ 1998: Stadt Mülheim an der Ruhr
- ◆ 1999: Städte Herten und Herne
- ◆ 1999/2000: Städte Ratingen, Wuppertal, Duisburg, Oberhausen
- ◆ 2000/2001: Städte Bochum, Dorsten und Essen

Die Erhebung dieser Daten erfolgte nach der 1998 vom Autor entwickelten HTI-Methode (KRICKE 1998, KRICKE & FEIGE 2000a), bei der möglichst die gesamte Flechtenvegetation am Baumstamm zwischen 0-2 m Höhe erfasst wird. Die Häufigkeit des Vorkommens der einzelnen Arten wird anhand der in der nachfolgenden Tabelle 1 aufgeführten Klassen eingeordnet.

Tabelle 1: Definition der vier Häufigkeitsklassen.

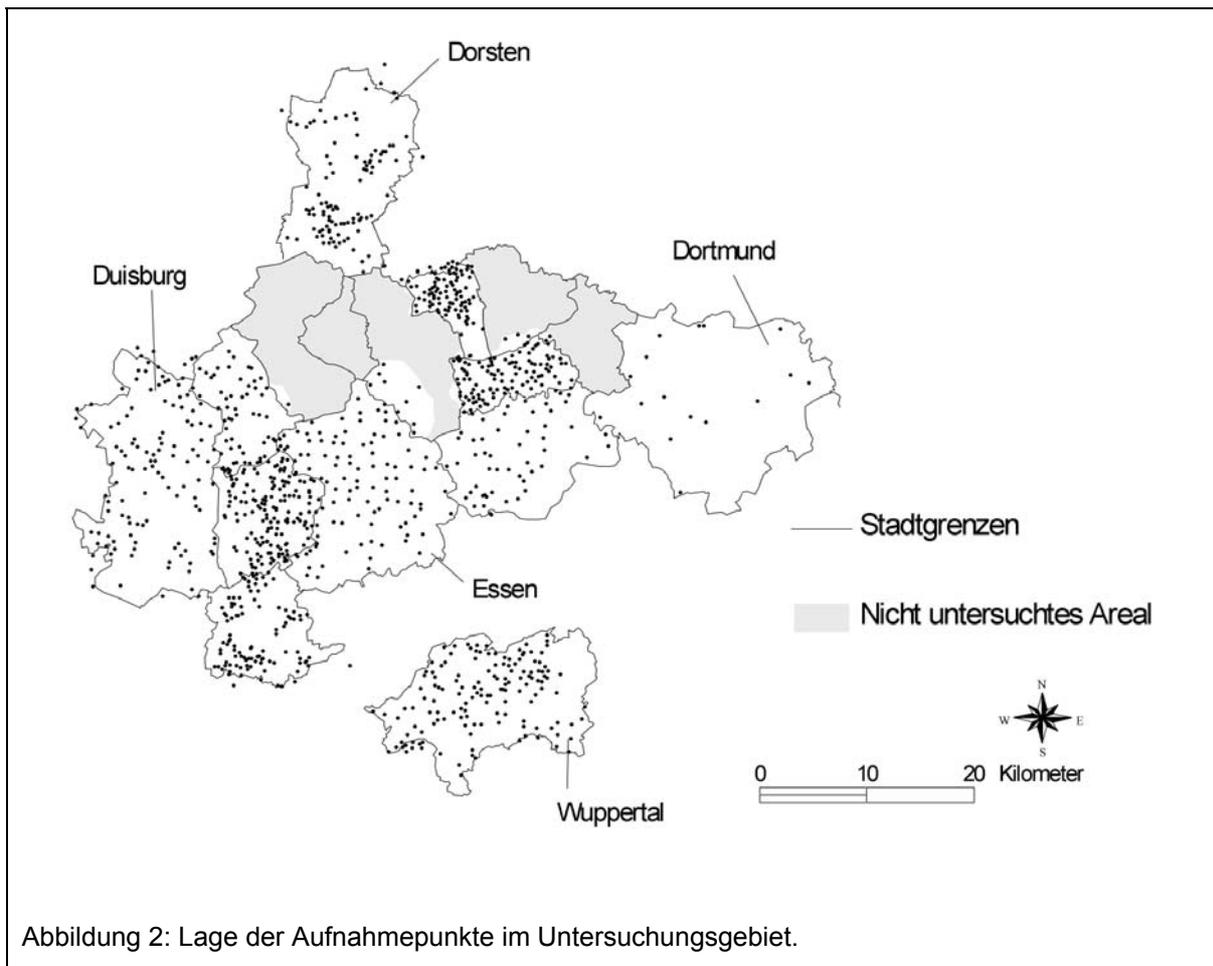
Häufigkeitsklasse	Definition
1	Einzelfund
2	einige wenige Exemplare (ca. 2-4)
3	mehrere Exemplare (ca. 5-10)
4	viele Exemplare (> 10)

Auch die Größe der Individuen wurde wie bei den Untersuchungen zuvor zumindest für die Blatt- und Strauchflechtenarten erfasst, wobei es sich um Schätzwerte handelt, die subjektiv den beiden Klassen „klein“ und „groß“ zugeordnet wurden. Dort, wo Größenangaben bzw. -vergleiche nicht gut möglich sind, wie etwa bei Krustenflechten, entfiel diese Angabe. Berücksichtigung fand die überwiegende Thallusanzahl einer Größenklasse; waren z.B. mehr große als kleine Individuen vorhanden, so erfolgte die Vergabe der Bezeichnung „groß“.

Die Annahme, kleine Thalli repräsentierten junge Exemplare, ist hierbei allerdings kritisch zu betrachten ist. Ein Individuum kann z.B. auch aufgrund von ungünstigen Standortbedingungen eine geringe Zuwachsrate und daher nur eine geringe Thallusfläche aufweisen. Entsprechende objektive Untersuchungsmöglichkeiten (außer einer Wachstumskontrolle z.B. durch fotografische Vergleiche innerhalb gewisser Zeiträume) fehlen bislang (vgl. JENSEN & KRICKE 2002). Entsprechende Beobachtungen an ausgewählten Standorten im Untersuchungsgebiet belegen jedoch, dass die meisten der vorgefundenen Blattflechtenarten recht hohe Zuwachsraten aufweisen. Daher kann trotz dieser Einschränkung angenommen werden, dass es sich im Falle von kleinen Thalli zumeist um junge Individuen handelt.

Insgesamt konnten in den Jahren 1998 bis 2001 1968 Trägerbäume auf ihren Flechtenbewuchs hin untersucht werden; es erfolgte eine nahezu flächendeckende Kartierung der epiphytischen Flechtenvegetation im Ruhrgebiet sowie der Vergleichsstädte Ratingen und Wuppertal. Ausmaß und Dichte der Datenerhebung geht aus Abbildung 2 hervor.

Im Rahmen eines von der LÖBF geförderten Projektes erfolgte etwa zur gleichen Zeit eine stichprobenartige Beurteilung der lufthygienischen Situation im Ruhrgebiet mit Hilfe der VDI-Richtlinie 3799/1 durch Mitarbeiter des Botanischen Instituts der Universität Bonn (STAPPER et al. 2000). Innerhalb von drei Transekten, die im westlichen (bei Duisburg), mittleren (von Bochum über Herne und Herten) und östlichen Ruhrgebiet (von Dortmund Richtung Castrop-Rauxel) das Areal kreuzen, wurde an insgesamt 644 Bäumen nach der Vorschrift der VDI-Richtlinie der Flechtenbewuchs aufgenommen und eine entsprechende Beurteilung der Immissionssituation vorgenommen. An einigen dieser Untersuchungspunkte mit Nachweisen seltenerer Arten wie z.B. von *Ramalina farinacea* erfolgte mit der eigenen Methodik eine Nachuntersuchung. Die übrigen Baumstandorte der Transektkartierung wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht verwendet, da sich ihr Flechtenbewuchs nur unwesentlich von nahegelegenen, selbst untersuchten Phorophyten unterschied. Der Nachweis von *Flavopunctelia flaventior* durch STAPPER (pers. Mitt.) von einem Standort in Dortmund wurde nach Belegüberprüfung übernommen.



Sämtlichen Betrachtungen der aktuellen Situation der epiphytischen Flechtenvegetation liegt somit - bis auf die genannte Ausnahme - selbst erhobenes Datenmaterial zugrunde. Es ist darauf hinzuweisen, dass die Daten für das Stadtgebiet von Mülheim an der Ruhr bereits zu einem früheren Zeitpunkt (KRICKE 1998) Verwendung fanden; jedoch wurden diese durch eine stichprobenartige Wiederholungsuntersuchung aus dem Jahre 2001 ergänzt.

Messungen des pH-Wertes

Um eine Vorstellung von den Substratverhältnissen zu erzielen, die für die Wiederbesiedelung durch Flechten von Bedeutung sind (s. z.B. 1.5), wurde stichprobenartig an insgesamt 198 Bäumen aus 22 verschiedenen Arten im untersuchten Gebiet der pH-Wert nach der von LOONEY & JAMES (1988) beschriebenen Methode gemessen. Es ist in diesem Zusammenhang anzumerken, dass grundsätzlich für Feststoffe wie Baumborken ein pH-Wert nicht angegeben werden kann. Richtiger wäre es z.B. im Zusammenhang mit den Wirkungen saurer Immissionen, von einer weiteren Verringerung der Pufferkapazität zu sprechen. Überführt man allerdings die Protonen der Borke durch Zugabe eines Elektrolyten in Lösung, so kann ein pH-Wert angegeben werden.

Sekundärstoffuntersuchungen mit Hilfe der HPLC

Für die unter 7.1.1, S. 70 beschriebene Betrachtung der Chemorassenverbreitung von *Ramalina farinacea* wurden 173 Proben dieser Art mit Hilfe der HPLC am Botanischen Institut der Universität Essen auf ihren Sekundärstoffgehalt hin untersucht. Eine Beschreibung der Methodik findet sich bei FEIGE et al. (1993).

Teil A

Der Stadttoleranzfaktor als Indikatorwert für epiphytische Flechten urbaner Räume

1. Städtische Faktoren mit Relevanz für das Flechtenwachstum

Wie jeder Organismus, so sind auch Flechten einer ganzen Reihe von Umweltfaktoren ausgesetzt. Von großer Bedeutung im Rahmen dieser Arbeit sind Betrachtungen derjenigen Faktoren, die im Lebensraum Stadt auf Flechten einwirken und somit das Vorkommen und Verbreitungsmuster bestimmter Arten und Gesellschaften bedingen.

1.1 Lufthygienische Parameter

Seit der Sesshaftwerdung des Menschen hat es Veränderungen in der Zusammensetzung der Luft gegeben. Alleine bereits das Anzünden eines Feuers durch Menschenhand bewirkt die Emission von Ruß, CO₂, Kohlenwasserstoffen, Wasserdampf, NO_x und SO₂ sowie einer Vielzahl weiterer Verbindungen in Abhängigkeit vom Brennmaterial und der Temperatur des Feuers. Aber auch das Vorhandensein einer größeren Anzahl von Menschen kann z.B. durch das Anlegen von Jauchegruben oder die Haltung von Vieh die Luft mit Stickstoffverbindungen anreichern.

Es kann davon ausgegangen werden, dass bereits in den Großstädten der Antike und deren Umgebung eine Auswirkung der Stadt auf die Luftqualität spürbar war. Die Verwendung von Holz als Brennstoff dürfte besonders während kühlerer Zeiten zu einer Belastung mit Partikeln und auch SO₂ geführt haben. Eine erste Nennung der negativen Auswirkung des Hausbrandes auf die städtische Luft findet sich im Mittelalter (1273), als in London die Verwendung von Kohle als „prejudicial to health“ verboten wurde (LAUNDON 1973). Da Industrie nach unserem heutigen Verständnis fehlte, war wahrscheinlich der Hausbrand in erster Linie für die Belastung der Luft verantwortlich. Das Rösten von Eisenerz und das Schmieden und Bearbeiten von Waffen und landwirtschaftlichem Gerät kann jedoch ebenfalls zur Emission von Luftschadstoffen beigetragen haben. Stickstoffliebende Arten nahmen im unmittelbaren menschlichen Umfeld zu (LAUNDON 1973).

1.1.1 Schwefeldioxid

Die industrielle Revolution in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts ließ das urbane Emissionsaufkommen in die Höhe schnellen. Der industrielle Aufschwung, basierend auf der Verbrennung von Kohle bzw. Koks, ging einher mit einem raschen Wachstum der Bevölkerung und Städte. Dies förderte den weitgehend durch Kohle betriebenen Hausbrand. „London Smog“ – dieser Begriff ist Synonym für einen nebelartigen Dunst, der durch die Wasserkondensation an hygroskopischen Schwefelsäurepartikeln und Rußteilchen entsteht. Der berühmte „Londoner Nebel“ war also kein harmloses Wetterphänomen sondern das sichtbare Produkt der giftigen Abgase aus Industrie und Hausbrand.

Abgesehen von nebenbei emittierten Stäuben, Ruß, Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen ist SO₂ als Hauptkomponente der städtischen Luftbelastung bis weit in die zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts hinein zu sehen. In Regionen, die erst sehr viel später als Europa eine Industrialisierung erleben, wie etwa in China, spielt SO₂ auch heute noch eine bedeutende Rolle. Neben Großstädten und Ballungsräumen mit Industrie (z.B. London, Paris oder das Ruhrgebiet) waren reine Industriestandorte wie das kanadische Sudbury mit einem jährlichen Emissionsaufkommen von 2,56 Mio. Tonnen (1960) oder das sibirische Noril'sk mit mehr als 2,5 Mio. Jahrestonnen SO₂ Hauptemittenten dieses Schadstoffes (POTVIN & NEGUSANTI 1995).

Die Wirkung von Schwefeldioxid auf Lebewesen, insbesondere Pflanzen und Flechten, ist vielfach beschrieben worden (z.B. RICHARDSON 1988). Die verschiedenen Schädigungen des Schwefeldioxid beruhen darauf, dass sich verschiedene Hydratationszustände des SO₂-Moleküls einstellen können. Das emittierte SO₂ kann sich zum einen mit atmosphärischem Wasser verbinden, so dass sich Schwefelsäure oder schweflige Säure bildet. Diese Ansäuerung des Niederschlagswassers führt zu einer Versauerung besonders solcher Substrate, die von Natur aus nur eine geringe Pufferkapazität besitzen wie z.B. Baumborken. Hier erfolgt eine z.T. erhebliche Erniedrigung der pH-Werte. Zum anderen kann das SO₂-Molekül von 6-7 Wassermolekülen umlagert werden. Dieser Prozess findet bevorzugt in saurem Milieu statt, so dass Flechten saurer Substrate, wie eben Baumborken, besonders von den Einwirkungen des Schadstoffes betroffen sind. Dieses Gashydrat (Clathrat) stellt die aggressivste Variante dar und greift wichtige Zellbestandteile wie Lipide (z.B. in der Zellmembran) an. Epiphytische Flechten als poikilohydre Organismen besitzen im Gegensatz zu höheren Pflanzen weder eine schützende Kutikula oder epikutikuläre Wachsauflagerungen, noch einen regelbaren Gasaustausch über Spaltöffnungen. Daher sind sie auf den natürlicherweise sauren Baumborken ganz besonders dem schädigenden Einfluss des Gashydrates ausgesetzt. Hingegen können Arten wie z.B. *Lecanora muralis*, *Xanthoria parietina* oder *Lecidella stigmatea* auf meist durch Kalk abgepufferten Untergründen wie etwa auf Asbestdachpfannen, Waschbetonplatten, in Mörtelritzen etc. auch hohe SO₂-Konzentrationen überstehen.

In ungezählten Labor- und Freilandarbeiten ist der schädigende Einfluss von SO₂ auf Flechten belegt worden (MOSER et al. 1980, BEEKLEY & HOFFMAN 1981, PEARSON & ROGERS 1982, SANZ et al. 1992, GRIES et al. 1995, 1997). Bioindikatorische Verfahren wie z.B. die Methode nach HAWKSWORTH & ROSE (1970) basieren auf der Kenntnis, dass Flechten zwar allgemein, aber darüber hinaus artspezifisch auf verschiedene SO₂-Konzentrationen reagieren.

1.1.2 Stickoxide und Nebenkomponenten

Nachdem in den meisten Industrieregionen Maßnahmen zur Reduzierung der lufthygienischen Belastung ergriffen wurden, ging die Belastung mit SO₂ z.B. auch im Rhein-Ruhr-Gebiet zurück und spielt heutzutage keine Rolle mehr (s. Abbildung 15). Anstelle dieser lange Zeit dominierenden Komponente trat ein Gemisch aus einer Vielzahl von Verbindungen, deren Leitbestandteil oxidierte Stickstoffverbindungen sind (NO_x). Als Beiprodukte des sog. „Los Angeles Smogs“, der in erster Linie durch den Kraftfahrzeugverkehr verursacht wird, sind das troposphärische Ozon sowie PAN (Peroxiacylnitrate) und Kohlenwasserstoffe zu nennen. Viele dieser Verbindungen sind sekundärer Natur; als primäres Schadgas wird vornehmlich NO durch den Verbrennungsvorgang im Automotor erzeugt, und erst in einiger raum-

zeitlicher Entfernung von der Quelle erfolgt die Oxidation zum NO_2 . Diese Komponente ist wiederum Ausgangspunkt für eine Reihe weiterer, komplizierter Reaktionen, die aufgrund ihrer Abhängigkeit von direkter Lichteinwirkung (besonders UV-Licht) auch als photochemische Reaktionen bezeichnet werden können. Daher kann alternativ zum Begriff „Los Angeles Smog“ auch die Bezeichnung „Photosmog“ für die heutige urbane lufthygienische Belastungssituation verwendet werden. Produkte der photochemischen Reaktionswege sind das bereits erwähnte bodennahe Ozon sowie Kohlenwasserstoffverbindungen und PAN. Das Schädigungspotential dieser Produkte beruht auf ihrem radikalischen Charakter, so dass z.B. Oberflächen leicht angegriffen werden können. Bei Pflanzen kommt es nach Aufnahme durch die Spaltöffnungen zur oxidativen Zerstörung von Lipoproteiden der Zellmembran, Schädigung von Enzymen und Stoffwechselprodukten wie z.B. ungesättigter Fettsäuren und Sulfonylgruppen. Ferner wird die Photosynthese beeinflusst (z.B. BAUMBACH 1993). Flechten werden im Gegensatz zu höheren Pflanzen im Freiland durch Ozon oder die weiteren Verbindungen des Photosmogs meist nicht geschädigt, da strahlungsreiche Wetterlagen für das Zustandekommen des Photosmogs erforderlich sind. Während dieser Zeit sind die Flechtenthalli in der Regel ausgetrocknet, insbesondere innerhalb der städtischen Bebauung, da hier die relative Luftfeuchte generell verringert ist (s. 1.2.1). Auch im Umland, wo aufgrund der räumlichen und zeitlichen Distanz zu den Quellen der Präkursoren die Konzentrationen sekundärer Luftschadstoffe höher als in der Stadt sind, befinden sich die meisten Flechten in einem Latenzzustand. Bei diesem kann aufgrund der Inaktivität auch eine Schädigung physiologisch wichtiger Strukturen weitgehend ausgeschlossen werden. Sobald jedoch die Flechten feucht sind, können Schädigungen durch die Produkte des Photosmogs nachgewiesen werden, wie in Laborstudien gezeigt werden konnte (für eine Übersicht s. CONTI & CECHETTI 2001; sonst: NASH & SIGAL 1979, ROSS & NASH 1983, WIRTH 1983, ZAMBRANO & NASH 2000).

Die direkte Wirkung der Stickoxide auf Flechten ist ebenfalls in Begasungsexperimenten sowie bei Freilandarbeiten untersucht worden, wobei sich ähnlich wie beim SO_2 eine artspezifische Empfindlichkeit zeigte (für eine Übersicht s. CONTI & CECHETTI 2001; sonst: HERZIG & URECH 1991, LOPPI et al. 1996a, b, NASH 1976). Im Falle der nassen Deposition von NO_x kann sich Salpetersäure bzw. Salpetrige Säure bilden, die sowohl die pH-Eigenschaften des Substrates verändert, als auch als solche auf organische Strukturen einwirkt.

Ein anderer Wirkungsaspekt der Stickstoffverbindungen betrifft die Verfügbarkeit von Stickstoff als Nährelement. Die anthropogene Freisetzung von Stickstoffverbindungen in Form von Ammoniak (NH_3) aus der Landwirtschaft (Düngemittel und Viehhaltung) sowie durch Verbrennungsprozesse in Form von oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_x) führt seit einiger Zeit in globalem Maßstab zu einer Befruchtung selbst entlegenster Biotope mit Nährstoffen. Diese wirkt sich nachhaltig auf die dort vorkommenden Lebensgemeinschaften aus. Besonders natürlicherweise nährstoffarme Lebensräume wie Hochmoore sind durch den Stickstoffeintrag in ihrer ursprünglichen Artenzusammensetzung gefährdet. Auch für die neuartigen Waldschäden wird neben dem schädigenden Einfluss der NO_x eine Verschiebung des Kohlenstoff-Stickstoff-Gleichgewichtes als Ursache vermutet (JUNG 2000).

Bezogen auf die urbane Flechtenvegetation kann davon ausgegangen werden, dass die emittierten NO_x einerseits schädigend wirken (in Form von NO oder NO_2 als Gas bzw. in Form von Salpetersäure oder Salpetriger Säure). So konnte z.B. GOPPEL (2000) in

Abhängigkeit von der Entfernung bzw. der Verkehrsfrequenz Wirkungen des Straßenverkehrs auf Flechten beobachten. Andererseits können NO_x-Emissionen auch düngende Wirkung haben, wenn sie in reduzierter Form vorliegen. Insgesamt betrachtet stellen sich die Stickstoffverbindungen als recht ambivalent dar: fördernd für eine Reihe von Arten (*Physcia tenella*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Xanthoria parietina*), eher hemmend für andere (z.B. *Parmelia saxatilis*, *Evernia prunastri*, *Hypocenomyce scalaris*, *Hypogymnia physodes*) (VAN DOBBEN & TER BRAAK 1999).

Hier muss allerdings grundlegend hinterfragt werden, ob im Falle der positiven Wirkung ein echter Düngungseffekt oder eine pH-Optimierung des Substrates vorliegt. Dieses wurde bereits von KOSKINEN (1955) diskutiert und seitdem vielfach wieder aufgegriffen (BARKMAN 1958, VAN DOBBEN & DE BAKKER 1990, 1996, VAN DOBBEN & WAMELINK 1992, VAN DOBBEN & TER BRAAK 1998, VAN HERK 1999, 2001). Ohne weiter auf diese Problematik eingehen zu wollen, die sich an anderer Stelle (1.1.3) wiederfindet, kann festgehalten werden, dass für manche Arten die Förderung durch Düngung überwiegt, während bei anderen die Anhebung des Substrat-pH-Wertes eine größere Rolle spielt. Dies trifft insbesondere auf die epilithischen Arten zu, die ausnahmsweise als Epiphyten angetroffen werden können.

Arten, die nach GAIO-OLIVEIRA et al. (2001) als nitrophil angesehen werden können, sind z.B. *Amandinea punctata*, *Physcia tenella*, *P. adscendens*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Xanthoria parietina* oder *X. polycarpa*. Hierbei muss angemerkt werden, dass es sich um eine vorläufige Abschätzung handelt und weitergehende Studien notwendig sind, damit eine Klärung der oben formulierten Frage erzielt werden kann.

Für weitere gasförmige Schadstoffkomponenten der städtischen Atmosphäre, die negativ auf Flechten wirken, gibt es bisher lediglich Hinweise (s. CONTI & CECHETTI 2001), so z.B. für CO, welches nach STRINGER & STRINGER (1974) von Bedeutung sein könnte. Es ist allerdings anzunehmen, dass sämtliche Stoffe, die ungehindert in den physiologisch aktiven Flechtenthallus eindringen können, Schäden hervorrufen können.

1.1.3 Stäube

In der städtischen Atmosphäre finden sich Festpartikel unterschiedlicher Größe und Art, die aus einer Vielzahl von Quellen stammen. Seitdem Verordnungen zur Reduzierung der Grobstäube erlassen wurden, finden sich heute überwiegend Partikelgrößen unter 10 µm in der Luft.

Quellen für Staubemissionen können sein: in erster Linie der Straßenverkehr in Form von Abgaspartikeln (hier sind besonders die Ruße aus Dieselmotoren zu nennen) und Abrieb, z.B. von Reifen und Bremsbelägen, der Hausbrand sowie Baustellen. Sowohl bei Abrissarbeiten als auch bei Neubauten gehen von letztgenannter Quelle kalkhaltige Staubemissionen aus, die sich bei der Deposition auf flechteneigneten Substraten (Stein oder Borke) recht positiv auswirken, da hierdurch eine Erhöhung der Basizität erzielt wird und sich das pH-Spektrum vieler Stadtbäume erst durch diese „Kalkung“ in den für viele Arten optimalen Bereich verschiebt. JENSEN (pers. Mitt.) vertritt die Ansicht, dass ein Großteil der Besiedelung von Bäumen in der Stadt durch neutrophytische Flechtenarten auf die Deposition von kalkhaltigen Stäuben zurückzuführen ist. Allerdings sollte dieser Aspekt nicht überbewertet werden, da auch andere Emissionsquellen außer den städtebaulichen Aktivitäten sowohl zu einer

Erhöhung des Borken-pH-Wertes führen und zudem für eine Nährstoffanreicherung sorgen.

Hier sind vornehmlich die global als „Straßenstaub“ zu bezeichnenden Depositionen zu nennen, die ein Gemisch aus Abrieb und freigesetzten Partikeln aus dem Kraftfahrzeugverkehr sowie aus Partikeldepositionen auf der Fahrbahnoberfläche (z.B. organische Partikel aus Laubstücken etc.) darstellen. Grundsätzlich zeigen diese Anwürfe einen positiven Effekt auf die Flechtenvegetation der Straßenbäume (GOPPEL 2000). Bei zu starker Staubdeposition kann allerdings die Lichtintensität deutlich reduziert sein, wie z.B. anhand der schmutzig-gelben Thallusfarbe von *Xanthoria parietina* erkennbar wird (Abbildung 3). In diesem Fall kann von einer Verminderung der Vitalität ausgegangen werden, da die Alge zu wenig Sonnenlicht für die Photosynthese bekommt. Das gleiche Phänomen kann bei im Schatten wachsenden Exemplaren beobachtet werden (z.B. RICHARDSON 1967). Darüber hinaus kann das Auswaschen toxischer Substanzen und das Eindringen in den Flechtenthallus ebenfalls zu einer Schädigung der Epiphyten durch Stäube führen.



Abbildung 3: *Xanthoria parietina* (und *Phaeophyscia orbicularis* sowie *Physcia caesia*) an einem durch Staubdepositionen beeinflussten Standort.

Abbildung 3: *Xanthoria parietina* (und *Phaeophyscia orbicularis* sowie *Physcia caesia*) an einem durch Staubdepositionen beeinflussten Standort.

1.2 Klima

Seit langem ist bekannt, dass das Lokalklima im städtischen Bereich gegenüber dem Umland verändert ist. Sowohl die Baukörper und ihre räumliche Anordnung, als auch die Emission von Luftschadstoffen führt zu den in Tabelle 2 aufgeführten typischen Eigenschaften des Stadtklimas.

Tabelle 2: Charakteristische Veränderungen wesentlicher Parameter des Klimas im urbanen Raum (s. z.B. KUTTLER 1993).

Parameter	Veränderung gegenüber Umland
mittlere Temperatur	erhöht
Temperaturschwankungen	geringer
rel. Luftfeuchte	erniedrigt
Windstärke	erniedrigt (aber: Auftreten von jets und Turbulenzen)
Windrichtung	in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur verändert
Strahlungshaushalt: kurzwellig	Streuung kurzwelliger Strahlen an Atmosphärenpartikeln verringert die kurzwellige Einstrahlung
langwellig	Dunstglocke verringert die langwellige Ausstrahlung

Das Stadtklima ist also allgemein durch eine Erhöhung der Durchschnittstemperatur um ca. 5 K und eine Reduzierung der Lichtintensität, Luftfeuchte und Windstärke gekennzeichnet. Auf die für die urbane Flechtenvegetation relevanten Elemente wird im folgenden eingegangen.

1.2.1 Temperatur und Feuchte

Das Zusammenspiel dieser beiden Klimaelemente spielt für die Flechtenvegetation eine große Rolle, daher werden sie hier gemeinsam betrachtet.

Zunächst soll auf die Temperatur näher eingegangen werden.

Die auf urbane Oberflächen auftreffende kurzwellige Einstrahlung wird aufgrund geringer Evapotranspirationmöglichkeiten zu einem Großteil in sensible Wärmeströme umgesetzt, die zu einer Erhöhung der Lufttemperatur beitragen. Die nächtliche Abgabe von tagsüber in der Bausubstanz gespeicherter Wärme führt dazu, dass die Lufttemperatur auf einem zum Umland hohen Niveau liegt und nur geringe Schwankungen aufweist. Zwar werden Stoffwechselprozesse auf der einen Seite durch höhere Temperaturen beschleunigt, so dass gemutmaßt werden kann, dass insbesondere im Winter städtische Flechten wegen kürzerer oder weniger strenger Frostzeiten bessere Lebensbedingungen vorfinden. Da andererseits die Lufttemperatur eng mit der relativen Feuchte verbunden ist, trocknen Flechten in der Stadt öfter und schneller aus als dies in natürlichen Habitaten der Fall ist. Je nach der Umgebung (z.B. Straßenbaum in einer Straßenschlucht) kann die Lufttemperatur selbst für epiphytische Arten so hoch werden, dass nur xerotherme Vertreter diese Verhältnisse tolerieren.

Neben der Lufttemperatur spielt auch die Oberflächentemperatur am Standort eine große Rolle für die Flechtenbesiedelung. Diese wiederum ist Spiegelbild der Einstrahlungsverhältnisse. Im Gegensatz zu natürlichen Baumbeständen, bei denen in der Regel entweder eine Strauchschicht, Jungwuchs, niedrig ansetzende oder tief herabhängende Äste für eine Beschattung des unteren Stammbereiches sorgen, sind die Stämme von Straßenbäumen in der Stadt in den meisten Fällen sehr lichtoffen. Dies führt besonders auf den südwest- bis südostexponierten Stammflächen dazu, dass sich infolge der hohen Oberflächentemperaturen meist wärme- und damit austrocknungstolerante Arten finden lassen.

Die städtischen Feuchteverhältnisse sind für das Vorkommen von Flechten als poikilohydre Organismen von besonderer Bedeutung. Jedoch können sie nicht, wie z.B. RYDZAK (1958) oder STEINER & SCHULZE-HORN (1955) meinen, als alleiniger Grund für das Verschwinden der Epiphyten aus Stadtgebieten angesehen werden (vgl. z.B. COPPINS 1973).

Die relative Feuchte in Städten ist geringer als im Umland, da das Niederschlagswasser rasch über die Kanalisation abgeführt wird. Darüber hinaus stehen nur wenige unversiegelte Flächen zu Verfügung, von denen Wasser verdunsten kann. Unter diesen Vorzeichen betrachtet entzieht die trockene Stadtatmosphäre den Flechten Wasser, so dass sich diese vergleichsweise häufig und lange im Latenzzustand befinden. Im Zusammenhang mit den oben erwähnten Temperaturbedingungen wird die Ansiedelung xerophytischer Arten begünstigt. Besonders für Baumstandorte in Straßenschluchten führt die geringe Luftfeuchte zu einem verarmten Artenspektrum, das im Wesentlichen aus trockenheitstoleranten Vertretern besteht. Allerdings stellen auch an natürlichen Standorten Bäume einen besonders extremen Standort bezogen auf die Feuchteverhältnisse dar, da im Gegensatz zu Boden- oder Steinsubstraten die Borke wenig Wasser zu speichern vermag. Darüber hinaus kann aufgrund der Exposition in die Höhe durch Windbewegungen eine rasche Austrocknung der epiphytischen Flechten erfolgen. Besonders Krustenflechten, aber auch Laubflechten sind diesbezüglich meist im

Vorteil, da Feuchtigkeit entziehende Luftbewegungen sich nicht so stark im unmittelbaren Oberflächenbereich der Borke oder bis in Borkenvertiefungen hinein auswirken. In diesem Zusammenhang sei auf die Beobachtung von BARKMAN (1958) verwiesen, der Strauchflechten eine höhere Empfindlichkeit gegenüber ungünstigen Luftfeuchteverhältnissen zuweist als Laub- und Krustenflechten. Dies lässt sich leicht damit erklären, dass die von der Borke abstehenden strauchförmig wachsenden Flechten viel eher der trockenen Stadtatmosphäre ausgesetzt sind als Laub- oder Krustenflechten; letztere befinden sich mit ihrem Thallus noch in der oberflächennahen Grenzschicht, die wasserdampfreicher ist als die turbulenteren Luftschichten mit größerer Entfernung zum Substrat.

Diese Aspekte treffen für alle offenen Baumstandorte zu; in Wäldern sorgt das Bestandsklima dagegen für eine relativ gleichbleibend hohe Luftfeuchte und geringe Turbulenz, so dass sich auch Arten mit höheren Feuchteansprüchen ansiedeln können.

In Städten jedoch sind die Bedingungen exponierter Baumstandorte extrem. Eine große Rolle für kleinräumige Änderungen des Feuchteregimes spielt der Untergrund im unmittelbaren Bereich des Stammes. Sind nur kleine Baumscheiben inmitten einer großen versiegelten Fläche vorhanden, steht nur wenig Wasser zur Verdunstung und Erhöhung der Luftfeuchte zur Verfügung. So fehlen an solchen Standorten nach eigenen Beobachtungen entsprechende Arten mit höheren Feuchtigkeitsansprüchen. Sind dagegen kleine Grünstreifen oder großflächigere Grünareale vorhanden, genügen die Feuchtebedingungen meist auch anspruchsvolleren Arten.

Neben der Luftfeuchtigkeit spielt auch die Feuchtigkeit des Substrates eine große Rolle. Wie bereits erwähnt, trocknet Borke aufgrund der Exponiertheit gegenüber Sonneneinstrahlung, der umgebenden (trockeneren) Luft und Turbulenzen im allgemeinen recht rasch wieder aus. Unterschiede treten je nach Baumart infolge unterschiedlicher Rissigkeit und chemischer Natur auf, selbstverständlich wirkt sich der Untergrund und die Umgebung (Beschattung etc.) ebenfalls aus den bereits dargestellten Gründen auf das Trocknungsverhalten aus. Generell stellen Bäume jedoch im Vergleich mit einer Reihe von Steinsubstraten oder dem Boden sehr substrattrockene Standorte dar. Flechten siedeln daher bevorzugt an solchen Stellen am Stamm, an denen lange Feuchtigkeit verfügbar ist. Solche Stellen am Stamm sind die regenexponierten Flächen („Wetterseite“, meist West bis Südwest), die der größten Einstrahlung abgewandte Seite (also Nord) sowie tiefe Borkenrisse oder Gabelungsbereiche des Stammes. Ferner werden die sogenannten „raintracks“, also Ablaufbahnen des am Stamm herablaufenden Regenwassers, besiedelt, da hier neben dem Angebot an Feuchtigkeit gleichzeitig eine gute Versorgung mit Nährstoffen geboten wird. Darüber hinaus können mit dem Stammabflusswasser Diasporen transportiert werden, so dass sich hier konzentriert Flechten ansiedeln (BAILEY 1976, BARKMAN 1958). Die Transportkraft des herablaufenden Wassers birgt jedoch ebenfalls die Gefahr, dass Diasporen herabgewaschen werden; hier scheint es artspezifische Unterschiede zu geben (GARRETT 1970). Daher werden bevorzugt Borkenritzen in den Regenablaufbahnen besiedelt (vgl. ARMSTRONG 1981). Auch die Stammbasis ist feuchtebegünstigt, da sich hier das Abflusswasser sammelt, und möglicherweise die Verdunstung durch Bewuchs mit Pflanzen gemindert wird. Ferner spielt hier ebenfalls die Anreicherung mit Nährstoffen eine große Rolle.

Die Bedeutung der Regenablaufbahnen für stammbewohnende Flechten illustriert Abbildung 4, in der erkennbar wird, dass sich die vorgefundene Flechtengemeinschaft bestehend aus

Parmelia sulcata, *Flavoparmelia caperata*, *Physcia* div. spec. und *Hypogymnia physodes* bevorzugt entlang der „raintracks“ etabliert hat.

Für die Quantität und Qualität des am Stamm herablaufenden Wassers sind mehrere Faktoren von Bedeutung: Je nach Jahreszeit, d.h. Belaubungszustand, variiert der Anteil von Interzeptionswasser, das erst über die Blätter auf die Äste und dann den Stamm gelangt. Bei voller Belaubung wird anteilmäßig das meiste Wasser über das Laubwerk abgefangen, von wo aus es dann entweder über den



Abbildung 4: bevorzugte Ansiedlungsbereiche sind die Stammabflussbahnen.

Stamm abfließt, oder aber von den Blättern direkt zu Boden tropft oder verdunstet. In diesem Zusammenhang kann zwischen zentripetalen Bäumen, bei denen die Äste das Interzeptionswasser zum Stamm hinleiten, und zentrifugalen Bäumen, bei denen eine Ableitung des Niederschlagswassers zum Kronenrand erfolgt, unterschieden werden (BARKMAN 1958). Da neben den genannten Faktoren auch die Heftigkeit des Niederschlagsereignisses für die Menge des Stammabflusswassers verantwortlich ist, hängt es von den besonderen Bedingungen des einzelnen Phorophyten ab, wieweit günstige oder eher ungünstige Feuchteverhältnisse für epiphytische Flechten zustande kommen. Die Qualität des Stammabflusswassers, d.h. die Beladung mit Nähr- und Schadstoffen, wird ebenfalls stark durch Faktoren wie den Belaubungsgrad, Stärke und Art des Niederschlagsereignisses, Wuchsart des Baumes etc. bestimmt.

Diese Betrachtungen zu den beiden wichtigen Klimaelementen Temperatur und Feuchtigkeit könnten zu dem Schluß verleiten, dass Stadtgebiete aufgrund der klimatischen Bedingungen generell lebensfeindlich sind und nur an die extremen Standortverhältnisse angepasste Arten vorkommen können. Wie allerdings WIRTH & TÜRK (1975) sowie JOHN (1986) zeigen konnten, profitieren epiphytische Flechten auch z.B. von der höheren Wärme in Städten. So führt JOHN das Vorkommen von *Evernia prunastri* und *Punctelia subrudecta* selbst in verhältnismäßig belasteten Gebieten auf günstige klimatische Verhältnisse zurück, die den Nachteil der Immissionsbelastung z.T. aufwiegen. Darüber hinaus wird das durch die in Städten größere Trockenheit bedingte häufige Austrocknen und Überdauern in einem physiologisch inaktivem Zustand als Vorteil angesehen, da die Flechten während dieser Zeit nicht den Schadstoffeinflüssen ausgesetzt sind (WIRTH & TÜRK 1975).

1.2.2 Wind

Wie bereits erwähnt übt der Wind einen Einfluss auf die Flechtenvegetation aus, indem das Feuchteregime an Phorophytenstandorten beeinflusst werden kann. Eine Erhöhung der Windgeschwindigkeit durch die Bildung von „jets“ würde sich negativ auf die Feuchteverhältnisse entsprechender Standorte auswirken, wohingegen die allgemeine Herabsetzung der Luftbewegung positive Auswirkungen haben dürfte. Darüber hinaus stellt die Luft ein herausragendes Transportmedium für Verbreitungseinheiten der Flechten dar. Heftige

Luftverwirbelungen führen zum einen von außerhalb der Stadt Diasporen heran und sorgen zum anderen auch für eine Verbreitung von Diasporen von den bereits in der Stadt etablierten Exemplaren.

1.3 Tiere

Aufgrund der extremen Bedingungen für epiphytische Flechten in Städten und das oftmals recht geringe Artenspektrum, ist es gut vorstellbar, dass die in und von Flechtengemeinschaften lebenden Tierarten, wie z.B. Schnecken und Arthropoden, ebenfalls hinsichtlich ihrer Artendiversität gegenüber natürlichen Beständen verändert sind. Während der Untersuchung konnten sehr oft von Mollusken abgeweidete Flechten angetroffen werden, so dass diese Tiergruppe z.T. einen erheblichen Einfluss auf die Vitalität von Populationen haben kann (s. z.B. SHARNOFF 1998). Des Weiteren ist das Vorkommen einer Blumenwanzenart (Familie *Anthocoridae*) zu erwähnen, die Flechten dadurch beeinflusst, dass sie ihre Eier in das Lager verschiedener Blatt- und auch Strauchflechten ablegt. Es muss spekulativ bleiben, inwieweit die hier beispielhaft dargestellten negativen Interaktivitäten zwischen urbanen Flechten und Tieren durch städtische Bedingungen gefördert werden. Vorstellbar ist, dass aufgrund der höheren Temperaturen und der verringerten Frostgefahr im Winter flechtenabweidende Wirbellose bessere Lebensbedingungen als außerhalb der Städte finden. Die z.T. erheblich gestörte bzw. veränderte Biozönose mag zusätzlich dazu beitragen, dass ein verringerter Prädatorendruck auf den Weidegängern lastet. Andererseits fehlen möglicherweise einige sich von Flechten ernärende Arten, da sie empfindlich auf die Belastungssituation der Stadt reagieren.

Tiere können jedoch auch in Städten von Nutzen für Flechten sein. So tragen selbst die Organismen, die sich von den Flechtenthalli ernähren, zu einer Verbreitung bei, wenn auch über kurze bis sehr kurze Distanz. Hervorzuheben sei im Zusammenhang mit der Verbreitung durch Tiere die Rolle der Ameisenarten *Lasius niger* und *Lasius alienus*, die oftmals dabei beobachtet werden können, wie sie in regelrechten Ameisenstraßen Baustämme auf- und ablaufen. Diese Wanderungen werden entweder zu dem Zweck unternommen, um Blattläuse zu „melken“, oder den zuckerreichen Phloemsaft zu konsumieren. Besonders an *Acer pseudoplatanus* und *A. platanooides* konnte beobachtet werden, dass diese Wanderwege über die Flechtenthalli von soredien- oder isidientragenden Blattflechten (*Parmelia sulcata*, *Punctelia* div. spec., *Melanelia* div. spec.) verlaufen. Es ist denkbar, dass dabei entsprechende Verbreitungseinheiten an den Tarsen oder an anderen Körperstellen haften bleiben und erst nach einer Weile wieder abfallen. Somit erfolgt zumindest über kurze Strecken hinweg eine Verbreitung (s. auch 7.4.5).

Schließlich sei noch der Aspekt erwähnt, dass Tiere durch Koten oder Urinieren zu einer Nährstoffanreicherung und pH-Wert-Veränderung des Substrates beitragen können. Sitzplätze von Vögeln oder die Stammbasis von Straßenbäumen („Urinierzone von Hunden“) sind herausragende Beispiele für eine Beeinflussung der Borkenqualität durch Tiere, die zu einer vom übrigen Baumbereich verschiedenen Flechtenvegetation führen kann.

1.4 Menschliche Einflüsse

Neben der bereits unter 1.1 erfolgten Beschreibung einer eher indirekten menschlichen Einflussnahme, gibt es auch eine direkte anthropogene Beeinflussung der städtischen

Flechtenvegetation. Diese besteht in erster Linie darin, dass aus Unkenntnis Flechten für schädliche Pilze gehalten und bekämpft werden. Dies gilt besonders für die saxicolen Flechten, die sich auf anthropogenem Substrat wie z.B. Bürgersteig- und Waschbetonplatten oder Dachpfannen niedergelassen haben. Aus der Meinung heraus, dass die Flechten die Substanz der Steine schädigen, werden diese mit dem Hochdruckstrahler, der chemischen Keule oder anderweitig bekämpft. Besonders vehement wird den epilithischen Flechten auf Friedhöfen zu Leibe gerückt, um einem bestimmten Sauberkeitsideal zu entsprechen und die teuren Grabsteine vor der „Zerstörung“ zu retten.

In gewissem Maße trifft diese Einstellung auch die epiphytische Flechtenvegetation; da die meisten Bürger Flechten nicht kennen und/oder für einen Schädling des Baumes ansehen, werden diese von der Borke gekratzt. Etwas anders gelagert ist das Problem der mechanischen Entfernung von Flechten durch den Menschen auf Schulhöfen und Spielplätzen, wo spielende Kinder unabsichtlich oder auch mutwillig dafür sorgen, dass sich eine Flechtenbesiedelung erst ab einer gewissen Höhe am Stamm einstellt.

Ein anderer oft zu beobachtender Aspekt ist die Beeinträchtigung durch das Anbringen von Plakaten o.ä. im Stammbereich (Abbildung 5). Durch direkte mechanische Beschädigung, Beschattung und Beeinflussung des Feuchteregimes sind negative Auswirkungen auf den Flechtenbewuchs vorstellbar.

1.5 Trägerbäume

Von besonderer Bedeutung für die Ansiedelung und Etablierung von Flechten sind die Eigenschaften des Trägerbaumes. Hier spielen sowohl chemische und physikalische Parameter wie der pH-Wert, die Nährstoffversorgung und Wasserkapazität der Borke eine Rolle (z.B. BARKMAN 1958), als auch die mechanischen Eigenschaften wie Oberfläche/Risigkeit und Dauerhaftigkeit (ARMSTRONG 1987, PENTECOST 1981).

Während bereits natürlicherweise Baumborken einen niedrigen pH-Wert aufweisen, kam es besonders in der Vergangenheit zu einer weiteren Versauerung der Borkensubstrate in urbanen Räumen. Darauf weisen Messungen des pH-Wertes an Bäumen im Ruhrgebiet (Abbildung 6) und der Vergleich mit anderen Arealen hin (Tabelle 3).



Abbildung 5: Beeinflussung der epiphytischen Flechtenvegetation durch Anbringen von Plakaten.

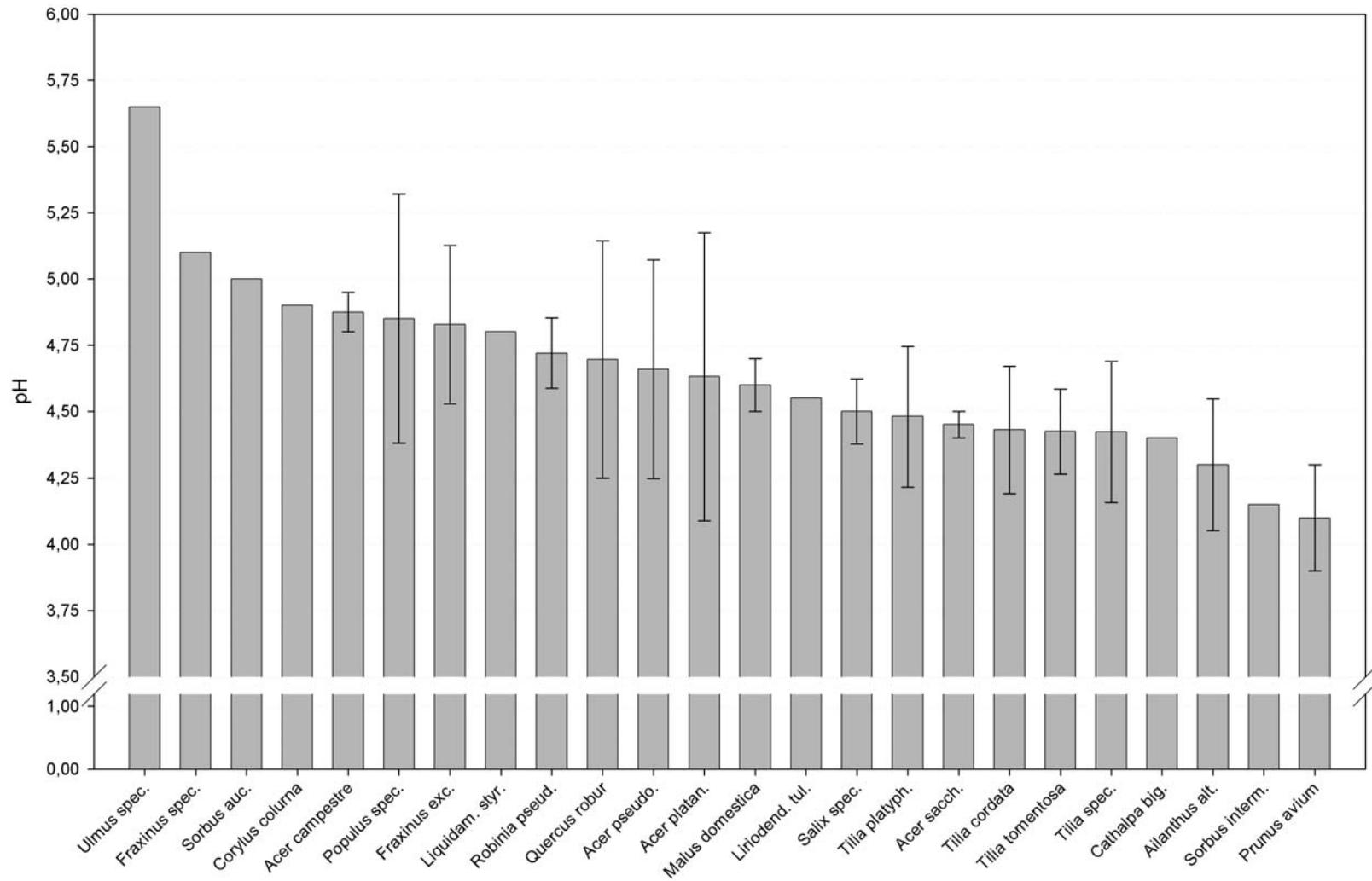


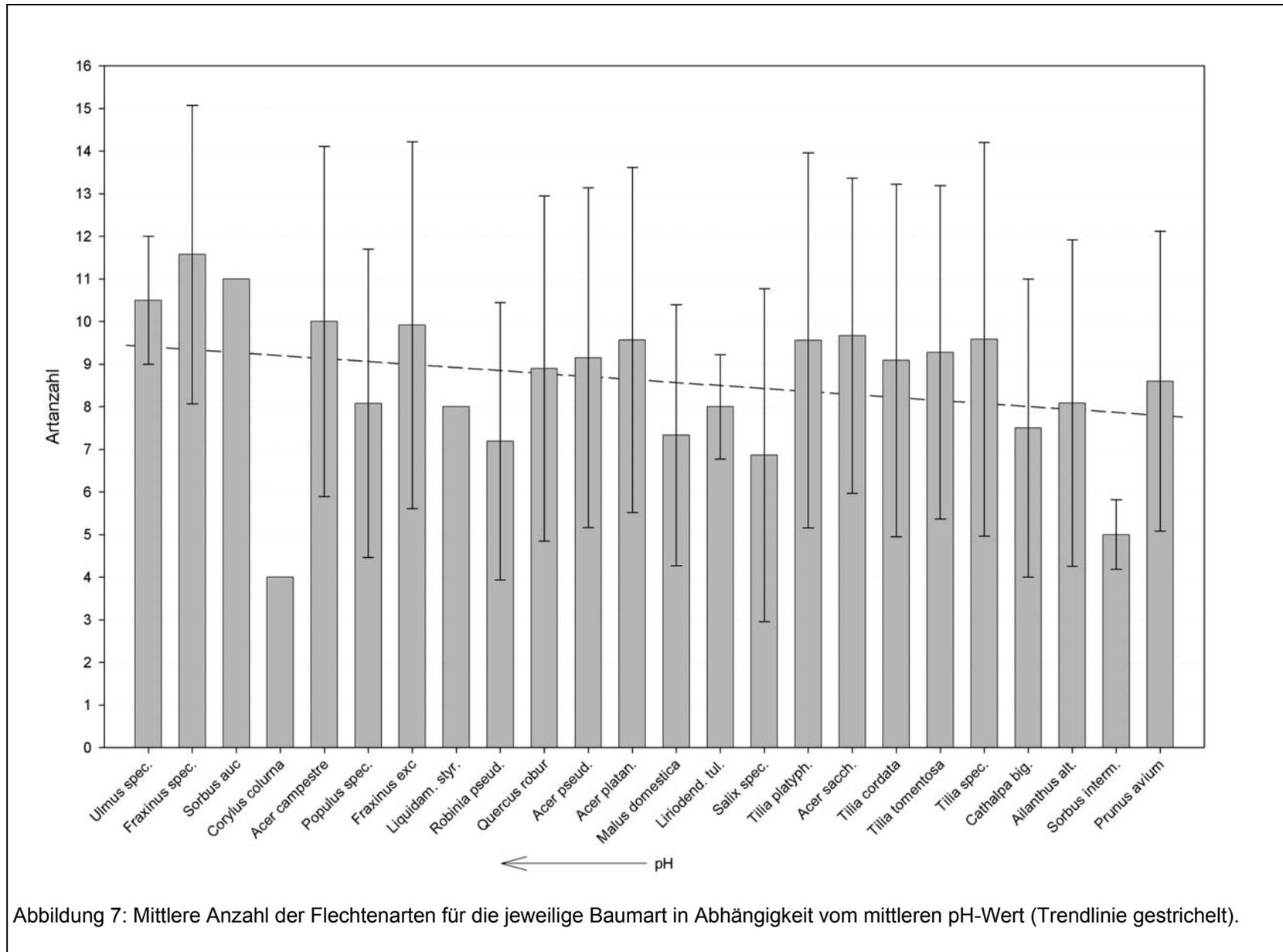
Abbildung 6: pH-Werte ausgewählter Baumarten im Ruhrgebiet. Die Standardabweichung ist nur für solche Arten angegeben, bei denen n > 1 ist.

Tabelle 3: Gegenüberstellung von pH-Werten, die an Bäumen im Ruhrgebiet und anderen Arealen gemessen wurden.

Baumart	pH-Wert	pH-Wertebereich	Autor	Stadt/Region	Meßmethode
<i>Acer platanoides</i>	6,2		FRANZEN 2001	Duisburg	Labormessung
<i>Acer platanoides</i>	6,49	6,1-6,9	KILLMANN & FISCHER 1999, 2000b	Westerwald	Labormessung
<i>Acer platanoides</i>	6,77		GAUSLAA 1995	Östmarka Forest Reserve, Norwegen	Flachkopfelektrode
<i>Acer platanoides</i>	4,48	3,9-5,3	KRICKE (unveröff.)	Herten	Flachkopfelektrode
<i>Acer platanoides</i>	4,8	4-5,35	KRICKE (unveröff.)	Ratingen	Flachkopfelektrode
<i>Acer pseudoplatanus</i>	5,3	4,9-5,9	VONARBURG 1993	Rigi, Schweiz	Flachkopfelektrode
<i>Acer pseudoplatanus</i>	6,16	5,4-6,8	KILLMANN & FISCHER 1999, 2000b	Westerwald	Labormessung
<i>Acer pseudoplatanus</i>	4,69	4,15-5,35	KRICKE (unveröff.)	Herne	Flachkopfelektrode
<i>Acer pseudoplatanus</i>	4,56	4-5,65	KRICKE (unveröff.)	Herten	Flachkopfelektrode
<i>Acer pseudoplatanus</i>	5,08	4,1-5,75	KRICKE (unveröff.)	Ratingen	Flachkopfelektrode
<i>Tilia platyphyllos</i>	5,62		FRANZEN 2001	Duisburg	Labormessung
<i>Tilia platyphyllos</i>	5,93	5,2-6,5	KILLMANN & FISCHER 1999, 2000b	Westerwald	Labormessung

Auch in anderen Großstädten und Ballungsräumen mit ähnlicher Belastungssituation (vgl. z.B. MEZGER & BORNKAMM 1989, SEAWARD 1979) kann diese Auswirkung saurer Luftverunreinigungen beobachtet werden. Jüngere Bäume, die aufgrund des geringeren Alters eine geringere Expositionszeit aufweisen, zeichnen sich im Allgemeinen durch eine weniger saure Borkenoberfläche aus.

Heutzutage wird die Borkenversauerung durch die Einwirkung von Stäuben und/oder stickstoffhaltigen Verbindungen oftmals kompensiert, da diese Immissionen zu einer Erhöhung des pH-Wertes beitragen. Da viele Flechtenarten weniger saures Substrat präferieren, sind derartige Trägerbäume in vielen Fällen besser besiedelt als solche mit niedrigeren pH-Werten (Abbildung 7).

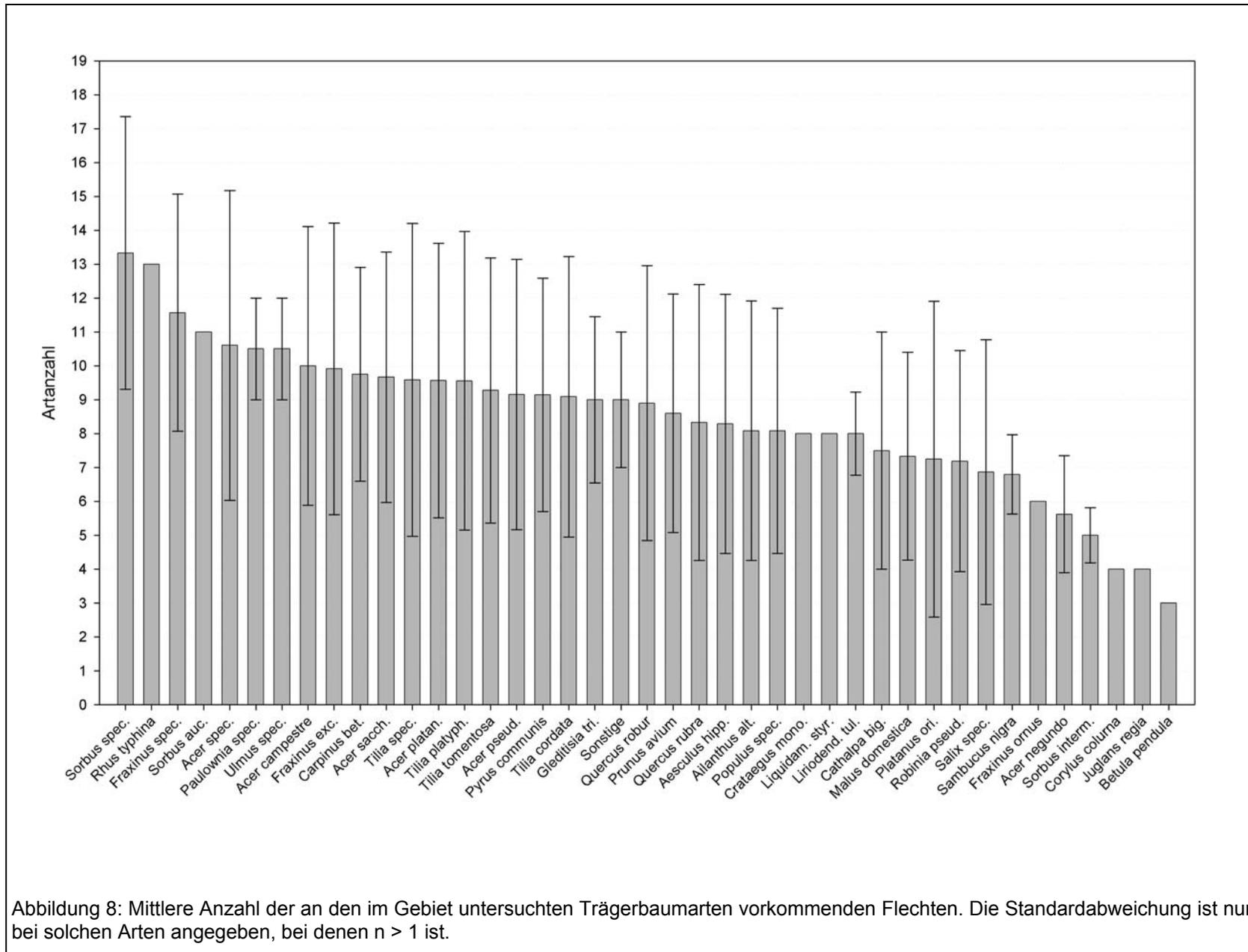


Neben der Azidität und dem Nährstoffangebot spielen aber auch andere Faktoren eine Rolle: So weisen Phorophyten mit rissiger Borke gegenüber solchen mit glatter Borke eine bessere Besiedelung auf. Dies kann auf bessere mikroklimatische Verhältnisse (höhere Feuchte, s. 1.2.1) und höheres Besiedelungspotential zurückgeführt werden, da Diasporen auf einer rauheren Borkenoberfläche leichter haften bleiben, als dies bei glatter Oberfläche der Fall ist. Da die Diasporenmenge in der Stadt sicherlich geringer als in anderen Gebieten ist (s. 139 ff.), spielt dieser Faktor eine wichtige Rolle bei der Etablierung neuer Individuen. Im Zusammenhang mit einer größeren Oberflächenrauigkeit verlangsamt sich auch der Stammabfluss, so dass rauhe Borken feuchter sind. Ein retardiertes Abfließen des Niederschlagswassers bedeutet zudem eine bessere Nährstoffversorgung, aber auch eine stärkere Beeinflussung mit Schadstoffen; dennoch erscheinen insgesamt die Bedingungen für epiphytische Flechten auf Bäumen mit rauher Borke günstiger.

Die Dauerhaftigkeit des Substrates ist insbesondere für langsamwüchsige Arten von Bedeutung. Bäume mit abblätternden Borken, wie es bei Platanen oder älteren Exemplaren von Bergahorn der Fall ist, werden in der Regel lediglich durch raschwüchsige Krusten- und Blattflechten besiedelt, langsamer wachsende Arten trifft man nur sehr vereinzelt an. Durch das wiederholte Abplatzen von Borkenstücken bei den genannten Baumarten wird die Flechtenvegetation gleichsam immer wieder von neuem auf ein recht junges Besiedelungsstadium zurückgesetzt, so dass sich ausgeprägte Artengemeinschaften mit älteren Exemplaren nicht entwickeln können (vgl. BOREHAM 1992).

Die gezielte Auswahl und Förderung bestimmter Baumarten, die besonders gut mit den Bedingungen der Stadt zurecht kommen (z.B. Immissions- und Trockenheitstoleranz), führt zu einer weiteren Beeinflussung der städtischen Flechtenvegetation durch den Menschen. Beispielsweise sind vielfach straßenzugweise Platanen gepflanzt worden, die aus den oben erwähnten Gründen keine guten Phorophyten darstellen. Wie die mittlere Anzahl an Flechten für die einzelnen während der aktuellen Untersuchung aufgenommenen Baumarten im Untersuchungsgebiet zeigt (Abbildung 8), weist die Platane daher im Schnitt ca. sieben Arten auf. Ebenfalls artenarme Phorophyten sind der vorliegenden Untersuchung zufolge z.B. *Robinia pseudoacacia*, verschiedene *Salix*-Arten und *Sambucus nigra*. Etwa neun Arten im Mittel und mehr weisen dagegen *Quercus spec.*, die *Tilia*- und *Acer*-Arten sowie *Fraxinus excelsior* auf.

Nichteinheimische Baumarten wie z.B. Götterbaum (*Ailanthus altissima*), Silberahorn (*Acer saccharinum*), Paulownie (*Paulownia spec.*) oder der Essigbaum (*Rhus typhina*) beherbergen der Untersuchung zufolge in vielen Fällen eine recht reichhaltige Flechtenvegetation und stellen somit eine gute Ergänzung zu einheimischen Phorophyten dar (vgl. auch BARKMAN 1970). Dies trifft jedoch lediglich für Laubbäume zu, da exotische Koniferen wie die meisten einheimischen Nadelhölzer wegen der sehr sauren Borken kaum bis überhaupt nicht von epiphytischen Flechten besiedelt werden (HEIBEL 2000).



Ebenso wie das Baumartenspektrum ist auch die räumliche Verteilung möglicher Trägerbäume in der Stadt recht heterogen. Die meisten geeigneten Trägerbäume finden sich in öffentlichen Grünflächen, Parks und Friedhöfen, um öffentliche Gebäude oder als z.T. alleearartig angepflanzte Straßenbäume entlang großer Straßenzüge. Gewerbegebiete und Wohngebiete mit Mehrfamilienhäusern weisen ebenfalls einen guten Bestand mit Flechtenbäumen auf. In Stadtteilen mit Einfamilienhäusern und großen Gärten („gut durchgrünte Wohngebiete“) sind dagegen meist nur sehr vereinzelt gute Trägerbäume anzutreffen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass von Seiten der Stadtverwaltung keine Straßenbäume angepflanzt wurden, und in den Privatgärten Rasenflächen, Blumenbeete und Koniferenpflanzungen dominieren. Findet sich doch hin und wieder einmal ein Laubbaum, so weist dieser meist keine Flechten auf, da eine freie Exposition durch dicht gepflanzte Sträucher verhindert wird. Aufgrund fehlender geeigneter Trägerbäume sind in der Regel auch die Innenstadtbereiche mit ihren Fußgängerzonen frei von epiphytischen Flechten.

Aus diesen Betrachtungen geht hervor, dass sich eine ganze Anzahl von Faktoren ungünstig auf das Vorkommen von Flechten in urbanen Gebieten auswirkt. Dabei sollte jedoch auch berücksichtigt werden, dass nicht nur im unmittelbaren Stadtbereich diese Effekte wirken und eine Verarmung bzw. ein Verschwinden der Epiphytenflora bewirken, sondern auch das Umland betreffen. Insbesondere bei großen Ballungsräumen mit entsprechenden Emissionsmengen wirkt sich die „Abluftfahne“ bis zu 100 km weit entlang der Hauptwindrichtung in das Umland aus (vgl. BOLLE 1992, BRODO 1966).

2. Vorbemerkung

Während für höhere Pflanzen z.B. anhand von Hemerobieskalen (WITTIG 1993) oder in Ergänzung zu den Ellenberg'schen Zeigerwerten mittels Indikatorwerten für den Hemerobiegrad das Verhältnis zwischen anthropogenen, insbesondere urbanen, Einflüssen und dem Vorkommen einzelner Arten oder Gesellschaften abgeschätzt werden kann, sind ähnliche Betrachtungen für Flechten wohl infolge des großflächigen Verschwindens aus den Städten infolge der vielerorts hohen Luftbelastung in Vergessenheit geraten. Zwar hat es Abschätzungen über den Empfindlichkeitsgrad einzelner Arten gegenüber Luftverunreinigungen gegeben – die wohl bekanntesten dürften die Toxitoleranz-Zeigerwerte von WIRTH (1992) sein – Angaben über das Verhältnis von Flechten zum Lebensraum Stadt finden sich jedoch nicht. Dabei beschrieben bereits gegen Ende des 19. und zu Beginn des 20. Jahrhunderts Lichenologen wie NYLANDER, VAINIO, ARNOLD oder NORRLIN, dass Flechten unterschiedlich auf menschliches Wirken reagieren: entweder verschwinden sie oder sie werden gefördert (KOSKINEN 1955). KOSKINEN, der in seiner Arbeit über Flechten in verschiedenen Waldgesellschaften Finnlands auch auf Flechten in der Umgebung von Siedlungen eingeht, unterscheidet in Entsprechung zu LINKOLA und RÄSÄNEN drei Gruppen von Flechten in Bezug auf ihr Verhältnis zum anthropogenen Einfluss: „...hemerophile, aus der Kultur Nutzen ziehende, hemerodiaphore, gegenüber der Kultur indifferent und hemerophobe, unter der Kultur leidende...“ (KOSKINEN 1955). Er berichtet davon, dass in der Umgebung menschlicher Siedlungen eine reichhaltigere Flechtenvegetation anzutreffen ist, und viele Arten überhaupt nur dort vorkommen, während sie in den Wäldern oder anderen Naturräumen fehlen. Das Auftreten derartiger „Kulturflechten“ sowie die Reichhaltigkeit der Flechtenvegetation an siedlungsnahen Baumbeständen allgemein und ihr auffälliger Unterschied zu den

Naturwäldern wird auf günstigere Belichtungs- und Substratverhältnisse sowie auf den Einfluss stickstoffhaltiger Immissionen zurückgeführt.

Dieser Ansatz von KOSKINEN, Flechten in Gruppen bezogen auf ihre Reaktion gegenüber der anthropogenen Umwelt einzugliedern, soll hier in Form eines Indikatorwertes wieder aufgegriffen werden.

Dieser sogenannte artspezifische Stadt- oder Urbanotoleranzfaktor beschreibt demnach den Toleranzgrad gegenüber den städtischen Umweltbedingungen einer Art. Es wird hier bewusst der Begriff „Toleranz“ verwendet und auf das traditionelle „urbanophil“ oder „hemerophil“ verzichtet, da Flechten wegen ihrer hohen allgemeinen Empfindlichkeit die menschliche Umgebung eher meiden als präferieren; selbst als typische Stadtflechten bezeichnete Arten wie *Lecanora conizaeoides* oder *L. muralis* weisen ein gehemmtes Wachstum oder eine verminderte Fruchtkörperbildung unter dem Einfluss schädigender Faktoren auf (FEIGE et al. 1980, 1990). Daher kann der Begriff „Toleranz“ adäquat ausdrücken, dass die urbanen Umwelteinflüsse zwar in den Bereich der ökologischen Potenz fallen, aber meist nicht im Optimalbereich liegen. Einige Arten werden wie bereits seit langem bekannt durch menschliche Aktivitäten, insbesondere durch die Anreicherung der Umwelt mit Stickstoffverbindungen, gefördert (vgl. KOSKINEN 1955). Doch erscheint es nicht zutreffend, für in urbanen Räumen vorkommende Arten Begrifflichkeiten wie „Synanthropie“ oder „Urbanophilie“ zu verwenden, da diese Arten auch außerhalb der Städte gute Populationen bilden, also nicht auf den urbanen Einfluss, sondern wie erwähnt auf Stickstoffeinträge reagieren. Allenfalls wäre es angebracht in diesem Zusammenhang von „Kulturfolgern“ zu sprechen, d.h. dass dies Arten sind, die allgemein durch anthropogen bedingte Stickstoffimmissionen gefördert werden. Diese „Kulturfolger“ kommen auch in stadtfernen Gebieten vor, aber natürlich auch innerstädtisch, sofern sie andere Faktoren der Stadt (Klima, Schadstoffe) tolerieren können. „Kulturflüchter“ sind demnach jene Flechten, die nicht von den menschlichen Nährstoffeinträgen profitieren und allgemein im Rückgang begriffen sind.

Die Angabe der Urbanotoleranz beschreibt also, wie weit die jeweilige Art mit den im Lebensraum Stadt auftretenden Faktoren (s. 1) zurecht kommt. Der Vorteil eines artbezogenen Urbanotoleranzwertes für Flechten liegt darin, dass analog zu den Hemerobiewerten höherer Pflanzen Informationen über die Summe aller einwirkenden Umwelteinflüsse gewonnen werden. Auch hier können zeitliche Vergleichsuntersuchungen eines Gebietes Aufschlüsse über zurückliegende oder zukünftige Entwicklungen geben (s. 3.3). Darüber hinaus könnte der Stadttoleranzfaktor ähnlich wie der Toxitoleranzwert von WIRTH (1992) ein wichtiges Werkzeug bei der artspezifischen Gewichtung im Rahmen von bioindikatorischen Untersuchungen darstellen.

Die meisten der in der Literatur vorhandenen Empfindlichkeitsfaktoren gegenüber Umwelteinflüssen entstanden unter dem Einfluss einer dominierenden Schadstoffkomponente wie dem SO₂ (z.B. Empfindlichkeitswerte des LuGI-Verfahrens) und berücksichtigen daher nur einen oder wenige Faktoren, oder beruhen wie die WIRTH'schen Zeigerwerte auf Erfahrungswerten. Der Anspruch an einen neuen Indikatorwert, den Stadttoleranzwert, besteht dagegen darin, dass dieser integrativ gegenüber möglichst sämtlichen einwirkenden Umweltfaktoren sein soll und weitgehend objektiv ist.

2.1 Herleitung des Stadttoleranzwertes

Auf Grundlage dieser Notwendigkeiten spielt die Beobachtung, dass artenreiche epiphytische Gesellschaften generell ein Zeichen für gute Umweltbedingungen sind (vgl. SHOWMAN 1997) eine große Rolle. Entsprechend den klassischen Vorstellungen basierend auf SERNANDER (1926) verarmt im Allgemeinen die Flechtenvegetation in Richtung auf das Stadtzentrum. Zwar kann eine klassische Zonierung von der peripheren Normalzone bis hin zur zentralen Flechtenwüste heute in vielen Städten nicht mehr angetroffen werden, dennoch nimmt in den meisten Fällen die Artendiversität zu den Außenbereichen hin zu.

2.1.1 Berechnung des Begleitartenwertes

Dieser Gedanke, dass der Artenreichtum von Flechtengesellschaften die Umweltgüte widerspiegelt, geht auf Arbeiten von LEBLANC & DE SLOOVER (1970) zurück, die einen errechneten Wert, den Faktor Q, in ihre IAP-Formel zur Bestimmung der Luftgüte einbezogen und somit einen artspezifischen Gewichtungsfaktor verwendeten. Dieser Faktor Q wurde als Artenbegleitfaktor bezeichnet und beschreibt die mittlere Anzahl an Begleitarten, die zusammen mit einer Art im Gebiet angetroffen werden können.

Da der Begleitartenfaktor eine errechenbare und somit objektive Größe darstellt sowie als intrinsischer Faktor ein Abbild der auf die Flechtenvegetation einwirkenden Umweltparameter liefert, erscheint die Definition des Begleitartenwertes nach LEBLANC & DE SLOOVER im Sinne eines Stadttoleranzwertes am besten geeignet.

Als Einschränkung für die Anwendbarkeit des Q-Wertes kann jedoch, wie bereits die Autoren

$$Q_l = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n S_{ij}}{m}$$

Gleichung 1: Berechnung des Begleitartenfaktors. Q_l = Begleitartenfaktor der Art l , n = Anzahl der begleitenden Arten, m = Anzahl der Aufnahmepunkte, an denen l vorkommt, i = Begleitart ($i \neq l$); S_{ij} = ist 1, wenn i am Aufnahmepunkt j vorkommt (verändert nach LEBLANC & DE SLOOVER 1970). Berechnungsbeispiel s. Anhang.

selbst sowie HERBEN & LIŠKA (1984, 1986) anmerken, die starke Abhängigkeit sowohl vom Untersuchungsgebiet als auch vom Zustand der Flechtenvegetation angeführt werden. Aus diesen Gründen kann der Begleitartenwert als solcher nur für eine bestimmte Untersuchung gelten und ist nicht wie viele ordinale Werte (Zeigerwerte, Toxitolanzwerte) auf andere Studien übertragbar oder für einen bestimmten Untersuchungsraum (z.B. Mitteleuropa) zu verallgemeinern. Auf diese Problematik wird unter 3.2 noch genauer eingegangen.

In der nachfolgenden Tabelle 4 sind die Begleitartenwerte für die im Untersuchungsgebiet (s. 5.1) nachgewiesenen Arten aufgeführt.

Tabelle 4: Begleitartenwerte der im Untersuchungsgebiet angetroffenen Arten mit Standardabweichung und Grundgesamtheit.

Art	Begleitartenwert (Q-Wert)	Standardabweichung	Gesamtheit	Standardabweichung (%)
<i>Lecanora sambuci</i>	7,0	-	1	-
<i>Micarea nitschkeana</i>	7,0	-	1	-
<i>Lecanora conizaeoides</i>	7,8	3,75	725	48
<i>Physcia tenella</i>	8,2	3,70	1771	45
<i>Parmelia sulcata</i>	8,6	3,64	1609	42
<i>Lepraria incana</i> s.l.	8,9	3,94	657	44
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	8,9	3,74	1197	42
<i>Lecanora chlarotera</i>	9,0	0,00	2	0
<i>Amandinea punctata</i>	9,1	3,62	1055	40
<i>Physcia adscendens</i>	9,1	3,60	1287	40
<i>Melanelia subaurifera</i>	9,3	3,56	696	38
<i>Lecanora symmicta</i>	9,3	0,47	3	5
<i>Xanthoria parietina</i>	9,4	3,65	483	39
<i>Hypogymnia physodes</i>	9,6	3,71	937	39
<i>Lecanora muralis</i>	9,7	5,21	18	54
<i>Lecanora dispersa</i> s.l.	9,7	3,83	478	39
<i>Melanelia glabratula/subaurifera</i>	9,8	3,53	981	36
<i>Evernia prunastri</i>	9,8	3,56	921	36
<i>Xanthoria polycarpa</i>	9,9	3,59	675	36
<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i>	9,9	3,61	813	36
<i>Lecanora expallens</i>	10,0	3,63	791	36
<i>Rinodina gennarii</i>	10,0	2,08	6	21
<i>Physcia stellaris</i>	10,1	3,30	8	33
<i>Lecidella elaeochroma</i>	10,1	2,47	7	24
<i>Parmelia saxatilis</i>	10,6	3,69	27	35
<i>Scoliosporium chlorococcum</i>	10,6	3,61	52	34
<i>Punctelia subrudecta/ulophylla</i>	10,6	3,55	593	33
<i>Platismatia glauca</i>	10,7	1,25	3	12
<i>Physcia caesia</i>	10,8	3,61	272	33
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	10,8	5,09	19	47
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	10,9	3,40	116	31
<i>Candelariella vitellina</i>	11,0	3,19	20	29
<i>Punctelia borreri</i>	11,0	2,45	3	22
<i>Physcia aipolia</i>	11,0	3,00	2	27
<i>Xanthoria candelaria</i>	11,0	3,47	454	32
<i>Flavoparmelia caperata</i>	11,1	3,60	396	33
<i>Bacidina arnoldiana</i>	11,3	3,50	18	31
<i>Candelaria concolor</i>	11,5	4,05	11	35
<i>Melanelia exasperatula</i>	11,6	3,81	84	33
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	11,8	4,14	116	35
<i>Phyconia grisea</i>	11,9	3,59	30	30
<i>Lecanora barkmaniana</i>	12,0	-	1	-
<i>Ramalina farinacea</i>	12,0	4,12	159	34
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	12,1	3,27	40	27
<i>Parmotrema chinense</i>	12,2	3,34	115	27
<i>Cetrelia olivetorum</i>	12,6	4,33	8	34

Art	Begleitartenwert (Q-Wert)	Standard- abweichung	Gesamtheit	Standardabweichung (%)
<i>Usnea filipendula</i>	12,7	3,99	37	32
<i>Parmelina pastillifera</i>	12,8	2,59	4	20
<i>Flavoparmelia soledians</i>	12,8	3,90	4	31
<i>Usnea hirta</i>	12,9	2,72	21	21
<i>Candelariella aurella</i>	13,0	-	1	-
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	13,0	1,41	3	11
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	13,1	2,73	54	21
<i>Strangospora pinicola</i>	13,1	3,55	12	27
<i>Usnea subfloridana</i>	13,3	3,22	28	24
<i>Physcia dubia</i>	13,4	3,61	5	27
<i>Parmelina tiliacea</i>	13,5	4,50	2	33
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	14,2	3,37	39	24
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	15,5	4,50	2	29
<i>Flavoparmelia flaventior</i>	18,0	-	1	-
<i>Physconia perisidiosa</i>	18,0	-	1	-
<i>Bryoria fuscescens</i>	19,0	-	1	-

Es fällt auf, dass in fast allen Fällen, bei denen die Grundgesamtheit mehr als zwei Nachweise beträgt, der errechnete Begleitartenwert eine hohe Standardabweichung aufweist. Dies hängt von folgenden Gründen ab: Viele Arten, besonders solche, die eine weite ökologische Amplitude haben, kommen sowohl in artenreichen als auch artenarmen Verbänden vor. Flechten, die im Mittel eher in artenarmen Gesellschaften vorkommen und daher einen niedrigen Stadttoleranzfaktor aufweisen, fehlen in der Regel nicht an günstigeren Standorten mit einer höheren Artenvielfalt. In diesem Zusammenhang ist zu betonen, dass das Untersuchungsgebiet eine verarmte Flechtenflora aufweist, die erst seit etwa 15-20 Jahren in einer Phase der Regeneration befindlich ist (s. Teil B). Daher sind die artenarmen Bestände als Pioniergesellschaften zu bezeichnen. Selbst die artenreichsten Bestände sind verglichen mit Gebieten, in denen nie eine derartige Schädigung der Flechtenvegetation wie im Untersuchungsgebiet stattgefunden hat, als artenarm zu bezeichnen. Zudem befinden sich potentiell artenreichere Flechtengesellschaften als z.B. das Physcietum adscendentis noch in der Entwicklung. Daher können oftmals Arten aus Pioniergesellschaften zusammen mit solchen angetroffen werden, die für artenreiche Bestände typisch sind. Die Pionierarten treten erst mit weiterer Entwicklung gegenüber diesen zurück.

Arten mit relativ hohen Begleitartenwerten, die ebenfalls eine hohe Standardabweichung aufweisen, kommen offenbar in einigen Fällen auch in artenärmeren Beständen vor. Wenn die Artenvielfalt eines Standortes Maß für die Urbanität ist, dann dürften Flechten mit hohen Q-Werten nicht in artenarmen Gesellschaften zu finden sein. Dass sie an solchen Plätzen doch vorkommen, kann darauf zurückgeführt werden, dass die Phase der Wiederbesiedelung noch nicht abgeschlossen ist, und demnach zwar an günstigen Standorten (mit einer geringen Urbanität) empfindliche Arten Fuß fassen konnten, allerdings sich (noch) keine entsprechende Gesellschaftsform etabliert hat. Dass dies in der Regel jedoch Ausnahmereischeinungen sind, zeigen die vergleichsweise hohe Stadttoleranzwerte allgemein als sensibel eingestufte Arten.

2.1.2 Beziehung zwischen Begleitartenwert und Urbanität

Zur Verwendung des Begleitartenwertes im Sinne eines Zeigerwertes für die Toleranz gegenüber urbanen Bedingungen wird nachfolgend eine Beziehung zwischen dem Q-Wert

und dem Grad der Urbanität hergestellt. Als Grundlage für eine Klassifizierung des Stadteinflusses (Urbanität) dient die Auswertung von Satellitenbildern des EU-Projektes „CORINE Land Cover“ (EUROPEAN COMMUNITIES-COMMISSION 1992). Der Bezug zwischen der Nutzung relevanter Flächen und den darauf basierenden Urbanitätsklassen ist in nachfolgender Tabelle 5 aufgeführt:

Tabelle 5: Klassifizierung der Flächennutzung nach Urbanitätsgraden.

Flächennutzung	zugewiesener Urbanitätsgrad	Klasse
Durchgängig städtisch geprägt (Versiegelung > 80 %)	extrem urban (dichte Bebauung)	1
Städtische Grünflächen und Sport- und Freizeitanlagen	extrem urban bis urban (innerstädtische Grünflächen)	2
Nicht durchgängig städtisch geprägt (Versiegelung < 80 %)	urban (lockere Bebauung)	3
landwirtschaftliche Flächen und natürl. Grünland	nicht urban (Umland)	4

Zur Untersuchung der Korrelation zwischen Urbanitätsgrad und Begleitartenwert wurde für jeden Untersuchungspunkt auf Grundlage der Flächennutzungsbewertung der Urbanitätsgrad nach obiger Tabelle definiert. Ausgenommen von der Bewertung wurden Standpunkte in Waldflächen, in Gewerbegebieten, auf Abbaufeldern und an Gewässerläufen, da hier aus verschiedenen Gründen von vornherein der Bezug zwischen vorkommender Flechtenvegetation und Standortnutzung nicht stimmig erscheint. Im Falle von Waldflächen ist es beispielsweise so, dass aufgrund der Flächennutzung (sehr geringer städtischer Einfluss) eine gute Flechtenvegetation zu erwarten wäre, diese jedoch in den meisten Forstgebieten im Einzugsbereich des Ruhrgebietes nicht angetroffen wird. Die Epiphytenarmut bewaldeter Areale in dieser Region ist ein Phänomen, das möglicherweise darauf zurückzuführen ist, dass die meist recht alten Waldbäume (besonders solche mit einer geringen Pufferkapazität wie z.B. *Quercus spec.*) durch die sauren Schadstoffemissionen der Vergangenheit eine versauerte Borke aufweisen, so dass die Besiedelung durch Flechten stark behindert ist. Zudem filtert das dichte Kronendach (zumindest während der Vegetationsperiode) ankommende Diasporen aus dem Luftstrom heraus, so dass im unteren Stammbereich außer *Lepraria incana* s.l. oder *Lecanora conizaeoides* kaum weitere Arten angetroffen werden. Weitere Aspekte wie der Lichthaushalt im Bestand dürften nur eine untergeordnete Rolle spielen, da an Standorten ähnlicher Ausprägung, aber mit einer weitgehend von Schadstoffen unbeeinflussten Vergangenheit (z.B. Eifel) reiche Flechtenvegetationen zu finden sind. Gewerbegebiete dagegen sind von der Nutzung her als Flächen mit deutlich urbanem Charakter einzustufen, da es z.B. durch den hohen Anteil versiegelter Flächen (Verkehrswege und Gebäude) zu einer Überwärmung kommt, und auch das nutzungsbedingte Verkehrsaufkommen hoch sein kann. Insbesondere in neueren Gewerbeflächen mildern angelegte Grünstreifen mit Schutzpflanzungen diese Auswirkungen; an den meist recht jungen Bäumen kann (aufgrund der guten Aziditätsverhältnisse) eine z.T. recht gute Flechtenvegetation gefunden werden, die nicht zum urbanen Charakter dieser Flächennutzungskategorie passt. Ferner ist je nach Alter, d.h. Gründungsdatum der Gewerbegebiete, der Anteil derartiger Grünflächen recht verschieden, so dass innerhalb dieser Gruppe eine hohe Heterogenität herrscht.

Um den jeweiligen Urbanitätsgraden entsprechende Begleitartenwerte zuzuordnen zu können und somit für die einzelnen Arten Stadttoleranzwerte zu definieren, wurde die relative Häufigkeit der Begleitartenwerte in Beziehung zur Flächennutzung (= Urbanitätsgrad) gesetzt. Dafür wurde in Form von Punktdiagrammen getrennt für die vier Urbanitätsgrade das relative Auftreten der vorkommenden Urbanotoleranzfaktoren aufgetragen. Die durch diese Punktwolken gelegten Regressionsgeraden sind der Übersichtlichkeit wegen in einer separaten Abbildung dargestellt (s. Abbildung 9).

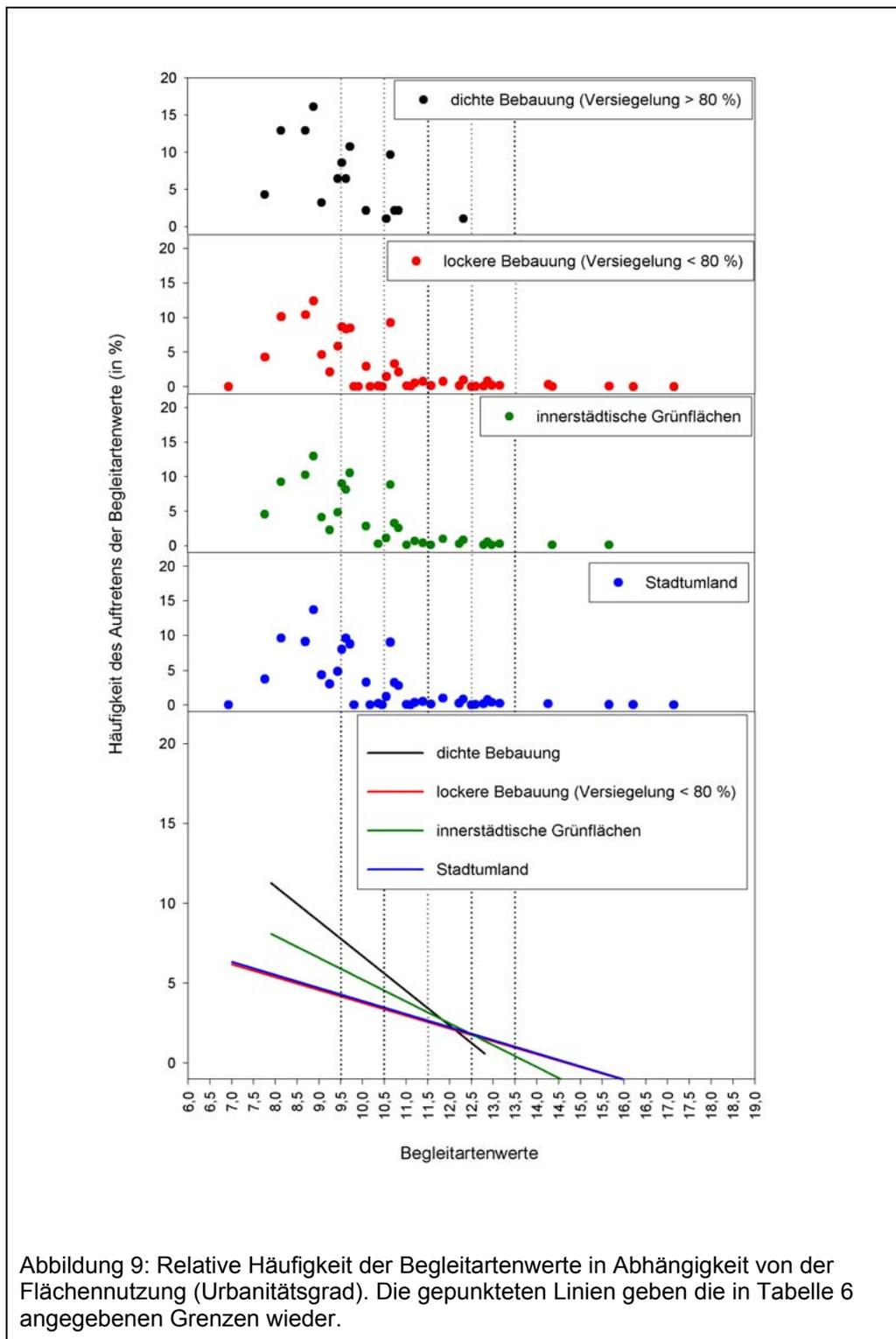


Abbildung 9: Relative Häufigkeit der Begleitartenwerte in Abhängigkeit von der Flächennutzung (Urbanitätsgrad). Die gepunkteten Linien geben die in Tabelle 6 angegebenen Grenzen wieder.

Betrachtet man die relative Häufigkeit, mit der die Urbanotoleranzfaktoren in den jeweiligen Nutzungskategorien auftreten, so fällt allgemein bei den Punktdiagrammen auf, dass die meisten Punkte im Bereich zwischen 8 bis 12 bzw. 8 bis 14 vorkommen. Bei lockerer Wohnbebauung sowie im Umland werden die niedrigsten und höchsten Urbanotoleranzwerte erreicht. Diese sind allerdings nur in geringer Häufigkeit vorhanden (meist unter 1 %), während Urbanotoleranzwerte zwischen 9 und 11 am häufigsten auftreten.

Sämtliche Regressionsgeraden weisen eine negative Steigung auf; diese ist für die Gerade, die eine extrem urbane Nutzung repräsentiert, am größten, während die Ausgleichsgerade, die nur einen geringen urbanen Einfluss darstellt, die geringste negative Steigung aufweist.

Dieses Ergebnis lässt folgende Interpretation zu: Bei der Betrachtung der Punktdiagramme wird deutlich, dass unabhängig von dem Verstärterungsgrad Arten mit niedrigen Urbanotoleranzwerten zwischen 8 und 11 dominieren. Am häufigsten treten als ubiquitäre Arten *Physcia tenella*, *Physcia adscendens*, *Phaeophyscia orbicularis* und *Parmelia sulcata* auf. Während allerdings mit 13,6 im Falle der dichten Bebauung der höchste Wert (als Einzelfall) erreicht wird, kommen innerhalb der lockeren Bebauung, innerhalb der städtischen Grünflächen sowie außerhalb der geschlossenen Bebauung noch eine Reihe weiterer Flechten mit Urbanotoleranzwerten bis zum Höchstwert von 19 vor (bei „lockere Bebauung“ und „Stadtumland“). Diese Arten sind nur in geringer Häufigkeit vorhanden, zumeist handelt es sich um Einzelfunde. Im Vergleich zueinander weisen die lockere Bebauung und das Stadtumland das größte Spektrum an Stadttoleranzfaktoren auf, gefolgt von den Grünflächen. Zwar fehlt eine deutlich erkennbare Abnahme der niedrigen Urbanotoleranzwerte, so dass eine signifikante Verschiebung der einzelnen Punktwolken zu höheren Urbanotoleranzwerten nicht sichtbar wird. Dass dies bei dem vorliegenden Datensatz nicht der Fall ist, mag auf folgende Gründe zurückzuführen sein:

- 1) Die satellitenbildbasierte Bewertung der Flächennutzung mag mit einer gewissen Ungenauigkeit behaftet sein, d.h., dass einige Standorte z.B. der Kategorie 3 fälschlicherweise der Kategorie 1 zugeordnet wurden. Derartige Ungenauigkeiten erscheinen als unvermeidbar.
- 2) Wesentlicher als der vorhergenannte Grund ist, dass sich die untersuchte Flechtenvegetation in einem Stadium der Erholung befindet. Wie in 7.4.2 erläutert, werden viele bislang unbewachsene epiphytische Standorte im Zuge der Wiederbesiedelung des Gebietes erobert; Arten mit einer hohen allgemeinen Toleranz, insbesondere aber gegenüber den städtischen Faktoren, vermögen besonders rasch diese „Pionierstandorte“ zu besiedeln, so dass andere, vielleicht weniger schnellwüchsige Arten, in der Konkurrenz unterlegen sind und daher seltener auftreten. Die Ubiquisten, zu denen als Beispiele *Physcia tenella* oder *Phaeophyscia orbicularis* zählen, werden zudem durch die in allen Urbanitätsklassen vorhandenen anthropogenen Stickstoffeinträge gefördert. An weniger vom Menschen beeinflussten Standorten müssten diese Arten zugunsten anderer, mit höheren Stadttoleranzwerten ausgezeichneter Flechten, in ihrem Vorkommen zurückgehen.

Ferner ist es überhaupt schwierig, eine deutliche Zonierung des städtischen Einflusses innerhalb des Ballungsraumes Ruhrgebiet zugrunde zu legen, auch wenn dies nach der Nutzung der Flächen möglich erscheint. Die Größe und Nähe der Einzelstädte innerhalb der „Megapolis“ bedingen, dass der städtische Einfluss (hinsichtlich Luft hygiene und Bioklima) auch außerhalb der dichten Kernbereiche hoch bleibt und sich eine „echte“ Umlandsituation erst mit einiger Entfernung zum Gesamttraum einstellt.

Dennoch deuten die Punktdiagramme darauf hin, dass mit abnehmendem Urbanitätsgrad vermehrt Arten mit höheren Urbanotoleranzwerten auftreten.

Dies wird besonders gut anhand der Regressionsgeraden der einzelnen Punktdiagramme deutlich. Während die Ausgleichsgerade für die dichte Bebauungssituation anzeigt, dass die Häufigkeit niedriger Urbanotoleranzwerte deutlich dominiert und höhere Werte sehr viel weniger präsent sind, weist der Verlauf der anderen Geraden in einer Abstufung darauf hin, dass mit abnehmender Bebauungsdichte die Häufigkeit des Auftretens von Arten mit höheren Urbanotoleranzwerten zunimmt. Dabei ist erkennbar, dass im Falle der lockeren Bebauung die Häufigkeit höherer Stadttoleranzwerte größer ist als beim Umland oder den innerstädtischen Grünflächen. Die Abweichung vom theoretischen Verlauf der Geraden (negative Steigung wie dargestellt für die dichte Bebauung und Umkehr zu positiver Steigung mit zunehmender Annäherung an die stadtferne Situation) ist wie bereits mehrfach erwähnt auf die besondere Situation des Großraumes Ruhrgebiet sowie Ungenauigkeiten bei der Herstellung der Beziehung zwischen Standorten und Flächenkategorie zurückzuführen.

Trotz dieser Einschränkungen kann anhand der Häufigkeit des Vorkommens der jeweiligen Begleitartenwerte in den einzelnen Urbanitätsklassen die in der nachfolgenden Tabelle 6 dargestellte Klassifizierung der Q-Werte im Sinne einer Stadttoleranzabschätzung vorgenommen werden.

Tabelle 6: Zuordnung der Begleitartenwerte zum Verhalten der Arten gegenüber dem städtischen Lebensraum.

Wertebereich	Definition
< 9,5	extrem stadttolerant
9,5-10,5	sehr stadttolerant
10,5-11,5	stadttolerant
11,5-12,5	mäßig stadttolerant
12,5-13,5	wenig stadttolerant
> 13,5	stadtmeidend

Die getroffene, zugegebenermaßen recht subjektive Einteilung in die Toleranzklassen ist als Versuch zu sehen, den hier aufgeführten Arten eine verbale Toleranz zuzuschreiben. Die Grenzen zwischen den einzelnen Stufen der Urbanotoleranz sind nicht als starre Zäsuren zu sehen, sondern eher als Richtwerte zu verstehen, die durchaus einen gewissen Übergangsbereich zwischen den einzelnen Abstufungen zulassen. Die Festlegung der Abstufung findet Unterstützung in der graphischen Darstellung der artbezogenen Q-Werte (Abbildung 10), bei der mehr oder minder deutlich einzelne Plateaus bei den angegebenen Werten erkennbar sind, die über Zwischenwerte verbunden werden.

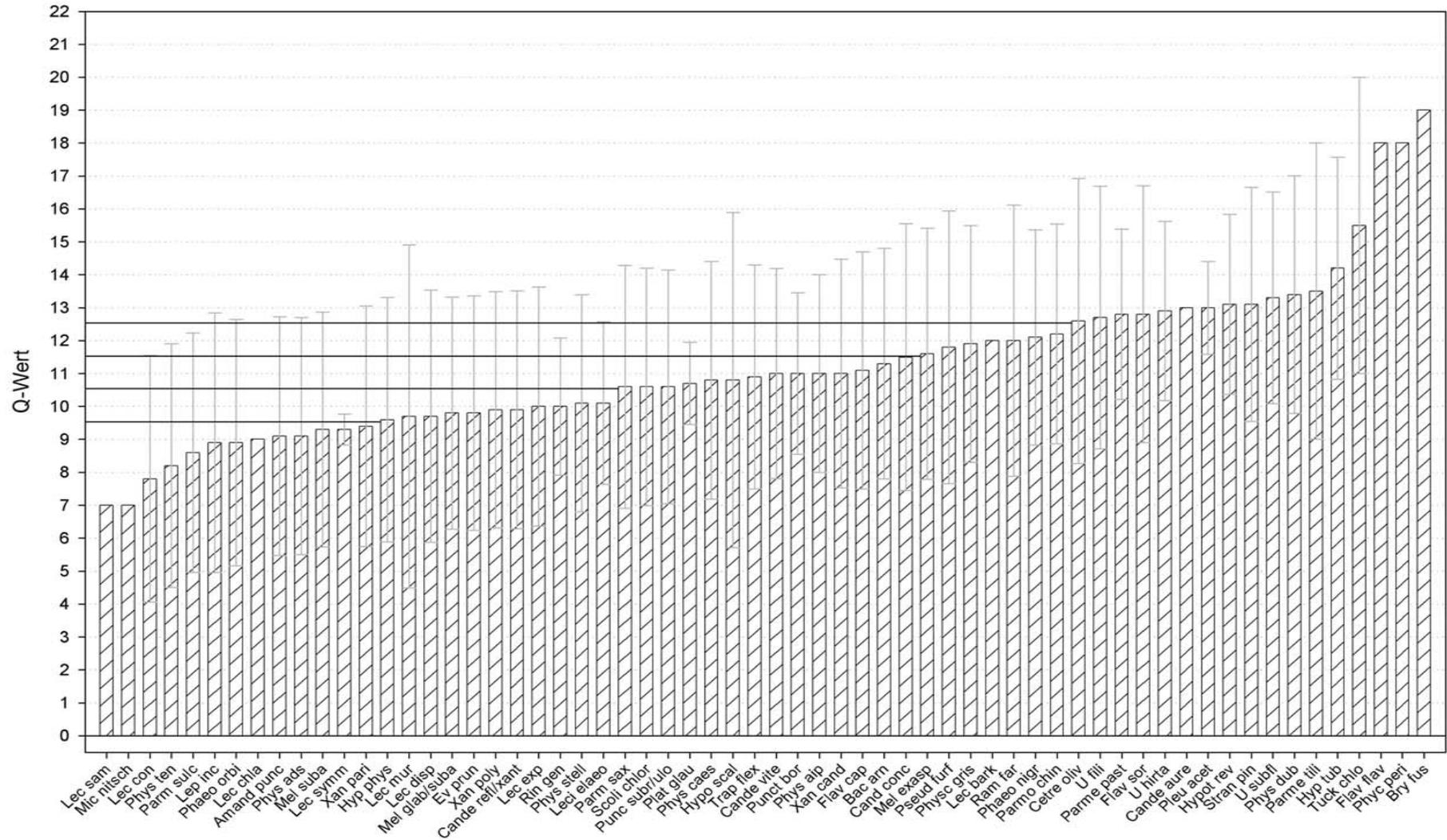


Abbildung 10: Graphische Darstellung der Stadttoleanzwerte der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten. Die horizontalen Linien entsprechen den in Tabelle 6 aufgeführten Grenzen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Trotz der genannten Einschränkungen ist ein Zusammenhang zwischen dem Grad der Urbanität und der Wertigkeit des Urbanotoleranzfaktors erkennbar, so dass der Begleitartenfaktor Q im Sinne eines artbezogenen Stadttoleranzfaktors verwendet werden kann. Daher kann trotz einer allgemein hohen Standardabweichung für jede Art wie nachfolgend aufgeführt eine Stadttoleranz definiert werden.

Tabelle 7: Klassifizierung der im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten nach ihrer Urbanität.

Art	Urbanotoleranzwert	Urbanotoleranz	
<i>Lecanora sambuci</i>	7,0	extrem stadttolerant	
<i>Micarea nitschkeana</i>	7,0		
<i>Lecanora conizaeoides</i>	7,8		
<i>Physcia tenella</i>	8,2		
<i>Parmelia sulcata</i>	8,6		
<i>Lepraria incana</i> s.l.	8,9		
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	8,9		
<i>Lecanora chlarotera</i>	9,0		
<i>Amandinea punctata</i>	9,1		
<i>Physcia adscendens</i>	9,1		
<i>Lecanora symmicta</i>	9,3		
<i>Xanthoria parietina</i>	9,4		
<i>Hypogymnia physodes</i>	9,6		sehr stadttolerant
<i>Lecanora muralis</i>	9,7		
<i>Lecanora dispersa</i> s.l.	9,7		
<i>Melanelia glabratula/subaurifera</i>	9,8		
<i>Evernia prunastri</i>	9,8		
<i>Xanthoria polycarpa</i>	9,9		
<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i>	9,9		
<i>Lecanora expallens</i>	10,0		
<i>Rinodina gennarii</i>	10,0		
<i>Physcia stellaris</i>	10,1		
<i>Lecidella elaeochroma</i>	10,1		
<i>Parmelia saxatilis</i>	10,6	stadttolerant	
<i>Scoliciosporum chlorococum</i>	10,6		
<i>Punctelia subrudecta/ulophylla</i>	10,6		
<i>Platismatia glauca</i>	10,7		
<i>Physcia caesia</i>	10,8		
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	10,8		
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	10,9		
<i>Candelariella vitellina</i>	11,0		
<i>Punctelia borrieri</i>	11,0		
<i>Physcia aipolia</i>	11,0		
<i>Xanthoria candelaria</i>	11,0		
<i>Flavoparmelia caperata</i>	11,1		
<i>Bacidina arnoldiana</i>	11,3		

Art	Urbanotoleranzwert	Urbanotoleranz
<i>Candelaria concolor</i>	11,5	mäßig stadttolerant
<i>Melanelia exasperatula</i>	11,6	
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	11,8	
<i>Physconia grisea</i>	11,9	
<i>Lecanora barkmaniana</i>	12,0	
<i>Ramalina farinacea</i>	12,0	
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	12,1	
<i>Parmotrema chinense</i>	12,2	
<i>Cetrelia olivetorum</i>	12,6	
<i>Usnea filipendula</i>	12,7	
<i>Parmelina pastillifera</i>	12,8	
<i>Flavoparmelia soledians</i>	12,8	
<i>Usnea hirta</i>	12,9	
<i>Candelariella aurella</i>	13,0	
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	13,0	
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	13,1	
<i>Strangospora pinicola</i>	13,1	
<i>Usnea subforidana</i>	13,3	stadtmeidend
<i>Physcia dubia</i>	13,4	
<i>Parmelina tiliacea</i>	13,5	
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	14,2	
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	15,5	
<i>Flavoparmelia flaventior</i>	18,0	
<i>Physconia perisidiosa</i>	18,0	
<i>Bryoria fuscescens</i>	19,0	

Als extrem stadttolerant können *Lecanora sambuci*, *Lecanora conizaeoides*, *Physcia tenella*, *Parmelia sulcata*, *Lepraria incana* s.l., *Phaeophyscia orbicularis*, *Amandinea punctata*, *Physcia adscendens* und *Xanthoria parietina* gelten. Wegen der geringen Datenbasis (Einzelfunde bis sehr wenige Nachweise) werden *Lecanora sambuci*, *Micarea nitschkeana*, *Lecanora chlorotera* und *Lecanora symmicta* von einer Bewertung ausgenommen.

Durch eine hohe Stadttoleranz zeichnen sich *Hypogymnia physodes*, die auch auf Gestein vorkommenden Arten bzw. Gruppen *Lecanora muralis* und *L. dispersa* s.l., *Melanelia glabratula/subaurifera*, *Evernia prunastri*, *Xanthoria polycarpa*, *Candelariella reflexa/xanthostigma* und *Lecanora expallens* aus. Trotz der geringen Nachweismenge von *Rinodina gennarii*, *Physcia stellaris* und *Lecidella elaeochroma* erscheint es nicht allzu fraglich, die Arten ebenfalls als sehr stadttolerant zu bezeichnen.

Die Arten *Scoliciosporum chlorococcum*, *Punctelia subrudecta/ulophylla*, *Physcia caesia*, *Hypocenomyce scalaris*, *Trapeliopsis flexuosa*, *Candelariella vitellina*, *Punctelia borrieri*, *Xanthoria candelaria*, *Flavoparmelia caperata* und *Bacidina arnoldiana* können aufgrund der Q-Werte als stadttolerante Arten bezeichnet werden, wobei subjektiv betrachtet *Physcia caesia* auch als sehr stadttolerant eingestuft werden könnte. *Physcia aipolia*, die lediglich zweimal nachgewiesen wurde und innerhalb dieser Klassifizierung auftaucht, kann in Übereinstimmung mit den Beobachtungen anderer Autoren als stadttolerant gelten. Vielerorts, so auch in Nordrhein-Westfalen, war die Art wegen der hohen Luftverschmutzung verschwunden, im Zuge gesunkener Belastung kehrt sie aber in letzter Zeit in ehemalige Habitate zurück

(vgl. DOBSON 2000). Möglicherweise kann die Art aufgrund ihrer Vorliebe für nährstoffreiches Substrat sich auch im urbanen Raum wieder etablieren, so dass sich die Urbanitätsabschätzung bestätigt.

Als Arten mit nur mäßiger Stadttoleranz schließen sich *Candelaria concolor*, *Melanelia exasperatula*, *Pseudevernia furfuracea*, *Physconia grisea*, *Lecanora barkmaniana*, *Ramalina farinacea*, *Phaeophyscia nigricans* und *Parmotrema chinense* an. Bemerkenswert ist, dass *M. exasperatula* im Gegensatz zur Sammelgruppe *Melanelia glabratula/subaurifera* wesentlich empfindlicher auf den urbanen Einfluss reagiert. Für *L. barkmaniana* ist der Datenpool viel zu gering, um für diese Art eine verlässliche Abschätzung zu geben; im Falle von *Phaeophyscia nigricans* wäre eine wesentlich höhere Stadttoleranz, die ähnlich der von *P. orbicularis* ist, zu erwarten. Da die Art allerdings kein ausgeprägter Epiphyt ist, sondern vornehmlich von Steinsubstraten aus auch basische Baumborken besiedelt, könnte der hohe Stadttoleranzfaktor für diese Flechte daher resultieren, dass die entsprechend notwendige Stickstoffmenge für die Erhöhung des pH-Wertes zu einer Steigerung der Gesamtartenzahl führt. Auf Steinsubstraten kann die Art solitär vorkommen, so dass sie bei epilithischem Vorkommen einen weitaus niedrigeren Begleitartenfaktor bekommen würde, der ihr ökologisches Verhalten gegenüber städtischen Einflüssen besser widerspiegelt.

Cetrelia olivetorum, *Usnea filipendula*, *Parmelina pastillifera*, *Flavoparmelia soredians*, *Usnea hirta*, *Pleurosticta acetabulum*, *Hypotrachyna revoluta*, *Usnea subfloridana* und *Physcia dubia* können aufgrund der Begleitartenwerte als wenig stadttolerant eingestuft werden. Die ebenfalls in dieser Gruppierung aufgelisteten Arten *Candelariella aurella* und *Strangospora pinicola* haben nach subjektiver Einschätzung eine andere, vermutlich höhere Urbanotoleranz. Beispielsweise gilt *S. pinicola* als recht toxitolerant. Für *Candelariella aurella* als eigentlich epilithische Art ist die Datenbasis für eine sichere Abschätzung zu gering.

Als stadtmeydende Arten können *Parmelina tiliacea*, *Hypogymnia tubulosa*, *Tuckermannopsis chlorophylla*, *Flavopunctelia flaventior*, *Physconia perisidiosa* und *Bryoria fuscescens* angesehen werden, wobei als Einschränkung jedoch gilt, dass für die meisten Arten dieser Gruppe der Datenpool viel zu gering für eine abgesicherte Aussage ist. Dennoch spricht auch das seltene Auftreten dieser Flechten, die im Gelände nicht übersehen oder verwechselt werden können, für die hier vorgestellte Einstufung.

3.1 Generalisierung der Stadttoleranzwerte

Da die aus den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen hervorgegangenen Urbanotoleranzwerte nicht ohne weiteres auf andere Gebiete übertragbar sind (HERBEN & LIŠKA 1984, LEBLANC & DE SLOOVER 1970), soll anhand der Zusammenschau von Begleitartenwerten aus verschiedenen Untersuchungen versucht werden, Indikatorwerte zu ermitteln, die relativ allgemeine Gültigkeit besitzen.

Generell sind nur sehr vereinzelt Angaben über Begleitartenwerte zu finden (z.B. KIRSCHBAUM & SIEGMUND 1988); als Vergleichsuntersuchungen wurden die im folgenden dargestellten Ergebnisse von Untersuchungen in München (VORBECK & WINDISCH 2001) und Gent (VAN DER GUCHT & HOFFMANN 1990) ausgewählt, da diese Areale in Bezug auf Urbanitätsgrad und Art der Luftbelastung verhältnismäßig vergleichbar mit dem Ruhrgebiet erscheinen.

Der Artenumfang wurde auf die wesentlichen im Ruhrgebiet vorhandenen Arten beschränkt. Zusätzlich wurden Begleitartenwerte für die Ergebnisse aus der früheren Ruhrgebietsuntersuchung (1989-1993) berechnet.

Da ein direkter Vergleich der Urbanitätswerte bzw. Begleitartenfaktoren aus den bereits angesprochenen Gründen nicht möglich ist, wird versucht, aus der Abfolge der Arten, die sich für jede Untersuchung (Ruhrgebiet, Gent, München) aus ihren jeweiligen Begleitartenwerten ergibt, Rangfolgen von Artengruppen zu erstellen. Jede Artengruppe wird durch eine bestimmte Stadttoleranz gekennzeichnet, wobei als Maßstab die Einteilung aus dem Ruhrgebiet (s. Tabelle 7) dient, da hier aufgrund der Größe der untersuchten Fläche und der Menge an eingeflossenen Werten eine gute Ausgangsbasis für diese Abschätzung zugrunde liegt. Die jeweiligen Rangfolgen der Einzeluntersuchungen sind in der nachfolgenden Tabelle 8 dargestellt. Arten, bei denen sich eine Verschiebung aufgrund der zugrundegelegten Einteilung aus der aktuellen Ruhrgebietsuntersuchung ergeben hat, sind entsprechend gekennzeichnet. So wird beispielsweise *Hypogymnia physodes* als stadttolerant (2) eingestuft; für die frühere Untersuchungsperiode im Ruhrgebiet ergibt sich jedoch eine Einstufung in der Kategorie 1 (extrem stadttolerant), so dass hier eine Verschiebung von 2 nach 1 festzustellen ist. Rot hervorgehobene Arten weisen eine z.T. erhebliche Verschiebung über mehr als eine Gruppe hinaus auf.

Tabelle 8: Klassifizierung der Arten aus verschiedenen Untersuchungsgebieten und –zeiten in bezug auf die Toleranz gegenüber urbanen Einflüssen. Als Maßstab gilt die Einteilung entsprechend der aktuellen Ruhrgebietsuntersuchung (grau hinterlegt). Gruppenverschiebungen sind durch Pfeile gekennzeichnet, Abweichungen um mehr als eine Gruppe sind rot hervorgehoben.

Ruhrgebiet 1989-1993	Ruhrgebiet 1998-2001	Gent 1963	Gent 1987	München 1984	München 2000	Stadttoleranz
<i>Lecanora conizaeoides</i>	<i>Lecanora conizaeoides</i>	<i>Lecanora conizaeoides</i>	<i>Lecanora conizaeoides</i>	<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i> 2▶1	<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i> 2▶1	1 extrem stadttolerant
<i>Lepraria incana</i> s.l.	<i>Physcia tenella</i>	<i>Lecanora expallens</i> 2▶1	<i>Amandinea punctata</i>	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	<i>Physcia caesia</i> 3▶1	
<i>Hypogymnia physodes</i> 2▶1	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Amandinea punctata</i>	<i>Lepraria incana</i>	<i>Physcia tenella</i>	<i>Lecanora conizaeoides</i>	
<i>Physcia tenella</i>	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	<i>Lepraria incana</i>	<i>Lecanora dispersa</i> s.l. 2▶1	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Flavoparmelia caperata</i> 3▶1	
<i>Physcia adscendens</i>	<i>Lepraria incana</i> s.l.	<i>Physcia tenella</i>	<i>Lecanora expallens</i> 2▶1	<i>Physcia stellaris</i> 2▶1	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	
<i>Lecanora expallens</i> 2▶1	<i>Lecanora chlarotera</i>	<i>Xanthoria polycarpa</i> 2▶1	<i>Evernia prunastri</i> 2▶1	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Physcia tenella</i>	
<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Physcia adscendens</i>	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	<i>Physcia adscendens</i>	<i>Physcia adscendens</i>	
<i>Amandinea punctata</i>	<i>Amandinea punctata</i>	<i>Hypogymnia physodes</i> 2▶1	<i>Physcia tenella</i>	<i>Physcia dubia</i> 5▶1	<i>Xanthoria parietina</i>	
<i>Physcia dubia</i> 5▶1	<i>Melanelia glabratula/subaurifera</i>	<i>Evernia prunastri</i> 2▶1	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Hypogymnia physodes</i> 2▶1	<i>Parmelia sulcata</i>	
<i>Lecanora dispersa</i> s.l. 2▶1	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Lecanora chlarotera</i>	<i>Hypogymnia physodes</i> 2▶1	<i>Amandinea punctata</i>	<i>Xanthoria polycarpa</i> 2▶1	
<i>Evernia prunastri</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Punctelia spec.</i> 3▶2	<i>Physcia stellaris</i>	<i>Physcia caesia</i> 3▶2	<i>Evernia prunastri</i>	2 sehr stadttolerant
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> 1▶2	<i>Lecanora dispersa</i> s.l.	<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i>	<i>Xanthoria parietina</i> 1▶2	<i>Xanthoria polycarpa</i>	<i>Xanthoria candelaria</i> 3▶2	
<i>Xanthoria candelaria</i> 3▶2	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Phaeophyscia orbicularis</i> 1▶2	<i>Physcia caesia</i> 3▶2	<i>Physconia grisea</i> 4▶2	<i>Hypogymnia physodes</i>	
<i>Physcia caesia</i> 3▶2	<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i>	<i>Xanthoria parietina</i> 1▶2	<i>Lecanora chlarotera</i> 1▶2	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Physconia grisea</i> 4▶2	
<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i>	<i>Xanthoria polycarpa</i>	<i>Xanthoria candelaria</i> 3▶2	<i>Physcia adscendens</i> 1▶2	<i>Parmelia saxatilis</i> 3▶2	<i>Lepraria incana</i> 1▶2	
<i>Xanthoria parietina</i> 1▶2	<i>Lecanora expallens</i>	<i>Physcia dubia</i> 5▶2	<i>Xanthoria polycarpa</i>	<i>Xanthoria candelaria</i> 3▶2	<i>Lecanora dispersa</i> s.l.	
<i>Xanthoria polycarpa</i>	<i>Physcia stellaris</i>	<i>Melanelia subaurifera</i> 1▶2	<i>Parmelia saxatilis</i> 3▶2		<i>Physcia stellaris</i>	
	<i>Lecidella elaeochroma</i>	<i>Lecidella elaeochroma</i>	<i>Xanthoria candelaria</i> 3▶2		<i>Amandinea punctata</i> 1▶2	
	<i>Parmelia saxatilis</i>	<i>Ramalina farinacea</i> 4▶3	<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i> 2▶3		<i>Lecanora chlarotera</i> 1▶3	3 stadttolerant
	<i>Punctelia subrudecta/ulophylla</i>	<i>Physcia adscendens</i> 1▶3	<i>Flavoparmelia caperata</i>		<i>Physcia dubia</i> 5▶3	
	<i>Physcia caesia</i>	<i>Physcia caesia</i>	<i>Melanelia subaurifera</i> 1▶3		<i>Lecidella elaeochroma</i> 2▶3	
	<i>Xanthoria candelaria</i>	<i>Physconia grisea</i> 4▶3	<i>Lecidella elaeochroma</i> 2▶3		<i>Lecanora expallens</i> 2▶3	
	<i>Flavoparmelia caperata</i>	<i>Flavoparmelia caperata</i>	<i>Ramalina farinacea</i> 4▶3		<i>Parmelia saxatilis</i>	
	<i>Physconia grisea</i>	<i>Hypotrachyna revoluta</i> 5▶4	<i>Punctelia subrudecta/ulophylla</i> 3▶4		<i>Ramalina farinacea</i>	4 mäßig stadttolerant
	<i>Ramalina farinacea</i>		<i>Physconia grisea</i>			5 wenig stadttolerant
	<i>Hypotrachyna revoluta</i>					
	<i>Physcia dubia</i>					

Aus dieser Tabelle wird ersichtlich, dass für viele Arten die Einteilung hinsichtlich ihrer Stadttoleranz, wie sie für das Ruhrgebiet vorgenommen wurde, auch in anderen Gebieten zutrifft, wobei sich Rangunterschiede innerhalb der Gruppe ergeben können. Bei einer ganzen Reihe von Arten ist eine Verschiebung zwischen benachbarten Gruppen (z.B. von 1 nach 2 oder umgekehrt) erkennbar; wie bereits unter 3 bemerkt, sind die Trennungen der einzelnen Gruppen nicht als deutliche Grenzen zu sehen, sondern als Übergangsbereiche. Insofern stellen die Artenverschiebungen zwischen benachbarten Gruppen, insbesondere dann, wenn es sich um „Grenzfälle“ wie etwa bei *Hypogymnia physodes* oder *Xanthoria parietina* handelt, nur geringfügige Differenzen in der Rangfolge der Arten dar, die auf die Festlegung der Grenzen zurückzuführen ist. Deutlichere Verschiebungen sind jedoch nicht dadurch zu erklären, dass es sich hier um Übergangsbereiche handelt. Während die Verschiebung von *Physcia dubia* von 5 nach 1 für die Ruhrgebietsuntersuchung von 1989-1993 mit dem Argument, dass hier möglicherweise eine Fehlbestimmung vorliegt, begründet werden kann, sind die deutlichen Verschiebungen der anderen Arten zu diskutieren.

Die Einstufung von *Physcia adscendens* für die Untersuchung von 1963 in Gent in die Kategorie 3 widerspricht den Ergebnissen der meisten anderen Studien und ist möglicherweise als Ausnahmeerscheinung zu bewerten. Ähnliches dürfte wohl auf die Angabe für *Melanelia subaurifera* aus der 1987er Untersuchung in Gent zutreffen. Leider fehlen für eine Stützung der Gruppenzugehörigkeit Angaben aus den übrigen Gebieten. *Lecanora chlarotera* erscheint nach der aktuellen Untersuchung in München in der Kategorie 3 und ist somit deutlich von der im Ruhrgebiet getroffenen Einstufung verschieden. Aufgrund der geringen Datenbasis für die Einschätzung im Ruhrgebiet ist die Art wohl eher in Kategorie 2 (s. Gent 1987) oder 3 einzustufen. Dagegen ist die Klassifizierung von *Physcia caesia* (Einzelfund!) entsprechend der Münchener Untersuchung von 2000 im Vergleich mit den Einstufungen aus dem Ruhrgebiet oder Gent als starke Abweichung zu sehen.

Bemerkenswert sind die Eingruppierungen von *Flavoparmelia caperata*, *Physconia grisea* und *Physcia dubia*. Während *Flavoparmelia caperata* für die aktuelle Münchener Untersuchung als „extrem stadttolerant“ eingestuft wird, ist nach den Untersuchungen im Ruhrgebiet und Gent die Art lediglich als „stadttolerant“ zu bezeichnen. Die Stadttoleranzeinstufung für München widerspricht ihrer geringen relativen Häufigkeit (0,6 %) dort. Im Vergleich dazu tritt die Art im Ruhrgebiet an 19,9 % der Aufnahmepunkte auf, müsste also eigentlich als weiter verbreitete Art im Ruhrgebiet eine höhere Stadttoleranz aufweisen. Möglicherweise ist die Art in München generell seltener und tritt dort an entsprechend artenarmen Standorten auf. Die Einstufung als „extrem stadttolerant“ mag jedoch auch auf die geringe Datenbasis zurückzuführen sein und kann demnach als extreme Abweichung betrachtet werden.

Im Falle von *Physconia grisea* ist möglicherweise die im Ruhrgebiet getroffene Einteilung fragwürdig, da hier nur wenige Nachweise vorliegen. Wie die konstante Einstufung der beiden Münchener Untersuchungen und der Studie in Gent von 1963 nahe legen, ist die Art anscheinend als stadttoleranter zu bewerten.

Schließlich sei noch auf *Physcia dubia* eingegangen, die sowohl in Gent als auch in München deutlich unterschiedliche Einstufungen erhält; möglicherweise besitzt die Art eine hohe Plastizität, so dass eine genaue Zuordnung zu bestimmten Umweltfaktoren (hier die Urbanität) nicht festzumachen ist. Andererseits müsste sie dann auch unter guten Umweltbedin-

gungen häufiger an Standorten zusammen mit weniger Begleitarten auftreten, so dass sich eine bestimmte Zugehörigkeit zu den Stadttoleranzklassen herauskristallisieren ließe. Ein anderer Grund könnte sein, dass die Art wie auch in der ersten Phase der Untersuchungen im Ruhrgebiet mit anderen Physcien (bes. jungen Individuen von *Physcia tenella* und *P. adscendens*) verwechselt wurde. Dies könnte sowohl in Gent als auch in München für die 1984er Untersuchung der Fall gewesen sein. Die Verwechslung mit diesen Arten würde recht gut erklären, weshalb die Art einmal bevorzugt in artenarmen Gesellschaften auftritt (s. 1984) und 16 Jahre später bevorzugt in artenreicheren Beständen, so dass ein höherer Begleitartenwert resultiert.

Aus dem Vergleich der Rangfolgen und unter Einbeziehung der Gruppenverschiebungen einiger Arten lässt sich eine Klassifizierung der aufgeführten Arten vornehmen, die als Vorschlag für eine Zuordnung artspezifischer Stadttoleranzwerte für Flechten gelten kann. Diese Einteilung ist in der nachfolgenden Tabelle 9 dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass innerhalb der einzelnen Gruppen keine Abstufung hinsichtlich der Stadttoleranz besteht.

Tabelle 9: Vorschlag einer Zuordnung ausgewählter Flechtenarten zu Stadttoleranzklassen.
*=unsichere Einstufung.

Art	Stadttoleranz
<i>Amandinea punctata</i>	1 extrem stadttolerant
<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i>	
<i>Lecanora conizaeoides</i>	
<i>Lepraria incana</i> s.l.	
<i>Parmelia sulcata</i>	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	
<i>Physcia adscendens</i>	
<i>Physcia tenella</i>	
<i>Melanelia glabratula/subaurifera</i>	2 sehr stadttolerant
<i>Xanthoria parietina</i>	
<i>Hypogymnia physodes</i>	
<i>Lecanora dispersa</i> s.l.*	
<i>Evernia prunastri</i> *	
<i>Xanthoria polycarpa</i>	
<i>Xanthoria candelaria</i>	
<i>Physcia caesia</i>	
<i>Lecanora expallens</i>	
<i>Physcia stellaris</i>	
<i>Parmelia saxatilis</i>	3 stadttolerant
<i>Physconia grisea</i>	
<i>Lecidella elaeochroma</i>	
<i>Flavoparmelia caperata</i> *	
<i>Physcia dubia</i>	4 mäßig stadttolerant
<i>Ramalina farinacea</i>	
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	5 wenig stadttolerant

3.2 Vergleich der Stadttoleranzwerteeinstufung mit anderen artspezifischen Toleranzwerten

Nachdem generalisierte Werte für den Stadttoleranzwert vorgestellt wurden, sollen diese mit anderen ökologischen Zeigerwerten verglichen werden. Hierfür eignen sich die Toxikoleranzangaben nach WIRTH (1992), da sie die bedeutendsten und bekanntesten Empfindlichkeitsabschätzungen für urban-industrielle Areale darstellen. Weniger bekannt, aber wegen ihrer Universalität für diesen Vergleich von Bedeutung, sind die Toleranzangaben von DE WIT (1976). Weitere Einstufungen wie z.B. die Empfindlichkeitsangaben aus dem LuGI-Verfahren bleiben unberücksichtigt, da hierbei eine zu starke Einengung auf einen Faktor (SO₂) erfolgt.

3.2.1 Zeigerwerte nach WIRTH

Die Toxikoleranzwerte nach WIRTH (1992) sind als verhältnismäßig grobe Richtwerte zur orientierenden Einstufung der Empfindlichkeit gegenüber Immissionsbedingungen, wie sie in urban-industriellen Gebieten typisch sind, anzusehen. Im wesentlichen werden hier die Schadkomponenten SO₂ und NO₂ berücksichtigt. Sie unterscheiden sich also in dem Punkt von der Angabe der Stadttoleranz darin, dass bei dieser über die Wirkung von Schadstoffen hinaus auch bioklimatische Aspekte Berücksichtigung finden. Ferner basieren die Zeigerwerte nach WIRTH auf Abschätzungen der Empfindlichkeit, während, wie gezeigt, dem Urbanotoleranzwert die gemittelte Anzahl an Begleitarten zugrunde liegt.

Um die beiden Einteilungen einander gegenüberzustellen (s. Tabelle 10), wird vorausgesetzt, dass die höchsten Toxikoleranzwerte nach WIRTH mit der niedrigsten Stadttoleranzklasse korrespondieren. Die Schwierigkeit besteht allerdings darin, festzulegen, ob nun ein Toleranzwert von 8 und 9 oder nur von 9 einer Stadttoleranzbewertung von „extrem stadttolerant“ zuzuordnen ist. Daher soll im folgenden auf derartige sich ergebende, teilweise nur als graduell anzusehende Unterschiede nicht eingegangen werden, sondern lediglich deutliche Abweichungen, die in der Tabelle fett hervorgehoben sind, diskutiert werden.

So kann angemerkt werden, dass nach WIRTH *Candelariella xanthostigma* und besonders *C. reflexa*, aber auch *Lecanora chlarotera*, *Xanthoria candelaria* (wobei WIRTH durch den in Klammern gesetzten Wert andeutet, dass hier Zweifel an der Bewertung bestehen), *Physcia stellaris* und *Flavoparmelia caperata* erheblich empfindlicher eingestuft werden als nach der Stadttoleranz. Auch *Phaeophyscia orbicularis* und *Evernia prunastri* werden nach den Toxikoleranzwerten empfindlicher angesehen, wohingegen *Lecanora expallens* als einzige der hier aufgeführten Arten von WIRTH als weniger empfindlich eingestuft wird. Bei den übrigen Arten kann die jeweilige Zuordnung als mehr oder minder übereinstimmend angesehen werden.

Tabelle 10: Vergleich der Toxitolanzwerte nach WIRTH (1992) mit der Einteilung nach Stadttoleranzwerten. Deutliche Abweichungen sind fett hervorgehoben. *=unsichere Einstufung.

Art	Toxitolanz nach WIRTH	Stadttoleranz
<i>Amandinea punctata</i>	9	1 extrem stadttolerant
<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i>	6/4	
<i>Lecanora chlarotera</i> *	6	
<i>Lecanora conizaeoides</i>	9	
<i>Lepraria incana</i> s.l.	9	
<i>Parmelia sulcata</i>	8	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	7	
<i>Physcia adscendens</i>	8	
<i>Physcia tenella</i>	8	
<i>Xanthoria parietina</i>	7	2 sehr stadttolerant
<i>Hypogymnia physodes</i>	8	
<i>Lecanora dispersa</i> s.l.*	-	
<i>Evernia prunastri</i> *	6	
<i>Xanthoria polycarpa</i>	7	
<i>Xanthoria candelaria</i>	(5)	
<i>Physcia caesia</i>	-	
<i>Lecanora expallens</i>	9	
<i>Physcia stellaris</i>	4	
<i>Parmelia saxatilis</i>	7	3 stadttolerant
<i>Physconia grisea</i>	7	
<i>Lecidella elaeochroma</i>	6	
<i>Flavoparmelia caperata</i> *	3	
<i>Physcia dubia</i>	-	4 mäßig stadttolerant
<i>Ramalina farinacea</i>	6	5 wenig stadttolerant
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	4	

Als Grund für die Vergabe einer höheren Empfindlichkeit durch WIRTH kann bei den angeführten Arten möglicherweise das Argument geltend gemacht werden, dass diese Arten empfindlich gegenüber SO₂ reagieren; da die WIRTH'schen Zeigerwerte unter dem Eindruck höherer Immissionskonzentrationen insbesondere dieses Schadstoffes entstanden sind, schlägt sich diese Ausgangsbedingung im Vergleich mit den stärker bioklimatische Parameter berücksichtigenden Stadttoleranzfaktoren darin nieder, dass entsprechend auf SO₂ empfindlich reagierende Arten dementsprechend als sensibler eingestuft werden als nach ihrer Stadttoleranz. Als Beispiel hierfür kann *Flavoparmelia caperata* angeführt werden, die nur geringe SO₂-Konzentrationen verträgt (NASH 1973), heute aber aufgrund des veränderten Immissionsbildes selbst in urbane Gebiete (wie z.B. in das Ruhrgebiet) massiv vordringt. Daher kann diese Art als stadttolerant angesehen werden. Bemerkenswert ist die Einstufung von *Lecanora expallens*, die nach WIRTH als ebenso unempfindlich wie etwa *Lecanora conizaeoides* eingeschätzt wird, sich jedoch von dieser in einer geringeren Stadttoleranz unterscheidet. Eine Begründung hierfür kann nicht angeführt werden.

3.2.2 Empfindlichkeitseinstufung nach DE WIT

Auf der Basis von einheitsflächenbezogenen Häufigkeitsverteilungen stellte DE WIT (1976) für eine Reihe von Arten eine Klassifizierung der Empfindlichkeit auf. Dabei sind die Arten der Kategorie A am tolerantesten, während sich in der Gruppe H empfindliche Arten wieder-

finden. Die Gegenüberstellung dieser Einteilung zur Gruppierung nach der Stadttoleranz ist in der nachfolgenden Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Vergleich der Empfindlichkeitsabschätzung nach DE WIT (1976) mit der Einteilung nach Stadttoleranzwerten. Deutliche Abweichungen fett hervorgehoben. *=unsichere Einstufung.

Art	Empfindlichkeit nach DE WIT	Stadttoleranz
<i>Amandinea punctata</i>	A	1 extrem stadttolerant
<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i>	F	
<i>Lecanora chlarotera*</i>	B	
<i>Lecanora conizaeoides</i>	A	
<i>Lepraria incana</i> s.l.	A	
<i>Parmelia sulcata</i>	B	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	D	
<i>Physcia adscendens</i>	D	
<i>Physcia tenella</i>	A	
<i>Xanthoria parietina</i>	C	2 sehr stadttolerant
<i>Hypogymnia physodes</i>	B	
<i>Lecanora dispersa</i> s.l.*	B	
<i>Evernia prunastri*</i>	C	
<i>Xanthoria polycarpa</i>	C	
<i>Xanthoria candelaria</i>	C	
<i>Physcia caesia</i>	D	
<i>Lecanora expallens</i>	A	
<i>Physcia stellaris</i>	-	
<i>Parmelia saxatilis</i>	(F)	3 stadttolerant
<i>Physconia grisea</i>	D	
<i>Lecidella elaeochroma</i>	D	
<i>Flavoparmelia caperata*</i>	H	
<i>Physcia dubia</i>	-	4 mäßig stadttolerant
<i>Ramalina farinacea</i>	D	
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	H	5 wenig stadttolerant

Leider fehlt bei DE WIT eine verbale Definition der Sensibilitätsklassen. Darüber hinaus ergibt sich wie beim Vergleich der Stadttoleranzwerte mit den Toxizitätswerten von WIRTH (1992) die Schwierigkeit der gegenseitigen Abgrenzung der Gruppeneinteilung. In dem vorliegenden Vergleich könnten die Klassen A und auch B mit der Stadttoleranzklasse 1, B und C mit 2, C und D mit 3, D und E mit 4 und E und F mit 5 korrespondieren. Andererseits erscheint eine genaue Relation der jeweiligen Klassen nicht unbedingt erforderlich, da hier wiederum lediglich die auffälligsten Abweichungen diskutiert werden sollen. Diese ergeben sich in der Urbanotoleranzklasse 1 bei *Candelariella xanthostigma/reflexa* am deutlichsten, aber auch bei *Phaeophyscia orbicularis* und *Physcia adscendens*. Alle drei Arten wurden wesentlich empfindlicher verglichen mit dem Stadttoleranzwert eingestuft; auch in der Kategorie 2 wird *Physcia caesia* nach DE WIT sensibler eingeschätzt, wohingegen *Lecanora expallens* als weniger empfindlich klassifiziert wird. Schließlich wird auch *Parmelia saxatilis*, *Flavoparmelia caperata* und *Hypotrachyna revoluta* eine höhere Empfindlichkeit durch DE WIT gegenüber der Einstufung nach der Stadttoleranz zugewiesen. Bemerkenswerterweise werden mit *Phaeophyscia orbicularis* und *Flavoparmelia caperata* die gleichen Arten empfindlicher als im Falle der Stadttoleranzwerte eingestuft; ebenfalls analog zu WIRTH (1992) wird *Lecanora expallens* die geringste Sensitivität zugewiesen. Diese Unterschiede gegenüber

den aktuellen Ergebnissen sind in erster Linie darauf zurückzuführen, dass diese Einschätzungen unter dem Eindruck hoher SO₂-Konzentrationen entstanden. Vergleicht man beispielsweise die Einstufung dieser Arten nach der Skala von HAWKSWORTH & ROSE (1970), so sind demnach diese Arten, bei denen sich deutliche Abweichungen von der aktuellen Einschätzung abzeichnen, als entsprechend sensibel gegenüber den damaligen Immissionen eingeschätzt worden. Unter den heutigen Immissionsbedingungen dagegen tolerieren sie urbane Einflüsse recht gut. Die wiederholt dokumentierten Abweichungen von *Lecanora expallens* könnten darauf zurückzuführen sein, dass die Art ähnlich unempfindlich gegenüber SO₂ reagiert (Klasse 4 der HAWKSWORTH & ROSE-Skala) und daher ähnlich wie *Lecanora conizaeoides* eingestuft wurde. Möglicherweise reagiert die Art allerdings heutzutage empfindlich auf eutrophierende Immissionen und hat daher eine etwas geringere Stadttoleranz als z.B. *Amandinea punctata* oder *Physcia tenella*.

3.3 Anwendung des Stadttoleranzwertes

Wie zuvor angeführt kann ein artspezifischer Indikatorwert für das Verhalten der jeweiligen Art gegenüber den urbanen Umweltbedingungen aufgestellt werden; die in Tabelle 9 dargestellten generalisierten Werte können neben anderen ökologischen Angaben (z.B. Toxikoleranzwert nach WIRTH (1992)) ein wichtiges Werkzeug bei der artspezifischen Gewichtung im Rahmen von bioindikatorischen Untersuchungen darstellen. Der Vorteil eines artbezogenen Urbanotoleranzwertes für Flechten liegt darin, dass analog zu den Hemerobiewerten höherer Pflanzen Informationen über die Summe aller einwirkenden Umwelteinflüsse gewonnen werden.

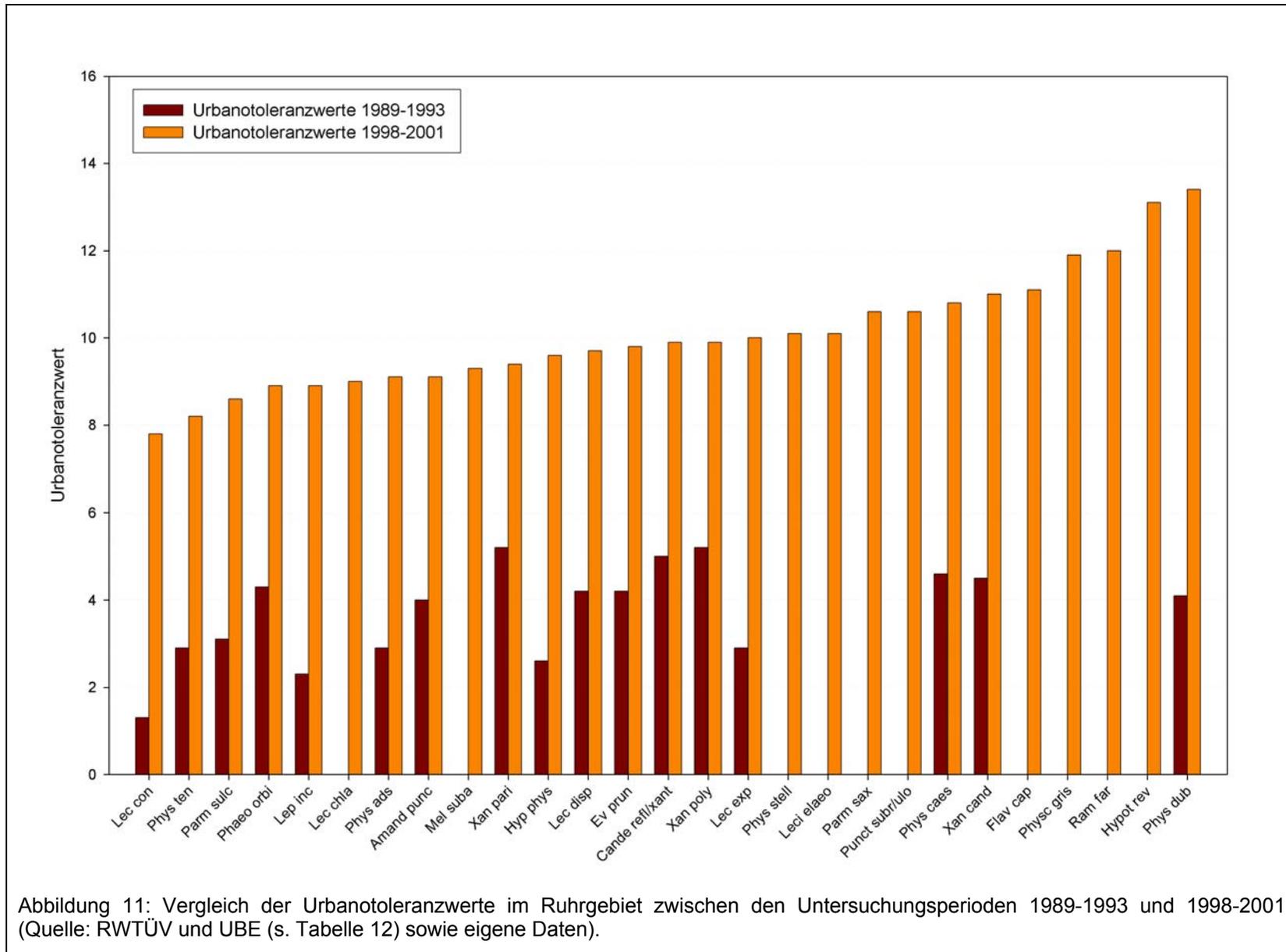
Im nachfolgenden soll auf die Bedeutung von zeitlichen Vergleichsuntersuchungen eines Gebietes eingegangen werden, bei denen mit Hilfe des Stadttoleranzfaktors Erkenntnisse über zurückliegende oder zukünftige Entwicklungen gewonnen werden können.

3.3.1 Das Ruhrgebiet

Die Begleitartenwerte für den Zeitraum 1989-1993 entstammen den Angaben der RWTÜV-Kartierungen im Untersuchungsgebiet, während die übrigen Daten aus dem aktuellen Kartierungszeitraum herrühren. Die Flechtenvegetation kann für die erste Untersuchungsphase als stark verarmt und am Beginn der Wiederbesiedelung stehend beschrieben werden (vgl. 7.1.2), während im 2. Zeitraum (aktuelle Untersuchung, 1998-2001) sich eine in der Erholung bereits recht weit fortgeschrittene und vergleichsweise gut ausgeprägte Vegetation etabliert hat.

Es ist deutlich erkennbar (Abbildung 11), dass die für den ersten Untersuchungszeitraum ermittelten Werte teilweise erheblich geringer sind als die Begleitartenfaktoren der aktuellen Untersuchung. Dies spiegelt die starke Verarmung der Flechtenvegetation in der Vergangenheit wider.

Betrachtet man die Rangfolge der Begleitartenwerte, so fällt auf, dass nur bei einigen Arten eine tendenzielle Ähnlichkeit besteht, so bei *Lecanora conizaeoides*, *Physcia tenella*, *Parmelia sulcata*, *Phaeophyscia orbicularis* und *Xanthoria parietina*. Alle anderen Arten weichen von der Rangfolge der aktuell ermittelten Begleitartenwerte ab. Dies ist für die Beurteilung der jeweiligen Art bezogen auf ihre Stadttoleranz von Bedeutung.



So war z.B. im Zeitraum 1989-1993 *Lecanora expallens* wesentlich weniger stadttolerant als etwa *Xanthoria polycarpa* oder *Xanthoria parietina*. Aktuell dagegen wäre *Lecanora expallens* eine größere Stadttoleranz aufgrund einer höheren Begleitartenzahl gegenüber den anderen genannten Arten zuzusprechen. Wie ist dieser (scheinbare) Widerspruch zu erklären?

Auffällig ist, dass in der Vergangenheit nitrophytische bzw. basiophytische Arten in der Mehrzahl einen höheren Stadttoleranzfaktor gegenüber azidophytischen Arten aufwiesen. Ausnahmen davon sind *Physcia adscendens* bzw. *Evernia prunastri*. Da die sauren Immissionen allerdings nicht nur zu einer Versauerung der Borken sondern auch zu einer Anreicherung mit Schadstoffen führten, hat zur Folge, dass sich an diesen Standorten nur wenige azidophytische und/oder toxitolerante Arten ansiedeln konnten. Auf Substraten, die z.B. durch Stickstoffimmissionen oder Staubanflug genügend basische Eigenschaften besaßen, konnte sich eine reichhaltigere Flechtenflora etablieren. Diese waren – wie die Häufigkeit der entsprechenden Arten zeigt – selten, führen aber zu einer Erhöhung der entsprechenden Begleitartenwerte.

3.3.2 Industriegebiet Gent

VAN DER GUCHT & HOFFMANN (1990) geben für Flechtenuntersuchungen in Gent, die 1963 und 1987 stattfanden, Begleitartenwerte der vorgefundenen Arten an. Die Gesamtartenzahl ist in beiden Aufnahmen gleich; nur einige wenige Arten wurden im Laufe der Zeit durch andere ersetzt. Trotz höherer SO₂-Konzentrationen in 1963 war die Anzahl der Arten pro Aufnahme- punkt wie auch die Gesamthäufigkeit bei der zweiten Aufnahme geringer. Die Autoren führen trotz einer generellen Abnahme der Luftbelastung die deutliche Reduzierung der Flechtenvegetation auf langfristig wirkende Veränderungen des Borkensubstrates, des Niederschlagswassers sowie auf die artspezifischen Verbreitungsstrategien zurück. Während die Flechtenvegetation von 1963 zwar als geschädigt bezeichnet werden kann und eine weitere Verarmung zu erwarten war, befindet sich 1987 die Flechtenvegetation in diesem Zustand.

Vergleicht man die Begleitartenwerte der beiden Untersuchungen miteinander (Abbildung 12), so wird erkennbar, dass in vielen Fällen die Q-Werte der deutlich verarmten Flechtenvegetation (1987) niedriger sind gegenüber den Werte von 1963. Ausnahmen finden sich lediglich bei *Xanthoria polycarpa*, *Punctelia subrudecta/ulophylla*, *Candelariella xanthostigma/reflexa*, *Xanthoria candelaria*, *Melanelia subaurifera*, *Lecidella elaeochroma*, *Ramalina farinacea* und *Physconia grisea*. Eine Erklärung für die generell geringeren Begleitartenwerte für das Jahr 1987 besteht darin, dass sich hier die allgemeine Verarmung der Flechtenvegetation gegenüber 1963 widerspiegelt; besonders die signifikante Abnahme der Arten pro Standort schlagen sich im Stadttoleranzfaktor nieder. Für die genannten Arten, bei denen der Trend zur weiteren Verarmung der Vegetation nicht abzulesen ist, d.h., die einen höheren Q-Wert als 1963 aufweisen, sind die Ursachen unklar. Während für *Xanthoria polycarpa*, *Candelariella xanthostigma/reflexa*, *Xanthoria candelaria* und *Physconia grisea* eutrophierende Einflüsse, die gegenüber 1963 sicherlich stärker geworden sind, geltend gemacht werden könnten, so bleibt die Frage nach dem Grund für eine höhere mittlere Begleitartenzahl bei den anderen Arten ungeklärt.

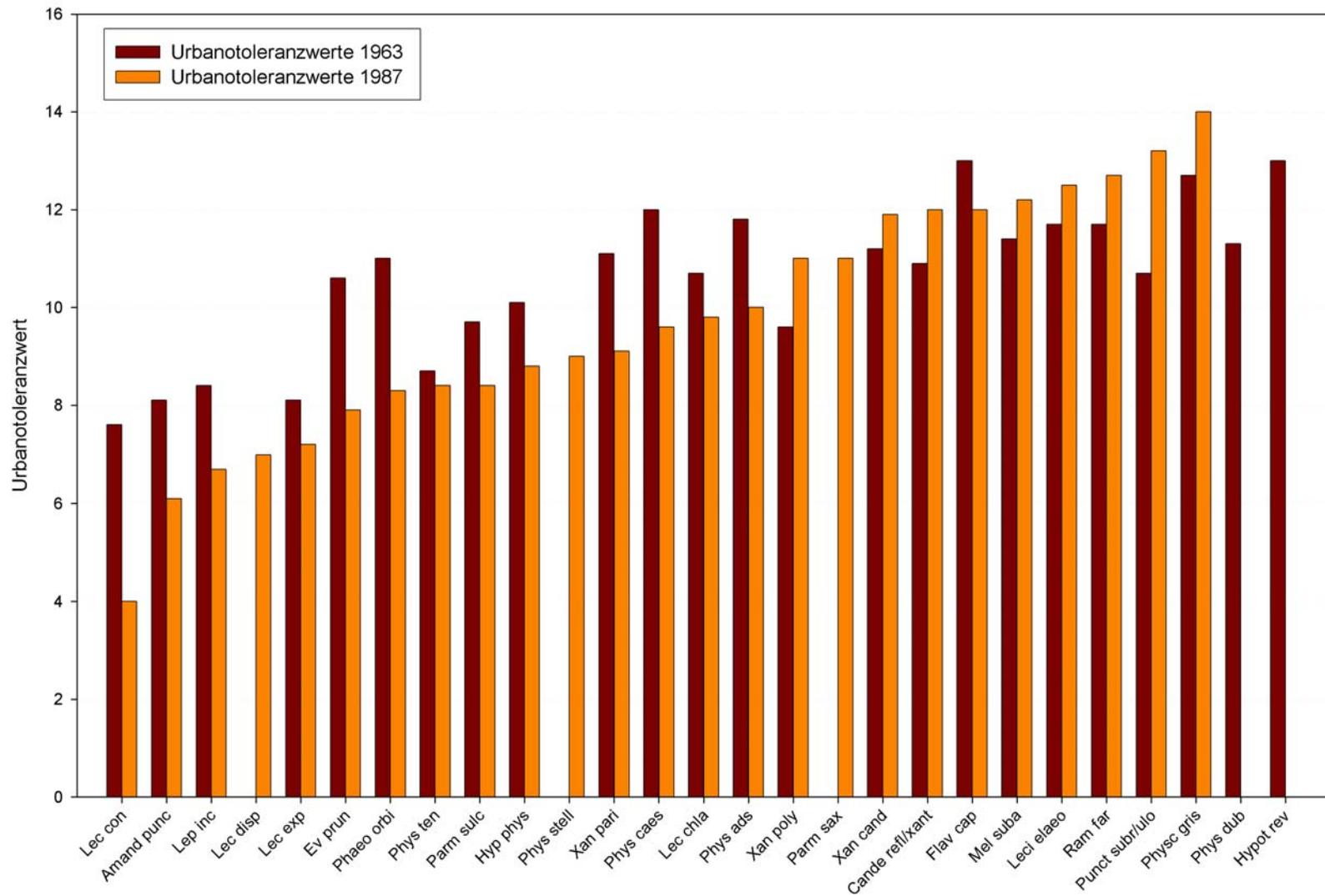


Abbildung 12: Vergleich der Urbanotoleranzwerte in Gent zwischen der Untersuchung von 1963 und 1987 (Quelle: VAN DER GUCHT & HOFFMANN 1990).

3.3.3 München

Für München geben VORBECK & WINDISCH (2001) Begleitartenwerte aus den Jahren 1984 und 2000 an. Während sich die Flechtenflora zum erstgenannten Zeitpunkt bereits in einer Erholungsphase befand (vgl. KANDLER & POELT 1984), so ist dieser Prozess im Jahre 2000 weiter fortgeschritten wie die Erhöhung der Gesamtartenzahl um weitere 14 Arten gegenüber der ersten Untersuchung zeigt.

Mit Ausnahme von *Candelariella reflexa/xanthostigma* und *Physcia caesia* liegen die Begleitartenwerte der jüngsten Untersuchung z.T. deutlich über den Werten von 1984 (Abbildung 13). In der Rangfolge der Werte ergeben sich für die Daten von 1984 Abweichungen gegenüber der Rangfolge der 2000er Werte. So weisen *Hypogymnia physodes*, *Physconia grisea*, *Physcia stellaris*, *Amandinea punctata*, *Physcia dubia* und *Parmelia saxatilis* kontinuierlich ansteigende Begleitartenwerte im Falle der Untersuchung von 2000 auf, während die Faktoren der genannten Arten niedriger als die Maximalwerte der 1984er Untersuchung liegen. Die Gründe hierfür sind unklar.

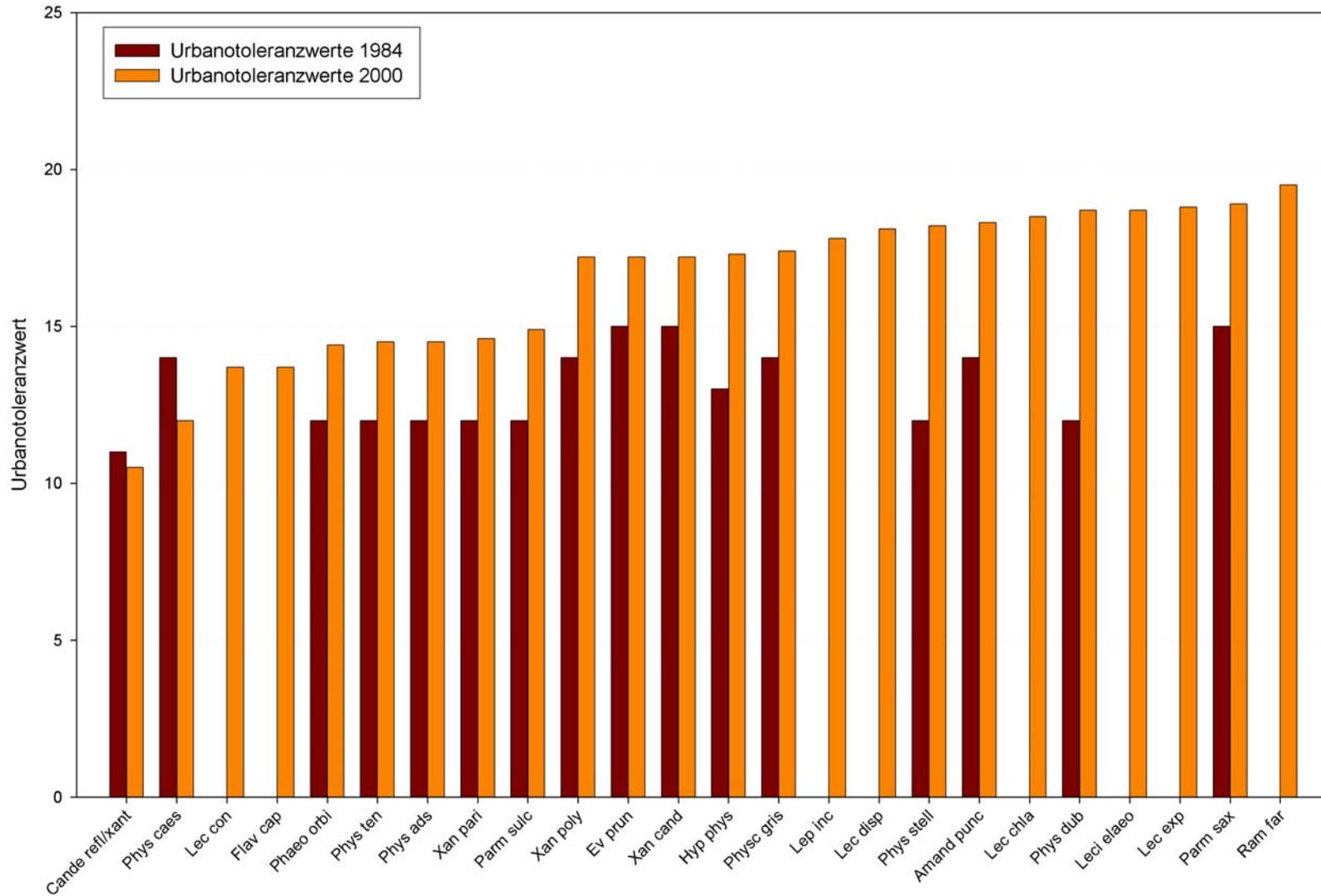


Abbildung 13: Vergleich der Urbanotoleranzwerte in München zwischen der Untersuchung von 1984 und 2000 (Quelle: VORBECK & WINDISCH 2001).

3.3.4 Ergebnis des Vergleiches

Aus der Zusammenschau der drei Vergleichsuntersuchungen kann gefolgert werden, dass der Zeitpunkt der Erfassung der Flechtenvegetation Auswirkung auf den Begleitartenfaktor dahingehend ausübt, als dass sich die Begleitartenfaktoren derselben Arten in demselben Gebiet stark voneinander in Abhängigkeit von der Gesamtsituation, in der sich die Flechtenvegetation befindet, unterscheiden:

- ◆ Die Begleitartenwerte/Stadttoleranzwerte einer verarmten bzw. am Anfang der Wiederbesiedelung stehenden Flechtenvegetation liegen in der Regel unter denen einer in der Regeneration bereits weiter fortgeschrittenen Flechtenflora (s. Ruhrgebiet und München).
- ◆ Die Differenz der jeweiligen Begleitartenwerte/Stadttoleranzwerte eines Gebietes ist abhängig vom Grad der Verarmung bzw. von der Geschwindigkeit der Wiederbesiedelung (s. Ruhrgebiet und München).
- ◆ Verarmt die Flechtenvegetation als Folge einer ehemals hoher Luftbelastung („memory-Effekt“), so verringern sich die Begleitartenwerte/Stadttoleranzwerte bei den meisten Arten (s. Gent).

Somit zeigt der Stadttoleranzfaktor neben der reinen Gesamtanzahl, der Artenzahl pro Aufnahmezeitpunkt und der Gesamthäufigkeit einzelner Arten im Vergleich mit Untersuchungen aus dem gleichen Gebiet an, ob sich die Flechtenvegetation im Gebiet in einem Gleichgewichtszustand, einer Phase der Erholung oder Verarmung befindet.

Ferner wird wie bereits erwähnt deutlich, dass ein direkter Vergleich der Begleitartenwerte nicht möglich ist, da sich die Gebiete und die jeweiligen Zustände der Flechtenvegetationen so stark voneinander unterscheiden, dass große Differenzen zwischen den einzelnen Werten auftreten.

4. Schlussbetrachtung zum Urbanotoleranzfaktor

Wie dargestellt wurde hier der Versuch unternommen, den bereits seit langem bekannten und in der Literatur bereits mehrfach diskutierten Begleitartenfaktor Q als artspezifischen Indikatorwert für urbane Einflüsse zu verwenden. Obwohl der zugrunde liegende Datensatz nur eine schwache Abhängigkeit der Begleitartenwerte von der Flächennutzung, d.h. vom Grad der Verstädterung, erkennen lässt, erscheint die mittlere Begleitartenzahl geeignet, Flechten eine bestimmte Toleranz gegenüber urbanen Verhältnissen zuzuordnen. Der Vergleich von Q-Werten aus unterschiedlichen Gebieten und aus unterschiedlichen Vitalitätsphasen der jeweiligen Flechtenvegetation ermöglicht die Aufstellung von Stadttoleranzgruppen, die ineinander übergehen, und innerhalb derer die Arten hinsichtlich ihrer Urbanotoleranz keine Rangfolge aufweisen. Im Vergleich dieser Einteilung mit anderen Empfindlichkeitsabschätzungen, z.B. den Toxizitätswerten nach WIRTH (1992), ergeben sich Gemeinsamkeiten wie Unterschiede, die wohl in erster Linie auf verschiedene Bezugssysteme (Wirkung einzelner Immissionskomponenten oder sämtlicher Umweltfaktoren) zurückzuführen sind.

Ein wesentlich erweiterter Datenpool hinsichtlich der Q-Werte würde der hier aufgeführten Einteilung größere Sicherheit geben; leider sind derartige Daten nur in geringem Maße verfügbar. Die hier vorgestellten aussichtsreichen Ergebnisse sollten jedoch Anlass geben, diesen Faktor bei der Erhebung von Flechtendaten zukünftig stärker zu berücksichtigen.

Teil B: Die Wiederbesiedelung des Ruhrgebietes und ausgewählter Nachbargebiete durch epiphytische Flechten

5. Allgemeine Grundlagen

5.1 Das Untersuchungsgebiet

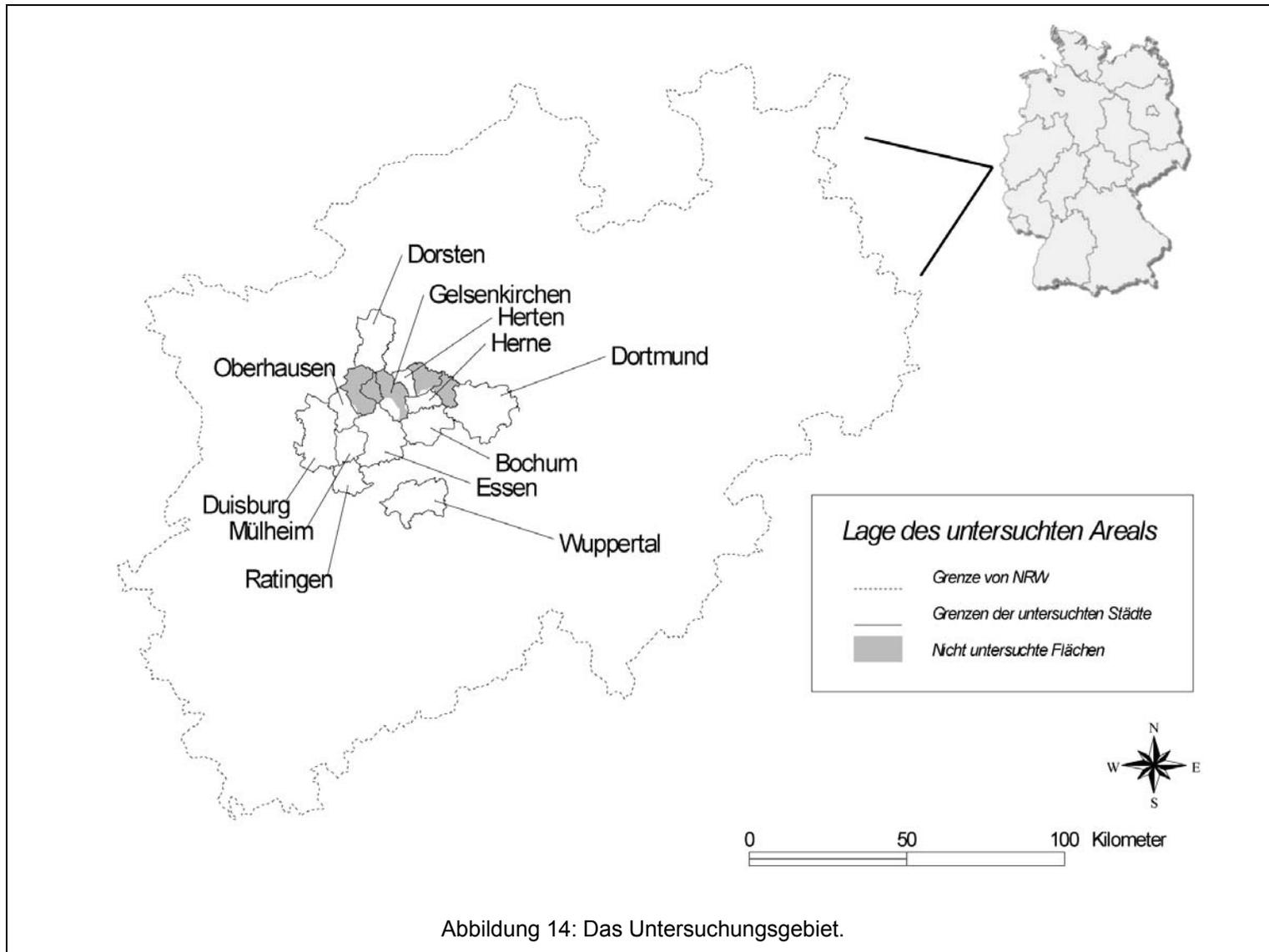
5.1.1 Allgemeines

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden neun Städte des zentralen bzw. nördlichen Ruhrgebietes sowie die außerhalb des Ruhrgebietes gelegenen Städte Ratingen und Wuppertal auf ihre Flechtenvegetation hin untersucht. Nach Definition des KVR (Kommunalverband Ruhrgebiet) umfasst das gesamte Ruhrgebiet eine Fläche von 4434 km² mit einer größten Ausdehnung von 116 km in West-Ost-Richtung bzw. 67 km in Nord-Süd-Richtung. Die Gesamtbevölkerung des Ruhrgebietes liegt bei etwa 11,3 Mio. Einwohnern und ist mit ähnlichen Agglomerationen wie London (11,21 Mio.) oder Paris (11,25 Mio.) vergleichbar (HELDERS 2001).

Zum Ruhrgebiet werden 11 kreisfreie Städte (Bochum, Bottrop, Dortmund, Duisburg, Essen, Gelsenkirchen, Hagen, Hamm, Herne, Mülheim an der Ruhr, Oberhausen) sowie Teile der vier Landkreise Ennepe-Ruhr-Kreis, Recklinghausen, Unna und Wesel gezählt.

Für die vorliegende Untersuchung wurden solche Stadtareale ausgewählt, für die Daten zur Situation der Flechtenvegetation in der Vergangenheit (s. 5.2) vorliegen. Diese früheren Untersuchungen beschränken sich weitgehend auf das zentrale Ruhrgebiet. Ergänzend dazu erfolgten Kartierarbeiten in den ebenfalls bereits zu früherer Zeit lichenologisch untersuchten Städten Ratingen und Wuppertal. So kann zwischen der zeitlichen Entwicklung der Flechtenvegetation im Ruhrgebiet selbst und entsprechend außerhalb liegenden Städten verglichen werden (7.3.1).

Die Lage des Ruhrgebietes sowie der untersuchten Städte vermittelt Abbildung 14.



5.1.2 Entwicklung der Immissionsbelastung im Ruhrgebiet

Noch heute verbinden viele Menschen mit dem Begriff „Ruhrgebiet“ rauchende Schloten und dicke Staub- und Schmutzschichten auf Bauwerken, Straßen, Bäumen und anderen Objekten. Dieses Bild ist Vergangenheit; doch war in der Tat nach dem 2. Weltkrieg der Wiederaufschwung der Wirtschaft im Ruhrgebiet eng mit enormen Umweltproblemen und Beeinträchtigungen der hier lebenden Bevölkerung verbunden. Atemwegserkrankungen nahmen drastisch zu, Krankheitssymptome wie das „Kruppsyndrom“, einer durch SO₂ hervorgerufenen Krankheit mit Fieber, Atemnot und Husten, die besonders Kleinkinder betraf, waren weit verbreitet. Darüber hinaus kam es zu Smogereignissen, an denen z.B. 1962 mehr als 150 Personen starben (KATALYSE e.V. & OEKOSERVE GMBH 2001). Diese Entwicklung führte schließlich 1963 zur Verabschiedung eines Landesimmissionsschutzgesetzes und zur Gründung der Landesanstalt für Immissionsschutz (LIS). In den folgenden Jahren wurde ein Luftüberwachungssystem mit ca. 5.000 Messpunkten zur Registrierung von SO₂-, NO_x-, Kohlenwasserstoff- und Staubimmissionen installiert. Auch Schwermetalle wurden ab Mitte der 70er Jahre im Feinstaub gemessen. 1978 erfolgte die Inbetriebnahme des LIMES (Landes-Immissions-Mess-und-Ermittlungssystem) mit 25 TEMES-Stationen (Telemetrische-Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungssystem) im Ruhrgebiet. Ergänzt wurden die Feststationen durch mobile Messstationen (MILIS), die zur Klärung besonderer Immissionssituationen an wechselnden Standorten verwendet werden können. Veränderte Immissionsbedingungen sowie Anforderungen seitens der EU führten ab 1996 zu einer Reduzierung der bisherigen Festanlagen im Rhein-Ruhr-Gebiet; neue Messpunkte wurden insbesondere an verkehrsreichen Standorten sowie in Ballungsräumen mit mehr als 250.000 Einwohnern wie z.B. in Wuppertal, Münster oder Mönchengladbach geschaffen. Seit 1999 betreibt das Landesumweltamt von Nordrhein-Westfalen (LUA NRW) ein integriertes Meßsystem mit 61 Messstandorten unter der Bezeichnung LUQS (Luftqualitäts-Überwachungssystem) (LANDESUMWELTAMT NRW 2001).

Im folgenden wird auf die wesentlichen Luftschadstoffe im Rhein-Ruhr-Gebiet näher eingegangen.

Schwefeldioxid

Wie aus Abbildung 15 erkennbar ist, sank infolge von emissionsmindernden Maßnahmen die mittlere jährliche SO₂-Konzentration ab Mitte der 60er Jahre langfristig gesehen kontinuierlich. Während 1964 noch mittlere Jahreskonzentrationen von ca. 190 µg/m³ gemessen wurden, lag der Wert 1972 bei 112 µg/m³ und 1985 bei 63 µg/m³. Seit 1998 liegen die SO₂-Werte unter 10 µg/m³. Im Unterschied zu den hier dargestellten Jahresmittelwerten kam es – besonders in den 60er Jahren – zu noch wesentlich höheren kurzfristigen Spitzenkonzentrationen. Heutzutage unterliegt die Emission von SO₂ hohen Auflagen, so dass dieser Schadstoff im Untersuchungsgebiet keine akut schädigenden Konzentrationen mehr erreicht.

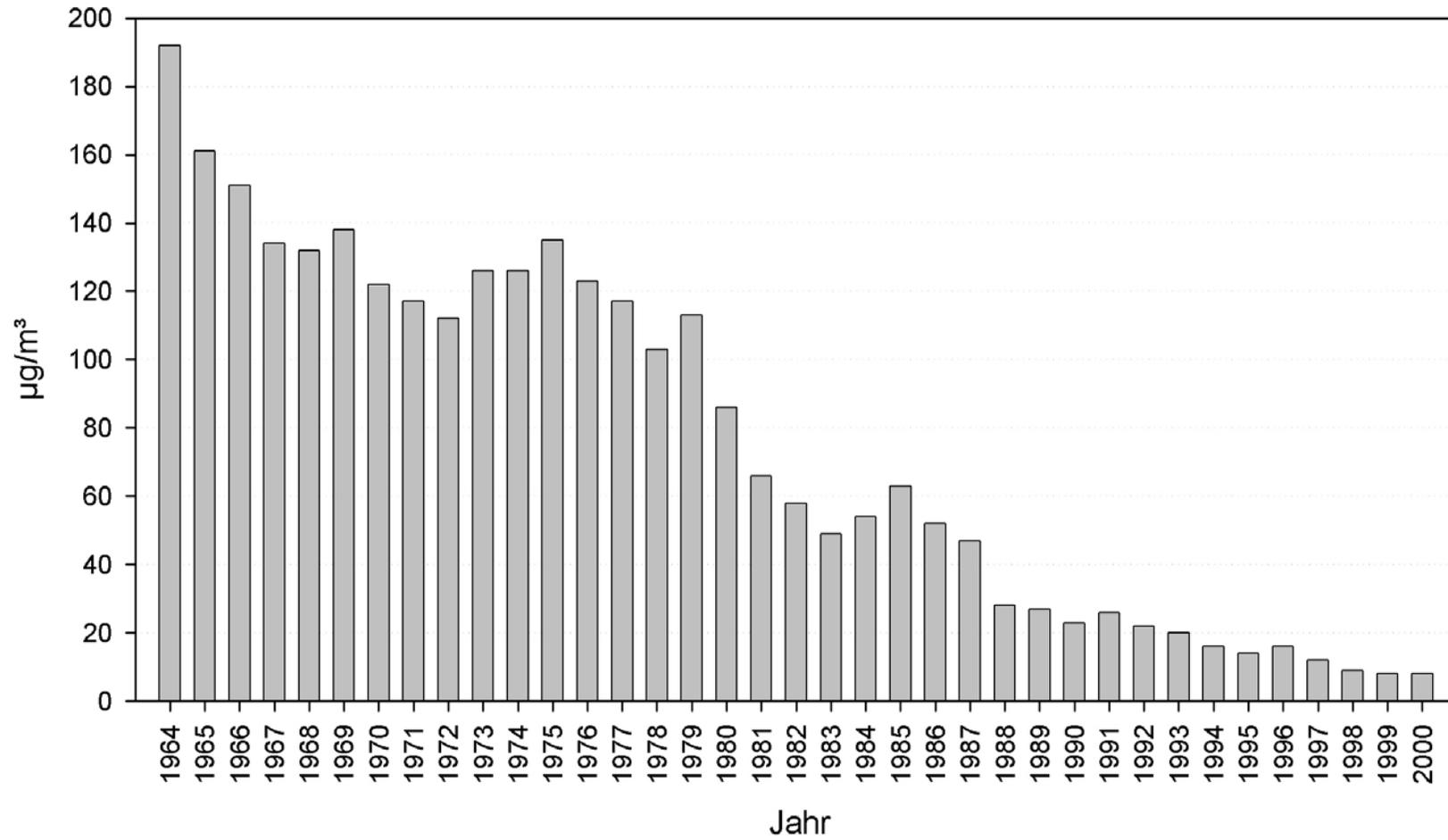


Abbildung 15: Verlauf der mittleren jährlichen SO₂-Konzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet (Quelle: LANDESUMWELTAMT (LUA) NRW).

Schwebstaub

Die Erfassung von Schwebstaub erfolgte für das Rhein-Ruhr-Gebiet erst ab 1982 (Abbildung 16). Wie zu erkennen ist, sank die mittlere Schwebstaubkonzentration von ca. $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu Messbeginn innerhalb von 10 Jahren auf etwa $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ab. Heute erreichen die Konzentrationen etwa $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Stickoxide

Für NO_2 stehen bereits ab 1978 mittlere jährliche Konzentrationsangaben zur Verfügung.

Wie aus Abbildung 17 ersichtlich ist, sanken die NO_2 -Konzentrationen seit 1978 von etwa $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 1991 auf knapp $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2000 ab. Somit haben sich die durchschnittlichen Konzentrationen innerhalb von etwa 20 Jahren mehr als halbiert.

Kohlenmonoxid

Ähnlich deutlich wie die Stickoxidkonzentration haben sich die mittleren jährlichen Konzentrationen von CO verändert (Abbildung 18). So sank die Konzentration von nahezu $1,3 \text{mg}/\text{m}^3$ zu Erfassungsbeginn auf ca. $0,4 \text{mg}/\text{m}^3$ ab.

Ozon

Im Gegensatz zu den anderen Schadstoffen hat sich die mittlere jährliche Ozonkonzentration erhöht (Abbildung 19). Nachdem 1984 mit ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert der insgesamt betrachtet niedrigste Wert verzeichnet wurde, stiegen die Werte auf bis zu $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (z.B. 1990) an. Diese Entwicklung kann damit erklärt werden, dass zwar die Konzentration des Vorläuferstoffes NO_2 absank, aber auch die mittleren Konzentrationen von NO (hier nicht dargestellt), das für den Ozonabbau verantwortlich ist. Somit scheint das verbleibende NO_2 für eine gesteigerte durchschnittliche Ozonproduktion auszureichen.

Zusammenfassend kann für die Immissionsbelastung im Ruhrgebiet festgehalten werden, dass sich die Konzentrationen der primären Schadstoffe verringert haben und dem Trend zufolge weiter verringern werden; besonders der Rückgang der SO_2 -Konzentration ist bemerkenswert. Durch die starke Verringerung dieser Komponente haben besonders die stickstoffhaltigen Schadstoffe an Bedeutung gewonnen. Sie prägen die atmosphärische Zusammensetzung in diesem Ballungsraum und führen zur Produktion sekundärer Luftschadstoffe wie dem Ozon.

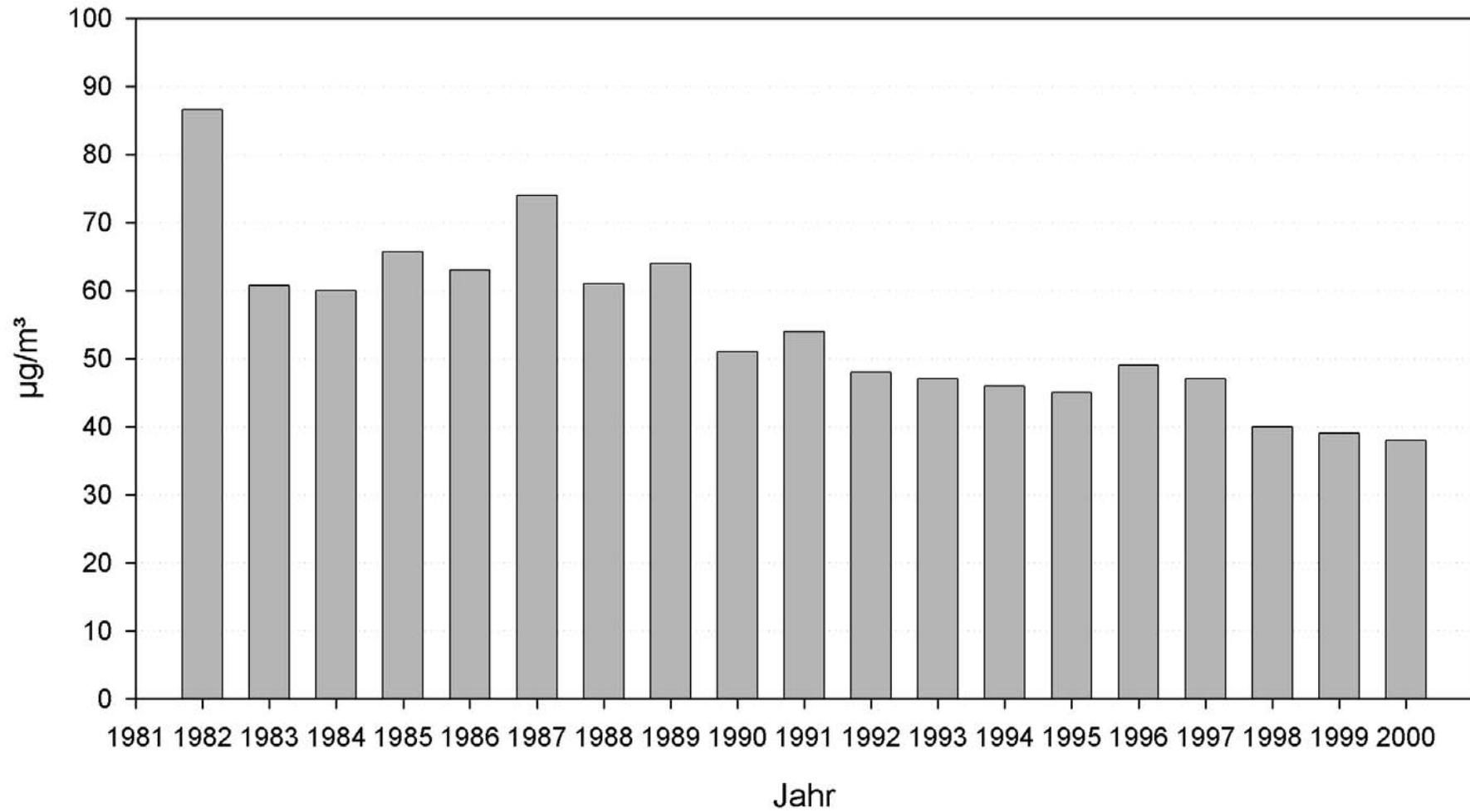


Abbildung 16: Verlauf der mittleren jährlichen Schwebstaubkonzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet (Quelle: LANDESUMWELTAMT (LUA) NRW).

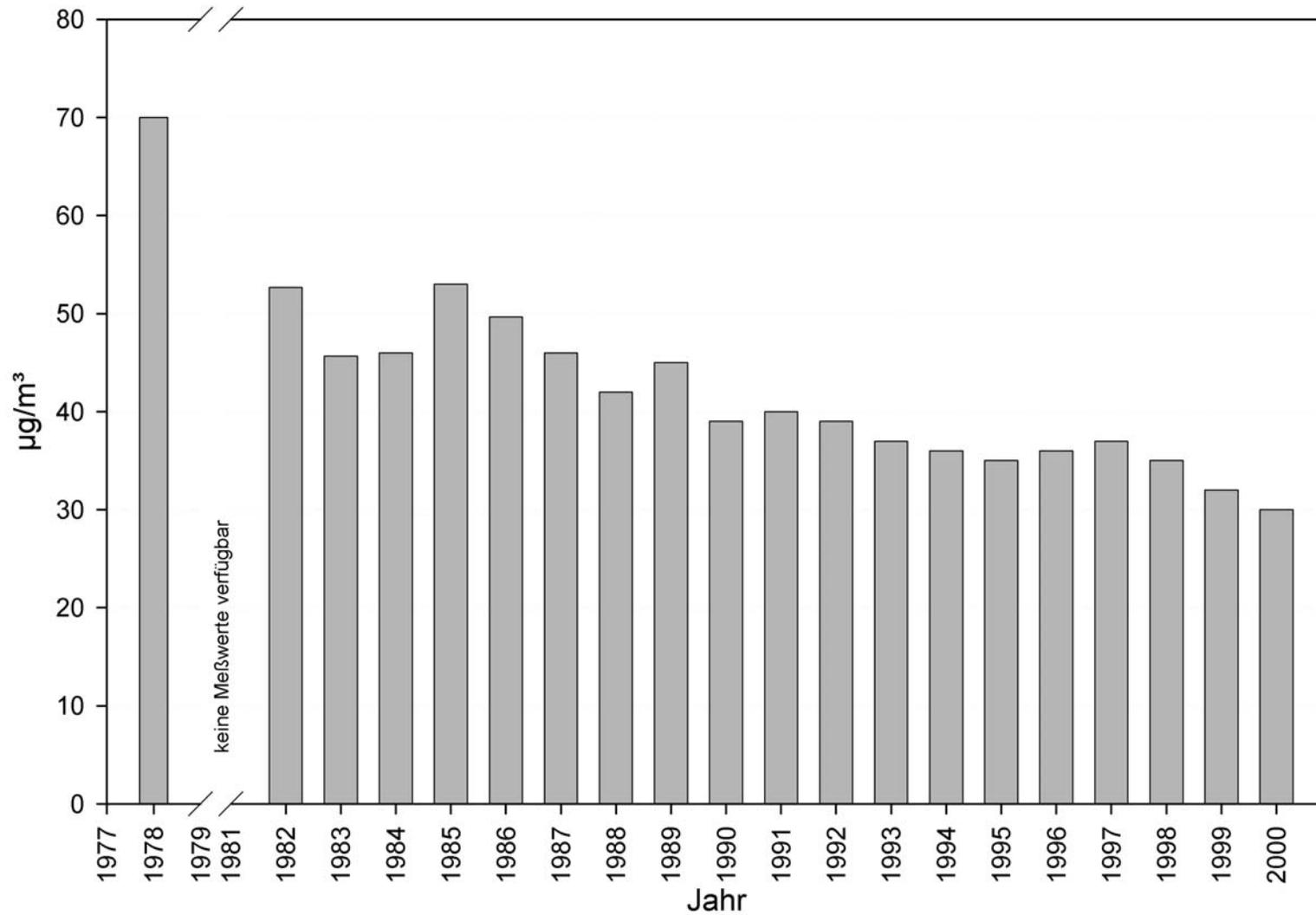


Abbildung 17: Verlauf der mittleren jährlichen NO₂-Konzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet (Quelle: LANDESUMWELTAMT (LUA) NRW).

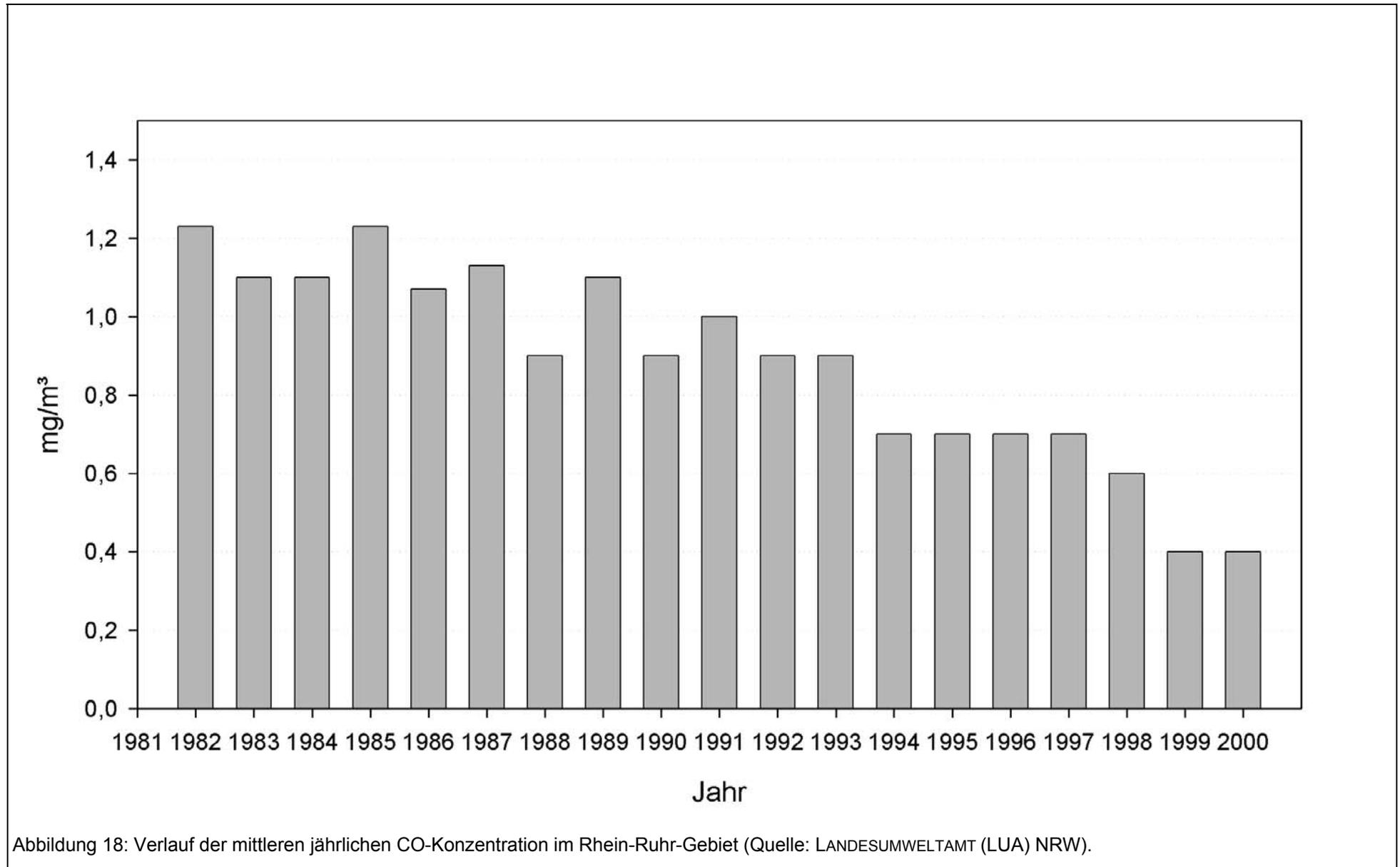


Abbildung 18: Verlauf der mittleren jährlichen CO-Konzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet (Quelle: LANDESUMWELTAMT (LUA) NRW).

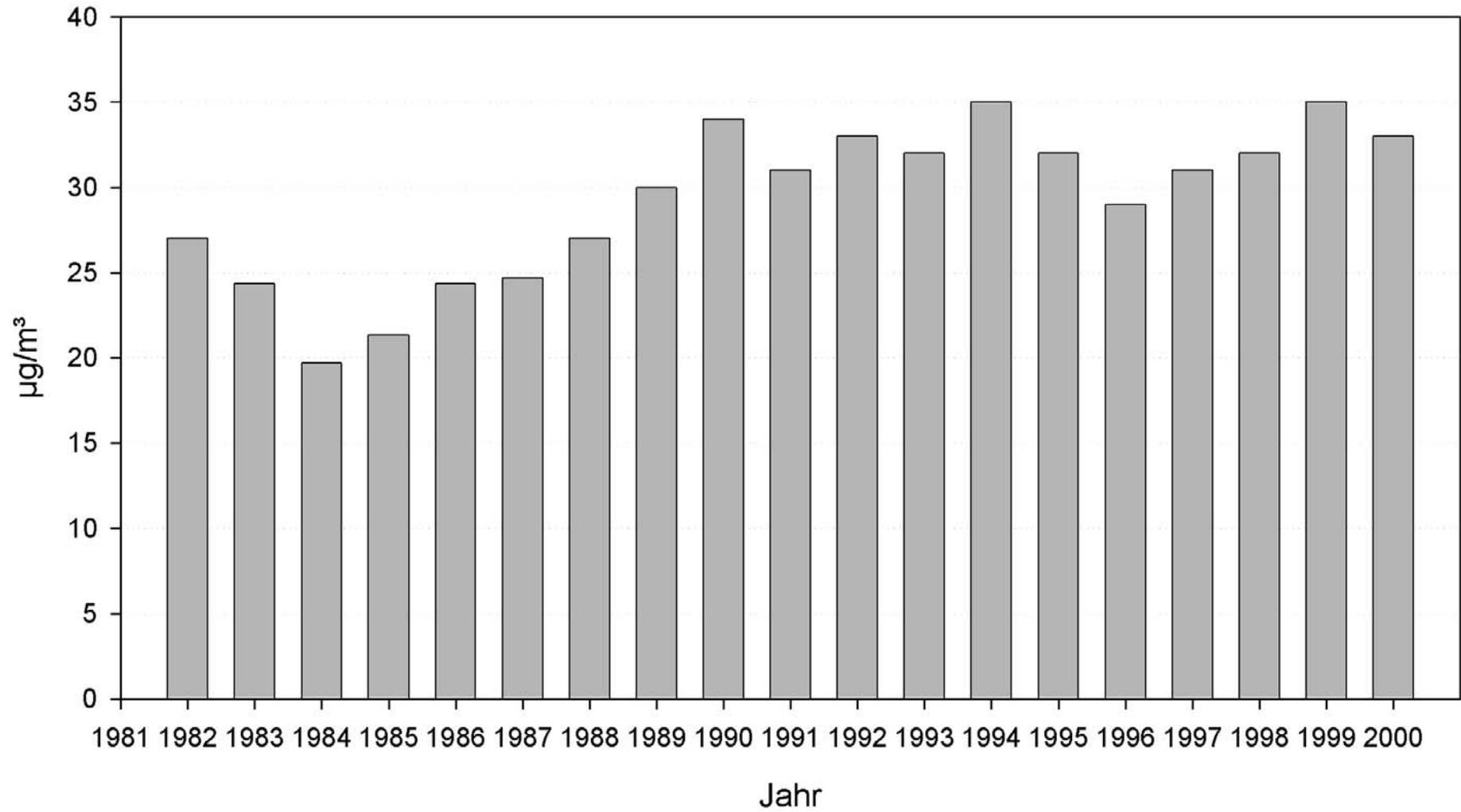


Abbildung 19: Verlauf der mittleren jährlichen O₃-Konzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet (Quelle: LANDESUMWELTAMT (LUA) NRW).

5.2 Die Flechtenvegetation im Ruhrgebiet in der Vergangenheit

Da eigenes Datenmaterial über den Zustand der Flechtenvegetation im Untersuchungsgebiet erst für den Zeitraum ab 1998 vorliegt, ist wie unter „Flechtenkartierungen“ (S. 3) dargelegt der Rückgriff auf Datenmaterial anderer notwendig. Folgende Punkte sind dabei zu berücksichtigen:

- ◆ wie verlässlich sind die Daten, d.h. können Fehlbestimmungen ausgeschlossen werden?
- ◆ sind möglicherweise Arten übersehen worden?
- ◆ mit welcher räumlichen Auflösung wurde kartiert?

Zunächst ist generell darauf hinzuweisen, dass bei jeder Art von biologischen Erhebungen Fehler vorkommen und selbstverständlich auch die vorliegende Arbeit nicht frei davon sein kann. Da das Arteninventar zwischen 1989 und 1993 verhältnismäßig klein war (s. Tabelle 13, S. 66), kann davon ausgegangen werden, dass zumindest die häufigen Arten korrekt bestimmt wurden und keine Verwechslungen mit selteneren Flechten vorliegen. Als zweifelhaft sind jedoch die Nachweise von *Parmelina tiliacea*, *Physcia dubia* und *Lecanora saligna* anzusehen.

Ferner ist anzumerken, dass nicht zuletzt wegen der Schwierigkeiten bei der Bestimmung der braunen Parmelien („*Melanoparmelia*“ = Gattung *Melanelia*; s.a. S. 96) Unsicherheit dahingehend besteht, inwiefern diese Gruppe im Rahmen der damaligen Untersuchungen Beachtung bei der Bestimmung fand. Aufgrund der vergleichsweise höheren Schadstofftoleranz (vgl. DOBSON 2000) und aktuell wesentlich größeren aktuellen Häufigkeit von *Melanelia subaurifera* gegenüber *M. exasperatula* ist von einer Verwechslung dieser beiden Arten auszugehen. Wahrscheinlich kam *M. exasperatula* zur damaligen Zeit überhaupt nicht vor und alle zugehörigen Nachweise beziehen sich auf *M. subaurifera*. Im Falle von *Melanelia glabratula* erscheinen die damaligen Angaben für das Stadtgebiet von Dorsten verlässlich, da diese Art relativ gut von den anderen *Melanelien* unterschieden werden kann. Zudem wurde neben *M. glabratula* im Rahmen der gleichen Untersuchung (und somit vom selben Bearbeiter) *M. „exasperatula“* nachgewiesen, so dass eine Verwechslung dieser beiden Arten weitgehend ausgeschlossen werden kann.

Angesichts der damaligen Immissionsverhältnisse ist es relativ unwahrscheinlich, dass über das beobachtete Arteninventar hinaus weitere, nicht erwähnte Arten vorkamen. Dennoch ist aus heutiger Sicht in Frage zu stellen, ob leicht zu übersehende Flechten damals tatsächlich nicht vorkamen oder lediglich nicht entdeckt wurden. Hier kämen beispielsweise die Arten *Bacidina arnoldiana*, *Rinodina gennarii*, *Phaeophyscia nigricans* oder *Scoliciosporum chlorococcum* in Betracht. Insbesondere die letztgenannte Art ist typisch für immissionsbedingt versauerte Borkensubstrate und in einer Reihe von Untersuchungen neben *Lecanora conizaeoides* als Charakterart verarmter Flechtenvegetationen herausgestellt worden (AHTI & VITIKAINEN 1974). Möglicherweise kamen die Arten vereinzelt wie auch heute vorzugsweise an der Basis der Baumstämme vor, so dass sie bedingt durch die standardisierte Aufnahme- fläche der damaligen Untersuchungen nicht erfasst wurden.

Dennoch kann insgesamt unter Berücksichtigung der angeführten Einschränkungen davon ausgegangen werden, dass trotz der Standardisierung der Aufnahmefläche am Baumstamm, der weitgehenden Beschränkung auf Linden (*Tilia spec.*) als wesentliche Trägerbaumart sowie der teilweise recht geringen Standortdichte die damaligen Verhältnisse der Flechtenvegetation richtig wiedergespiegelt werden.

Die Resultate der ersten Untersuchungsphase mit Hilfe der LuGI-Methode aus den Jahren 1989-1993 deuten auf eine noch immer verhältnismäßig hohe lufthygienische Belastung in weiten Teilen des Ruhrgebietes hin, die vielerorts ein Vorkommen von selbst wenig sensiblen Blattflechten verhindert. Von den allgemein als besonders empfindlich eingestuften Strauchflechten kam lediglich *Evernia prunastri* vereinzelt vor. Der Artenbestand war also, wie Tabelle 12 zeigt, auf verhältnismäßig wenige Arten reduziert und wurde im wesentlichen durch die sehr toxitolerante und azidophytische Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* dominiert.

Tabelle 12: Ergebnisse der Untersuchungen durch den RWTÜV und das Umweltbüro Essen (nach RHEINISCH WESTFÄLISCHER TECHNISCHER ÜBERWACHUNGSVEREIN (RWTÜV) 1988, 1989, 1991, 1992, 1993, OBERSTADTDIREKTOR DER STADT WUPPERTAL 1989, UMWELTAMT DER STADT DORTMUND 1990, UMWELTBÜRO ESSEN (UBE) 1992, 1993).

Stadt	Anzahl der Arten	<i>Lecanora conizaeoides</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Lepraria incana</i> s.l.	<i>Physcia adscendens/tenella</i>	<i>Amandinea punctata</i>	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	<i>Lecanora dispersa</i> s.l.	<i>Physcia dubia</i>	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Melanelia exasperatula</i>	<i>Strangospora pinicola</i>	<i>Xanthoria candelaria</i>	<i>Lecanora expallens</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Physcia caesia</i>	<i>Candelariella xanthostigma/reflexa</i>	<i>Hypocenomyce scalaris</i>	<i>Xanthoria polycarpa</i>	<i>Melanelia glabratula</i>	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	<i>Lecanora muralis</i>	<i>Lecanora saligna</i>	<i>Parmelina tiliacea</i>	Jahr der Untersuchung	
Herten	1	*																								1989	
Herne	6	*	*	*	*	*									*												1992
Dortmund	7	*	*	*	*	*	*		*																		1990
Oberhausen	8	*	*	*		*		*	*				*											*			1992
Ratingen	10	*	*	*	*	*	*		*	*	*				*												1991
Duisburg	13	*	*	*	*	*	*	*			*	*		*	*	*				*							1993
Dorsten	17	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*	*			*	*	*					1992
Wuppertal	21	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*	*	*	*	*	*			*	*		*		1989

In den südlich des Ruhrgebietes gelegenen Städten Ratingen und Wuppertal ist zwar grundsätzlich die gleiche Grundaussage zutreffend, allerdings treten hier doch einige Arten auf, die im Ruhrgebiet zur damaligen Zeit nicht angetroffen wurden (z.B. *Candelariella xanthostigma/reflexa*, *Pseudevernia furfuracea*). Auf die Verbreitung der jeweiligen Arten wird unter 6.2 eingegangen. An dieser Stelle soll zunächst ein Überblick über das Arteninventar aus der Zeit 1989-1993 vermittelt werden (s. Tabelle 13).

Tabelle 13: Gesamtarteninventar im Ruhrgebiet (mit Ratingen und Wuppertal) zwischen 1989 und 1993. *=Arten, die nur in Dorsten und Wuppertal nachgewiesen werden konnten.

<i>Amandinea punctata</i>	<i>Parmelia sulcata</i>
<i>Candelariella xanthostigma</i> *	<i>Parmelina tiliacea</i> *
<i>Evernia prunastri</i>	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>
<i>Hypocomyce scalaris</i> *	<i>Physcia adscendens</i>
<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Physcia caesia</i> *
<i>Lecanora conizaeoides</i>	<i>Physcia dubia</i>
<i>Lecanora expallens</i>	<i>Physcia tenella</i>
<i>Lecanora dispersa</i> s.l.	<i>Pseudevernia furfuracea</i> *
<i>Lecanora muralis</i> *	<i>Strangospora pinicola</i>
<i>Lecanora saligna</i>	<i>Xanthoria candelaria</i>
<i>Lepraria incana</i> s.l.	<i>Xanthoria parietina</i>
<i>Melanelia exasperatula</i>	<i>Xanthoria polycarpa</i>
<i>Melanelia glabratula</i> *	

Angesichts dieser Liste von immerhin 25 Arten könnte angenommen werden, dass sich also seit den frühen 70er Jahren bereits eine deutliche Erholung der Flechtenflora vollzogen hat. Dies trifft jedoch nur auf den ersten Blick zu. Zwar ist vor dem Hintergrund der bereits stark gesunkenen SO₂-Belastung ein genereller Trend zur Erholung der Flechtenflora erkennbar, dennoch sind folgende Punkte zu beachten:

- ◆ Die Artenzahl über alle untersuchten Städte summiert ist mit 25 Arten in der Tat überraschend hoch; allerdings sind auch Städte wie Dorsten und Wuppertal, die sich in einer begünstigten Randlage zum Ruhrgebiet befinden und einen mit den zentralen Städten des Untersuchungsgebiet vergleichsweise guten Flechtenbewuchs aufweisen, in dieser Zählung inbegriffen. Die entsprechenden Arten sind mit einem Stern (*) gekennzeichnet. Ohne diese beiden Städte sinkt die Zahl der rindenbewohnenden Flechten auf 18 Arten.
- ◆ Des weiteren ist sowohl der räumliche als auch zeitliche Faktor als relativierend für die Gesamtzahlen 25 bzw. 18 anzusehen. Immerhin erstreckt sich der hier betrachtete Zeitraum von 1989 bis 1993, also über vier Jahre, in denen sich, wie aus heutiger Sicht noch deutlicher wird (s. 7.4), die Flechtenvegetation recht stark (zum Positiven hin) wandeln kann. Das bedeutet, dass nicht alle der genannten Arten bereits bei den ersten Untersuchungen anzutreffen waren. So konnten im Zuge der früheren Untersuchungen in Herten 1989 lediglich 1-3 Arten festgestellt werden, während etwa 3 Jahre später bei den Aufnahmen in Dortmund, Oberhausen und Duisburg eine deutliche Zunahme der Artenvielfalt erkennbar ist. Aufgrund der kleinen Thalli ist von einer erst kürzlich erfolgten Ansiedelung auszugehen; das zeitliche Phänomen zeigt sich also deutlich. Der räumliche Faktor wird offensichtlich beim Vergleich zwischen dem Arteninventar einer Stadt aus dem Kernbereich des Ruhrgebietes und einer Stadt aus der Randlage, wie etwa zwischen

Dorsten und Oberhausen, die beide etwa zur gleichen Zeit untersucht wurden, und in Dorsten mehr als doppelt so viele Arten wie in Oberhausen zu finden waren. Ganz besonders eklatant ist die Differenz zwischen Herten (1 Art) und Wuppertal (21 Arten).

Schließlich ist darauf hinzuweisen, dass Nachweise der damals angeführten Arten in Ermangelung vorhandenen Belegmaterials nicht überprüft werden können und in einigen Fällen anzuzweifeln sind. Dies betrifft den Fund von *Parmelina tiliacea* (in Wuppertal) und *Physcia dubia* (in Wuppertal, Ratingen, Dorsten). *Parmelina tiliacea* gilt als verhältnismäßig empfindliche Art, die unter den damaligen Immissionsbedingungen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht vorkam. Auch der aktuelle Kenntnisstand der Verbreitungssituation dieser Art in Nordrhein-Westfalen lässt darauf schließen, dass sie fehlbestimmt bzw. verwechselt wurde, etwa mit *Parmelia saxatilis*. *Parmelina tiliacea* konnte aktuell nur an wenigen Stellen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden (s. S. 102). Der Nachweis von *Physcia dubia* erscheint in Anbetracht der aktuellen Verbreitungssituation zweifelhaft, zudem sie als präferenziell saxicole Art nur äußerst selten auf den angesäuerten Borken vorgekommen sein dürfte. Es ist anzunehmen, dass eine Verwechslung mit jungen oder kümmerlich gewachsenen Exemplaren von *Physcia tenella* oder *P. adscendens* vorliegt, bei denen die Cilien nicht deutlich sichtbar waren.

Obwohl bei allen drei in Frage stehenden Arten nicht mit Sicherheit ein Vorkommen ausgeschlossen werden kann, so erscheint es aus Sicht der aktuellen Verbreitung gerechtfertigt, das Vorkommen von *Parmelina tiliacea* und *Physcia dubia* auszuschließen, so dass ein Gesamtarteninventar von 23 Arten für den Zeitraum 1989-1993 anzunehmen ist.

Betrachtet man die Häufigkeit des Vorkommens der jeweiligen Arten, so ist die Dominanz einiger weniger Flechten (*Lecanora conizaeoides*, *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*) auffallend, während andere Arten nur vereinzelt nachgewiesen wurden (s. Abbildung 20).

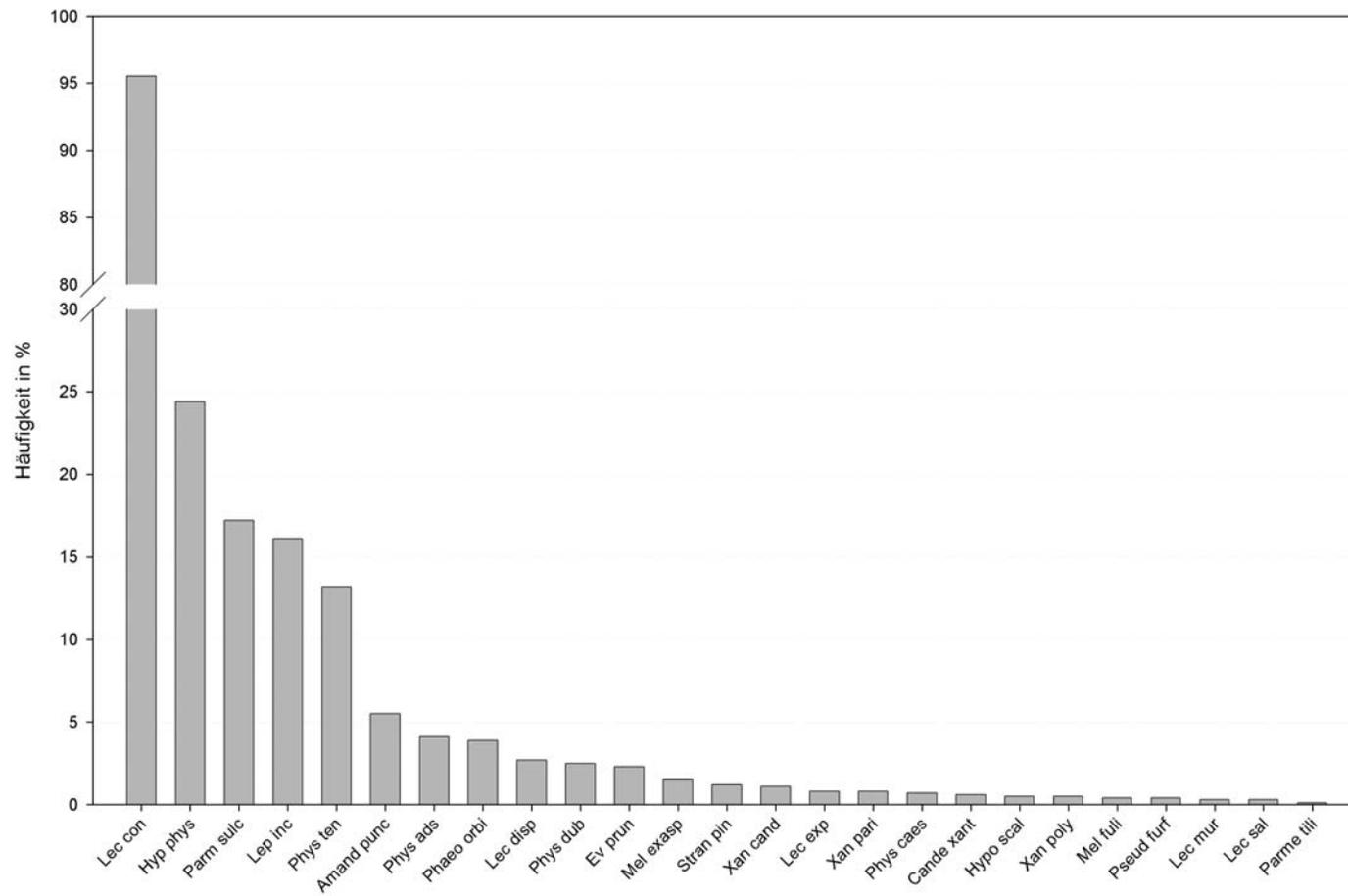


Abbildung 20: Häufigkeit des Vorkommens der zwischen 1989 und 1993 im Ruhrgebiet gefundenen Arten (ausgedrückt als relative Häufigkeit (in Prozent), bei der die Anzahl der Aufnahmepunkte berücksichtigt wurde, an denen die jeweilige Art im Verhältnis zur Gesamtstandortanzahl vorkommt) (Quelle: RWTÜV und UBE (s. Tabelle 12)).

Deutlich erkennbar ist, dass *Lecanora conizaeoides* an nahezu allen Untersuchungspunkten angetroffen wurde, während die nächsthäufigere Art *Hypogymnia physodes* weitaus seltener vorkam (ca. an $\frac{1}{4}$ aller Aufnahmepunkte). Die Blattflechten *Parmelia sulcata*, *Physcia tenella* sowie die lepröse Kruste *Lepraria incana* s.l. waren nur zu etwa 15 % vorhanden. Die übrigen Arten kamen an weitaus weniger Untersuchungspunkten vor (5,5 % aller Fundpunkte und darunter), schließlich stellen die (z.T. anzuzweifelnden) Angaben von *Lecanora muralis*, *Lecanora saligna* und *Parmelina tiliacea* wenige Nachweise bis Einzelfunde dar. Typisch für die Flechtenvegetation der damaligen Zeit ist der hohe Anteil an Säurezeigern, ganz offensichtlich dominieren in dem dargelegten Artengefüge die Azidophyten *Lecanora conizaeoides* und *Hypogymnia physodes*; *Parmelia sulcata*, die zwar saures Substrat vertragen kann, aber eher doch auf basischen Borken siedelt, findet sich daher mit etwa 17 % Vorkommen an dritter Stelle wieder. *Lepraria incana* s.l. stellt in Bezug auf die Azidität des Substrates eine indifferente Art dar, ihre relativ große Häufigkeit von 16,1 % weist aufgrund ihrer Ansprüche an Luftfeuchte und Belichtung auf verhältnismäßig hohe Luftfeuchtigkeit und Beschattung am Standort hin. Erst an fünfter Stelle findet sich mit der verhältnismäßig resistenten Blattflechte *Physcia tenella* ein Eutrophierungszeiger, gefolgt von weiteren ebenfalls als Nitrophyten einzustufenden Arten (*Amandinea punctata*, *Physcia adscendens*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Lecanora dispersa* s.l., *Physcia dubia*). Die drei Arten der Gattung *Xanthoria*, ebenso als charakteristische Stickstoffzeiger anzusehen, sind nur sehr selten vorhanden, sicherlich aufgrund ihrer verhältnismäßig großen Empfindlichkeit gegenüber sauren Immissionen.

Die hier skizzierten Häufigkeitsverhältnisse der epiphytischen Flechten spiegeln recht eindrucksvoll die Immissionssituation zu dieser Zeit wider, die eindeutig durch saure Schadstoffeinflüsse gekennzeichnet war. Hinzu kamen Stickstoffimmissionen in etwa gleicher Größenordnung wie heute (Abbildung 17, S. 60); dass diese jedoch nicht zu einer ähnlichen Förderung der Nitrophyten wie in der heutigen Zeit beitrugen, könnte in erster Linie darauf zurückzuführen sein, dass der Säureanteil der Immissionen gegenüber dem düngenden Charakter überwog.

Zusammenfassend für die Situation der borkenbewohnenden Flechtenvegetation im Ruhrgebiet bis 1993 bleibt festzuhalten, dass diese durch die extrem toxtolerante Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* bestimmt wurde und nur etwa vier weitere Arten verhältnismäßig häufig anzutreffen waren. Übrige baumbewohnende Flechten konnten nur mit sehr geringer Häufigkeit nachgewiesen werden, empfindlichere Arten kamen nur in den Randstädten des Ruhrgebietes oder umliegenden Arealen vor. Verglichen mit den Resultaten der 60er und frühen 70er Jahre belegen die Untersuchungen des RWTÜV und des UMWELTBÜRO ESSEN eine langsame Erholung der epiphytischen Flechtenvegetation. Völlig flechtenfreie Bereiche gab es zu Beginn der 90er Jahre nicht mehr im Ruhrgebiet, die Flechtenwüste von einst war bereits zu diesem Zeitpunkt verschwunden. Nachweise von offensichtlich jungen Flechten, darunter auch die strauchförmigen Arten *Evernia prunastri* und *Pseudevernia furfuracea*, lassen bereits zu dieser Zeit auf ein großes Regenerationspotential der Flechtenflora schließen.

5.3 Die Chemorassen von *Ramalina farinacea*

Zur Untersuchung der Herkunft der wiederbesiedelnden Arten wurde die Verbreitung von Chemorassen der Art *Ramalina farinacea* im Untersuchungsgebiet sowie in der Umgebung analysiert. Hintergrund dieses Aspektes ist, dass sich mit Hilfe der Sekundärstoffanalyse voneinander unterscheidbare Populationen definieren lassen, die eine räumliche Verteilung aufweisen. So ist vorstellbar, dass die Chemorasse I z.B. im Sauerland häufig auftritt, am Niederrhein aber beispielsweise nur sehr selten. Finden sich im Ruhrgebiet hauptsächlich Vertreter dieses Chemotyps, so kann geschlussfolgert werden, dass *Ramalina farinacea* aus dem Sauerland in das Ruhrgebiet eingewandert ist. Dieser Wiedereinwanderungsweg könnte dann als stellvertretend für weitere Arten angenommen werden.

Die Bandflechte *Ramalina farinacea* ist neben den Bartflechten der Gattung *Usnea* aufgrund ihrer hohen Empfindlichkeit gegenüber städtischen Einflüssen eine Art, die erst seit kurzer Zeit (ca. 5 Jahre) wieder im Ruhrgebiet anzutreffen ist. Aktuelle Nachweise von ca. 120 Standorten, meist bioklimatisch begünstigte Orte wie etwa in Grünflächen oder innerhalb locker bebauter Gebiete, im Ruhrgebiet sowie aus Ratingen und Wuppertal liegen vor.

Aufgrund ihrer großen Empfindlichkeit kann davon ausgegangen werden, dass sich *Ramalina farinacea* erst spät im Ruhrgebiet wiedereingefunden hat, also ausschließlich aus externen Quellen stammt. Da keine Apothecien gebildet werden, ist die Art auf die Verbreitung durch vegetative Diasporen, in diesem Falle Soredien, angewiesen.

Innerhalb der Art *Ramalina farinacea* werden verschiedene Chemotypen unterschieden, die durch den Gehalt unterschiedlicher Sekundärstoffe differenziert sind. Von Interesse sind dabei die Sekundärstoffe Protocetrarsäure, Hypoprotocetrarsäure, Norstictinsäure und Salazinsäure, während weitere nachweisbare Substanzen nur akzessorisch sind und Metaboliten der Hauptinhaltsstoffe darstellen, oder, wie die Usninsäure und das Atranorin, keine Bedeutung für die Unterscheidung der Chemorassen haben, da sie typisch für die gesamte Gattung sind.

CULBERSON (1966) definiert entsprechend der variablen Hauptinhaltsstoffe Protocetrarsäure, Hypoprotocetrarsäure, Norstictinsäure und Salazinsäure vier Chemotypen, während BOWLER & RUNDEL (1978) einen fünften definieren, bei dem die Salazinsäure nicht in Begleitung von Norstictinsäure vorkommt. KALDE (1989) erweitert das bis dahin bekannte Spektrum auf insgesamt sechs Chemotypen; fünf davon stellen jedoch lediglich Varianten der von CULBERSON und BOWLER & RUNDEL bekannten Klassifizierung dar.

Die eigene Klassifizierung (Tabelle 14) des Probenmaterials richtet sich nach KALDE (1989), wobei bei der Bezeichnung die variolensäurehaltigen Typen der Zusatz „a“ zur Hauptklasse gewählt wurde, um anzudeuten, dass es sich hierbei lediglich um eine Variation der Hauptchemorasse handelt.

Tabelle 14: Übersicht der Einteilung des *Ramalina farinacea*-Chemosyndroms in Anlehnung an KALDE (1989).

Flechtenstoffe	Chemotyp				
	1	1a	2	2a	3
Protocetrarsäure	+	+			
Hypoprotocetrarsäure			+	+	
Norstictinsäure					+
Salazinsäure					
Variolarsäure		+		+	±
Usninsäure	±		±	±	±
Atranorin		±	±	±	

6. Ergebnisse

6.1 Allgemeines

Die zwischen 1998 und 2001 durchgeführten Untersuchungen zur Flechtenvegetation im Ruhrgebiet, in Ratingen und in Wuppertal ergeben ein Gesamtarteninventar von 63 Arten. Die jeweilige Verbreitung geht aus den entsprechenden Karten hervor (6.2); nur vier Arten konnten ausschließlich in Wuppertal vorgefunden werden und gehören somit nicht zum Arteninventar des Ruhrgebietes (*Bryoria fuscescens*, *Cetrelia olivetorum*, *Hypocenomyce scalaris*, *Micarea nitschkeana*).

Eine Vorstellung von der Häufigkeit der einzelnen Arten gibt Tabelle 15.

Tabelle 15: Absolute und prozentuale Häufigkeit der im Untersuchungsgebiet zwischen 1998 und 2001 angetroffenen Arten.

Gesamt	absolute Häufigkeit	relative Häufigkeit (%)
<i>Physcia tenella</i>	1771	90,1
<i>Parmelia sulcata</i>	1609	81,9
<i>Physcia adscendens</i>	1287	65,5
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	1197	60,9
<i>Amandinea punctata</i>	1055	53,7
<i>Hypogymnia physodes</i>	935	47,6
<i>Evernia prunastri</i>	920	46,8
<i>Candelariella reflexa/xanthostigma</i>	813	41,4
<i>Lecanora expallens</i>	791	40,3
<i>Lecanora conizaeoides</i>	725	36,9
<i>Melanelia exasperatula</i>	688	35,0
<i>Xanthoria polycarpa</i>	675	34,4
<i>Lepraria incana</i> s.l.	657	33,4
<i>Xanthoria parietina</i>	483	24,6
<i>Lecanora dispersa</i>	478	24,3
<i>Punctelia subrudecta</i>	460	23,4
<i>Xanthoria candelaria</i>	454	23,1

Gesamt	absolute Häufigkeit	relative Häufigkeit (%)
<i>Flavoparmelia caperata</i>	392	19,9
<i>Melanelia glabratula</i>	385	19,6
<i>Physcia caesia</i>	268	13,6
<i>Punctelia ulophylla</i>	178	9,1
<i>Melanelia subaurifera</i>	142	7,2
<i>Ramalina farinacea</i>	121	6,2
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	113	5,8
<i>Parmotrema chinense</i>	110	5,6
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	108	5,5
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>	52	2,6
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	50	2,5
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	36	1,8
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	33	1,7
<i>Physconia grisea</i>	28	1,4
<i>Usnea subfloridana</i>	25	1,3
<i>Parmelia saxatilis</i>	24	1,2
<i>Usnea filipendula</i>	23	1,2
<i>Candelariella vitellina</i>	20	1,0
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	19	1,0
<i>Lecanora muralis</i>	18	0,9
<i>Usnea hirta</i>	18	0,9
<i>Bacidina arnoldiana</i>	17	0,9
<i>Candelaria concolor</i>	12	0,6
<i>Cetrelia olivetorum</i>	8	0,4
<i>Physcia stellaris</i>	8	0,4
<i>Lecidella elaeochroma</i>	7	0,4
<i>Rinodina gennarii</i>	6	0,3
<i>Strangospora pinicola</i>	5	0,3
<i>Parmelina pastillifera</i>	4	0,2
<i>Physcia dubia</i>	4	0,2
<i>Lecanora symmicta</i>	3	0,2
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	3	0,2
<i>Punctelia borreri</i>	3	0,2
<i>Lecanora chlarotera</i>	2	0,1
<i>Parmelina tiliacea</i>	2	0,1
<i>Physcia aipolia</i>	2	0,1
<i>Platismatia glauca</i>	2	0,1
<i>Bryoria fuscescens</i>	1	0,1
<i>Candelariella aurella</i>	1	0,1
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	1	0,1
<i>Flavoparmelia soledians</i>	1	0,1
<i>Lecanora barkmaniana</i>	1	0,1
<i>Lecanora sambuci</i>	1	0,1
<i>Micarea nitschkeana</i>	1	0,1
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	1	0,1
<i>Physconia perisidiosa</i>	1	0,1

6.2 Kommentiertes Artenverzeichnis

Vorbemerkungen

Bevor die nachgewiesenen Arten vorgestellt werden, erscheint es sinnvoll, die im folgenden verwendeten Angaben zur Ökologie der genannten Flechten zu erläutern. Ferner bedürfen die

für einige Arten dargestellten Diagramme zum Vorkommen auf den Trägerbäumen sowie zur Größenverteilung einer Erläuterung.

Ähnlich wie die Zeigerwerte nach ELLENBERG für höhere Pflanzen (ELLENBERG et al. 1992) stellen die Angaben nach WIRTH (1992) eine ökologische Charakterisierung für Flechten dar. Neben der Lichtintensität (L) sind besonders Feuchte (F), Borken- bzw. Substratazidität (R), Nährstoffgehalt des Substrates (N) und die Toleranz gegenüber Schadstoffen (To) im Rahmen der vorliegenden Arbeit von Bedeutung, da diese Faktoren gegenüber einer natürlichen Umgebung in Städten einem großen anthropogenen Einfluss unterworfen sind. Entsprechend bevorzugt sind solche Flechtenarten, die in Bezug auf mehrere oder alle dieser Parameter eine weite ökologische Amplitude besitzen, also entsprechend euryök sind, während stenöke Arten schlechter im städtischen Umfeld zurecht kommen. Im einzelnen haben die Zeigerwerte die folgende Bedeutung:

Lichtzahl (L): analog zu den höheren Pflanzen lassen sich auch die Flechten in Arten einteilen, die an sehr geringe Beleuchtung („Tiefschattenpflanzen“) bis hin zu hohen Lichtintensitäten („Vollichtpflanzen“) angepasst sind. Da an frei stehenden Bäumen wie z.B. städtischen Straßenbäumen in der Regel eine höhere Beleuchtungsstärke herrscht, weisen Flechten derartiger Standorte entsprechend hohe L-Werte auf. Auch die Zeigerwerte für die Temperatur (s.u.) sind bei Arten lichtreicher Standorte meist erhöht, da eine gute Belichtung mit einem Anstieg der Temperatur zusammenfällt.

Feuchtezahl (F): obwohl dieser Zeigerwert in erster Linie die Niederschlagsverhältnisse beschreibt und mikroklimatische Aspekte weniger stark berücksichtigt, ist er in Bezug auf die gegenüber dem Umland erniedrigte Luftfeuchte in Städten im Rahmen der vorliegenden Betrachtung von Bedeutung. So können Arten, die geringe F-Werte aufweisen, als tolerant gegenüber verhältnismäßig trockenen Standorten gelten. Sie sind also in diesem Falle bezogen auf die Feuchtebedingungen recht euryök, da sie zwar Plätze mit guten hygrischen Bedingungen bevorzugen, aber entsprechend trockenere Standorte tolerieren können.

Reaktionszahl (R): Dieser Wert beschreibt das Verhalten gegenüber der Azidität des Substrates, wobei der pH-Bereich von $< \text{pH } 3,4$ (R 1) bis $> \text{pH } 7$ (R 9) betrachtet wird. Demnach können die Arten in Abstufungen als azidophil oder basiophil eingeordnet werden. In Anbetracht der immissionsbedingt veränderten pH-Werte der Phorophyten im untersuchten Gebiet, kann anhand der Reaktionszahl oftmals das Fehlen solcher Arten begründet werden, die an bestimmte pH-Bereiche angepasst sind.

Nährstoffzahl (N): Grundsätzlich gibt die Nährstoffzahl die Versorgung des Substrates mit allgemeinen Nährstoffen an, beschränkt sich also nicht im Sinne der Stickstoffzahl für höhere Pflanzen auf den verfügbaren Stickstoff als Nährelement. Dennoch spielt dieser, insbesondere im Einflussbereich anthropogenen Wirkens, eine große Rolle bei der Interpretation dieses Zeigerwertes. Der maximale Wert für borkenbewohnende Flechten beträgt N 7 und bedeutet, dass es sich um „nährstoffreiche Habitats, häufige Staubimprägnierung oder mäßige Düngung durch Tiere“ handelt. Im Gegensatz dazu bezieht sich die Angabe N 1 auf mineralarme Borken bestimmter Baumarten (z.B. Birke, Fichte). In vielen Fällen korrelieren Nährstoffgehalt und Azidität; so haben viele im Stadtgebiet vorkommende Arten sowohl eine hohe N-Zahl, als auch einen hohen R-Wert.

Toxitoleranz (To): Diese Angabe ist insofern von den übrigen Werten verschieden, als dass hier nicht die Reaktion gegenüber natürlichen Parametern wiedergegeben wird, sondern die Toleranz gegenüber den anthropogenen Schadstoffen NO₂ und SO₂ im Sinne einer groben Orientierung abgeschätzt wird. Obwohl diese Toleranzangaben vor dem Hintergrund gesunkener SO₂-Belastungen nicht unkritisch verwendet werden sollten, bieten sie gute Anhaltspunkte für eine Einordnung hinsichtlich der artspezifischen Toleranz gegenüber Schadstoffeinflüssen. Empfindliche Arten mit niedrigen To-Werten sind dementsprechend selten in urbanen Gebieten anzutreffen, während extrem unempfindliche Arten (gegenüber sauren Immissionen) wie z.B. *Lecanora conizaeoides* mit einem To-Wert von 9 auch im städtischen Lebensraum vorkommen können.

Für alle Zeigerwertangaben gilt als Einschränkung, dass WIRTH diese Werte auf der Grundlage seiner Beobachtungen im Südwesten Deutschlands (Baden-Württemberg) aufstellte, so dass sich in den Zahlenangaben u.a. das vergleichsweise kontinentalere Klima dieser Region widerspiegelt. Daher können im untersuchten Gebiet also durchaus Abweichungen von den vorgeschlagenen Werten vorkommen.

Neben den Zeigerwerten nach WIRTH findet der im Rahmen dieser Arbeit neu definierte **Stadttoleranzfaktor** Anwendung. Detaillierte Angaben zu Berechnung, Herleitung und Vergleich mit anderen Faktoren sind in Teil A zu finden. An dieser Stelle sei daher lediglich zusammenfassend angeführt, dass der Stadttoleranzfaktor über den Toxitoleranzfaktor nach WIRTH hinaus beschreibt, auf welche Weise eine Flechtenart gegenüber dem vielfältigen Wirkungskomplex städtischer Faktoren (Feuchte, Temperatur, Schad- und Nährstoffe etc.) reagiert. Anders als bei den Zeigerwerten geben dabei niedrige Zahlen eine hohe Toleranz gegenüber der städtischen Umwelt an, während Arten mit hohen Urbanotoleranzwerten weniger oder gar nicht mit den Bedingungen einer Stadt zurecht kommen. Einen Überblick über die Zuordnung der Stadttoleranzwerte zu dem Verhalten der Arten gegenüber dem urbanen Lebensraum gibt Tabelle 16.

Tabelle 16: Zuordnung der Urbanotoleranzwerte zum Verhalten der Arten gegenüber dem städtischen Lebensraum.

Wertbereich	Definition
< 9,5	extrem stadttolerant
9,5-10,5	sehr stadttolerant
10,5-11,5	stadttolerant
11,5-12,5	mäßig stadttolerant
12,5-13,5	wenig stadttolerant
> 13,5	stadtmeidend

Die im folgenden für einige ausgewählte Arten dargestellten Diagramme sollen einen Eindruck über die mögliche Trägerbaumpräferenz und die Häufigkeit der einzelnen Größenklassen im untersuchten Gebiet vermitteln. Zum Vergleich sind jeweils bei den Säulendiagrammen zur Verteilung auf die Phorophyten und zur Häufigkeitsverteilung der Größenklassen die über alle vorgefundenen Arten gemittelten Werte (mit Standardabweichung) angegeben. Somit kann abgeschätzt werden, ob eine Art beispielsweise eher auf der einen oder anderen Baumart vorkommt, und ob sie eher mit kleinen Thalli oder in großgewachsenen Exemplaren auftritt.

Die Arten

Die Nomenklatur richtet sich nach dem „Katalog der Flechten Deutschlands“ (SCHOLZ 2000).

Amandinea punctata (HOFFM.) COPPINS & SCHEID.

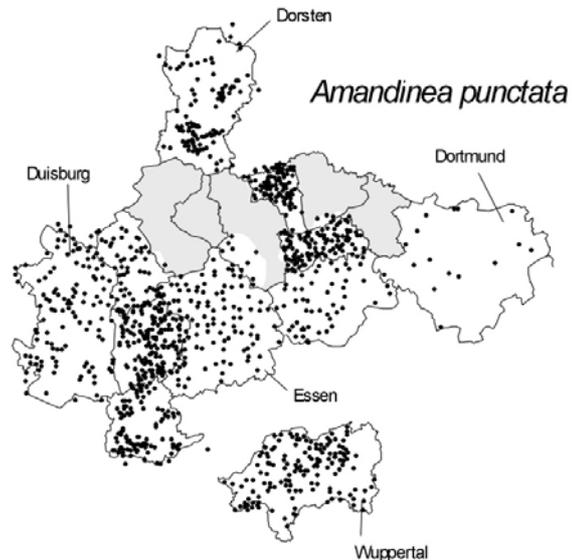
Amandinea punctata konnte bis 1993 besonders zahlreich im gesamten Stadtgebiet von Wuppertal nachgewiesen werden, während sich in Ratingen, Duisburg und Dorsten die relativ wenigen Funde auf die Randbereiche der jeweiligen Stadtgebiete konzentrieren. Es ist anzunehmen, dass dieses Verbreitungsmuster auf die Einwirkung von düngenden Immissionen aus der Landwirtschaft zurückzuführen ist; vermutlich verhinderten die überwiegend zu sauren Borken ein Vorkommen im engeren Citybereich der Städte.

Aktuell ist *A. punctata* mit einem Vorkommen an mehr als der Hälfte aller Aufnahmepunkte die häufigste Krustenflechte im Untersuchungsgebiet. In den meisten Fällen sind sowohl ältere als auch junge Apothecien vorhanden, so dass davon ausgegangen

werden kann, dass die Art sich bereits seit längerer Zeit im Ruhrgebiet etabliert hat. Wie aus den Zeigerwerten nach WIRTH hervorgeht, bevorzugt die Art volle Belichtung und toleriert Trockenheit sowie Luftschadstoffe. Somit ist sie gut an die klimatischen Verhältnisse der Stadt angepasst. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass die Krustenflechte sowohl durch Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft – dies trifft besonders im Umland zu – als auch durch Stickstoffemissionen aus dem Straßenverkehr gefördert wird. An etwa sechs Prozent aller Aufnahmepunkte bildet sie große, den Aspekt des jeweiligen Stammbereiches bestimmende Bestände (Buellietum punctiformis, s. S. 137), insbesondere dort, wo auch ein deutlicher Anwurf bzw. Niedersatz von Staub bedingt durch den Verkehr zu beobachten ist. Diese Staubimprägnierung puffert den Borken-pH soweit ab, dass *A. punctata* auch an Linden oder Eichen festgestellt werden kann, an denen sie normalerweise aufgrund ihrer Vorliebe für basischere Borken (R 5 nach WIRTH (1992)) gar nicht oder nicht in dem Maße vorkommen würde. Der Straßenstaub trägt zudem zu einer Anreicherung von Nährstoffen bei. Daneben wird sie zusammen mit *Lecanora dispersa* s.l. durch Hundeurin an der Basis von Bäumen gefördert.

Mit einem Stadttoleranzfaktor von 9,1 kommt sie mit ähnlich vielen weiteren Arten zusammen vor, wie z.B. mit *Physcia adscendens*, *Phaeophyscia orbicularis* und *Lepraria incana* s.l. Gerade mit ersteren beiden ist sie sehr häufig zusammen zu finden (an 48,5 % bzw. 37,7 % aller Aufnahmepunkte), so dass davon ausgegangen werden kann, dass diese Arten sehr ähnliche Standortansprüche haben (vgl. S. 137).

Amandinea punctata kann demnach als eine typische kulturfolgende Flechte mit einem hohen Hemerobiegrad gelten. Sie toleriert die in Städten herrschenden klimatischen und lufthygienischen Bedingungen und wird durch Nährstoffeinträge sowie das Vorhandensein von sekundär basischem und nährstoffreichem Substrat gefördert. Ferner kann nach GILBERT (1968) das



Vordringen von *A. punctata* in die städtischen Areale auf Veränderungen in den Konkurrenzbedingungen, bedingt durch das Verschwinden bzw. Fehlen einer Reihe von Arten, zurückgeführt werden.

***Bacidina arnoldiana* (KÖRB.) V. WIRTH & VĚZDA**

In Anbetracht der Unauffälligkeit und allgemein weiten Verbreitung dieser Art kann angenommen werden, dass sie im Untersuchungsgebiet weiter verbreitet ist. Nach DOBSON (2000) ebenfalls in urbanen Gebieten häufig und leicht zu übersehen ist die ökologisch ähnliche *B. delicata* (LARBAL. ex LEIGHT.) V. WIRTH & VĚZDA, die im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen werden konnte, aber mit großer Wahrscheinlichkeit vorhanden ist. Die Arten kommen meist an vor starker Einstrahlung und somit hoher Temperatur und Trockenheit geschützten Bereichen des Baumstammes, z.B. eher am Stammfuß oder in tiefen Rissen von Pappeln, Eichen und Eschen vor. Mit 11,3 besitzt *B. arnoldiana* einen verhältnismäßig hohen Stadttoleranzfaktor, der sie in die Nähe von



Flavoparmelia caperata und *Candelaria concolor* stellt; dies kann in Übereinstimmung mit den Angaben von WIRTH (1995) dahingehend gedeutet werden, dass *B. arnoldiana* (wie die meisten Vertreter der Gattung) an luftfeuchteren, also klimatisch begünstigten Standorten vorkommt, an denen dann auch andere anspruchsvollere Arten zu finden sind. Im Gegensatz zu diesen ist sie allerdings recht schadstofftolerant und toleriert Nährstoffeintrag. In Entsprechung zu WIRTH (1995) kann *B. arnoldiana* entgegen ihrem relativ hohen Urbanotoleranzwert als raschwüchsige Pionierart an kurzzeitigen bzw. für andere Arten ungünstigen Standorten bezeichnet werden.

***Bryoria fuscescens* (GYELN.) BRODO & D. HAWKSW.**

Diese Bartflechte konnte nur einmal im Stadtgebiet von Wuppertal in einem stark durchgrünten und verkehrsberuhigten Wohngebiet nachgewiesen werden. In Nordrhein-Westfalen stellt dieser Nachweis neben Funden in Köln, der Eifel, dem Siebengebirge und dem Sauerland das nördlichste und am weitesten aus dem collinen bis montanen Bereich herausragende Vorkommen dar. Nach HEIBEL (1999) kam die Art früher in den genannten Gebieten häufig vor und ist seitdem in ihrer Verbreitung zurückgegangen, so dass sie aktuell als stark gefährdet (RL 2) eingestuft wird. Ob das gefundene kleine Exemplar ein Relikt vorkommen repräsentiert oder Ausdruck einer Ausbreitungstendenz ist, kann nicht geklärt werden.

WIRTH weist der Art mit einem To-Wert von 4 in Übereinstimmung mit PURVIS et al. (1992) lediglich eine mittlere Schadstoffempfindlichkeit zu, wohl in erster Linie in Bezug auf SO₂-Immissionen. Wie der sehr hohe Urbanotoleranzfaktor von 19 vermuten lässt, spielen weitere

Standortfaktoren, wie etwa klimatische Parameter, eine große Rolle für das Vorkommen der Art. So ist *B. fuscescens* nach WIRTH eher auf kühle und feuchte Standorte mit ausreichend Niederschlägen in colliner bis montaner Lage angewiesen. Diese Bedingungen erfüllt der im Bergischen Land gelegene Wuppertaler Fundort.

Obwohl *B. fuscescens* saure Borkensubstrate präferiert (z.B. von Kiefern) und damit auf den sekundär sauren Borken von Stadtbäumen siedeln könnte, scheint sie die urbanen Räume stärker zu meiden, als dies die ökologisch ähnlichen Usneen des Untersuchungsgebietes tun. Für *Usnea hirta*, *U. subfloridana* und *U. filipendula* kann aus den Zeigerwerten nach WIRTH (1992) auf eine ähnlich hohe Urbanophobie geschlossen werden, teilweise wird den *Usnea*-Arten sogar eine höhere Toxisensibilität zugewiesen als *B. fuscescens*. Dass *B. fuscescens* dennoch in weit stärkerem Maße das Ruhrgebiet meidet, mag wohl auf eine vergleichsweise engere ökologische Amplitude, die durch die Zeigerwerte nicht widergegeben wird, zurückzuführen sein.

Candelaria concolor (J. DICKS.) STEIN

Die Art kommt an nur wenigen Punkten im Untersuchungsgebiet vor, ist nirgendwo häufig, sondern meist nur mit wenigen Thalli vertreten; dies spiegelt die allgemeine Verbreitungssituation der Art wider (vgl. HEIBEL 1999). Sie meidet offenbar die zentralurbanen Bereiche, obwohl sie ihrem ökologische Spektrum nach stadtklimatische Einflüsse tolerieren müsste, da sie bei voller Belichtung vorkommt (L 7) und trockene Standorte toleriert (F 3). Auch bevorzugt die Blattflechte mäßig nährstoffreiche oder mit nährstoffreichem Staub imprägnierte Borken, die in solchen Fällen wegen der höheren Basizität das ökologische Spektrum der Art treffen. Obwohl der Stadttoleranzfaktor von 11,5 nicht auf eine besonders hohe Empfindlichkeit hinweist – relativ wenig sensible Arten wie etwa *Melanelia exasperatula* haben mit 11,6 einen nur unwesentlich höheren Begleitartenfaktor – könnte die ohnehin nicht häufige Art im Untersuchungsgebiet durch hohe Stickstoffeinträge in ihrer Verbreitung limitiert sein. WIRTH (1992) weist der Art eine mittlere Toxizität (To 4) zu und hebt hervor, dass *C. concolor* in Agrar- und Industriegebieten zurückgeht. Möglicherweise geht die Art an ihren Vorkommen im Gebiet einen Kompromiss ein zwischen Eutrophierung einerseits und der damit (im Falle von NH₄-Immissionen) einhergehenden steigenden Basizität andererseits. Da in den Ballungsbereichen die Borken entweder sehr sauer oder durch Staubanflug basisch und nährstoffreich sind, könnte dies ein Grund sein, weshalb die Art nicht allgemein häufiger und dann auch in den zentralen Bereichen zu finden ist. Darüber hinaus mag die allgemeine Schadstoffempfindlichkeit zum stadtflihenden Charakter der Art beitragen. Da die Art für Nordrhein-Westfalen als gefährdet (RL 3) eingestuft werden muss, ist das Wiedereinwandern in das Ruhrgebiet als allgemein positives Zeichen zu bewerten.



***Candelariella aurella* (HOFFM.) ZAHLBR.**

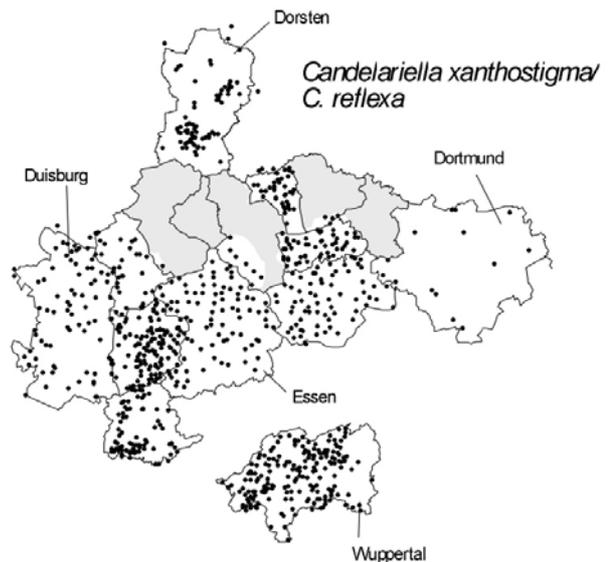
Diese Art wurde als Epiphyt nur einmal an der staubimprägnierten Basis eines Ahorns in Wuppertal nachgewiesen. Sie ist ansonsten auf ihren natürlichen Steinsubstraten auch in Stadtgebieten sehr häufig und Pionier bei der Besiedelung von Standorten.

***Candelariella vitellina* (HOFFM.) MÜLL. ARG.**

C. vitellina kommt ebenso wie *C. aurella* in erster Linie auf basischen Steinsubstraten vor. Die Nachweise auf Borke legen die Vermutung nahe, dass bei diesen Standorten Nährstoff- und Staubdepositionen eine Veränderung des natürlichen Substrates bewirkten. Besonders an Baumbasen sorgt Hundeurin sicherlich an einer Reihe von Fundorten von *C. vitellina* und *C. aurella* für das Vorkommen auf Borke.

***Candelariella xanthostigma* (ACH.) LETTAU und *C. reflexa* (NYL.) LETTAU**

Diese beiden habituell recht ähnlichen Arten wurden sowohl bei den früheren Aufnahmen, als auch bei der aktuell durchgeführten Untersuchung im Feld nicht unterschieden, so dass sie hier zu einer Gruppe zusammengefasst behandelt werden. Bis 1993 fehlte die Artengruppe im gesamten Ruhrgebiet und konnte 1989 nur in Wuppertal festgestellt werden. Inzwischen ist sie im gesamten Untersuchungsgebiet verbreitet und häufig, Unterschiede zwischen Umland- und Citylagen sind nicht zu erkennen. Nach *Amandinea punctata* ist sie die zweithäufigste Krustenflechte. Obwohl WIRTH (1992) den Einzelarten nur eine mittlere bis mäßig hohe Toxizität und keine besondere Vorliebe für Nährstoffe zuschreibt, können die Arten dennoch als typische Elemente der epiphytischen urbanen Flechtenvegetation angesehen werden. *C. xanthostigma/reflexa* ist oftmals auf staubimprägnierten Borkenoberflächen zu finden, aber auch an Baumbasen; in beiden Fällen mögen der höhere pH-Bereich sowie Stickstoffeinträge für eine Besiedelung sprechen. Zeitweilig findet sich die Art recht dominant im Bereich von Regenwasserabflussbahnen am Stamm oder auf wenig geneigten Ästen, wo sie den mit dem Regenwasser transportierten Nähr- (und Schad-)stoffen ausgesetzt ist. Hier äußert sich offensichtlich eine Präferenz für Nährstoffe und eine verhältnismäßig hohe Toleranz gegenüber Schadstoffen. Dies spiegelt auch der Stadttoleranzfaktor von 9,9 für die Artengruppe wider, der eine gleiche bzw. ähnliche Begleitartenzahl wie für *Lecanora expallens* bzw. *Xanthoria polycarpa* angibt, woraus gefolgert werden kann, dass eine vergleichsweise höhere allgemeine Toleranz und Nährstoffpräferenz vorhanden sein muss, als dies durch die Zeigerwerte von WIRTH (1992) dargestellt wird.



***Cetrelia olivetorum* (NYL.) W.L. CULB. & C.F. CULB.**

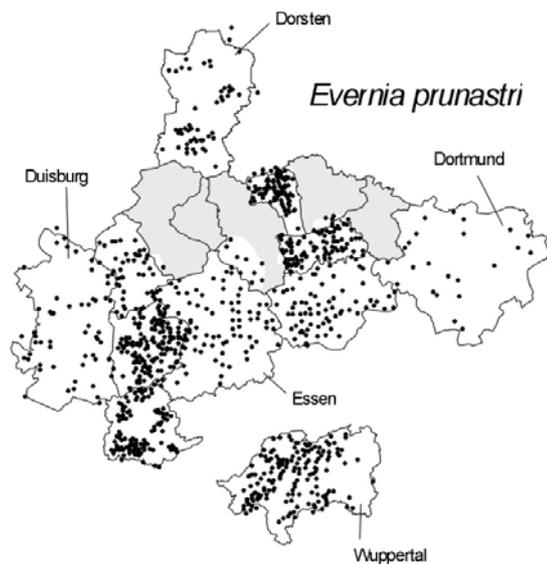
Diese Blattflechte konnte an acht Stellen im Wuppertaler Raum nachgewiesen werden und fehlt im übrigen Untersuchungsgebiet vollständig. Dieses Verbreitungsmuster im Bergischen Landes deckt sich mit den ökologischen Angaben von WIRTH (1992), nach denen die Art an kühlen, vorzugsweise montanen und niederschlagsreichen Standorten zu finden ist. Die Präferenz für basische, aber nicht oder nur sehr gering eutrophierte Borke sowie die hohe Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen verhindert das Vorkommen von *C. olivetorum* in urbanen Räumen. Auch im Stadtgebiet von Wuppertal meidet die Art dichtere Bebauung und die damit einhergehenden klimatischen und lufthygienischen Belastungen. Mit 12,6 liegt der Urbanotoleranzfaktor deutlich höher als bei den typischen Stadtarten und ist vergleichbar mit ähnlich anspruchsvollen Flechten wie *Parmelina pastillifera* oder *Usnea filipendula*. Nach WIRTH (1995) geht die Art überall deutlich zurück; erfreulicherweise stellt der Nachweis von *C. olivetorum* im Rahmen dieser Arbeit einen Wiederfund für Nordrhein-Westfalen dar, da rezente Berichte lediglich aus dem hessischen Grenzgebiet existieren (s. HEIBEL 1999 und KRICKE & FEIGE 2000c).



***Evernia prunastri* (L.) ACH.**

Die Art ist aktuell an knapp weniger als der Hälfte aller Aufnahmepunkte vertreten und die häufigste Strauchflechte im Gebiet. Im Untersuchungszeitraum 1989-1993 dagegen konnte *Evernia prunastri* lediglich relativ zahlreich in Duisburg nachgewiesen werden, während in den übrigen Gebieten (Wuppertal, Dorsten, Ratingen) sehr vereinzelte Funde gemacht wurden. Möglicherweise verhinderte die zu hohe Schadstoffbelastung in Oberhausen, Herne oder Herten ein Vorkommen dieser Art; fast alle damals nachgewiesenen Exemplare von *Evernia prunastri* waren als jung eingestuft worden.

Mit einem Stadttoleranzfaktor von 9,8 liegt sie in etwa gleichauf mit *Xanthoria polycarpa*, *Melanelia glabratula/subaurifera* und *Candelariella xanthostigma/reflexa*. An *E. prunastri* spiegelt sich somit beispielhaft wider, dass die allgemeine „Regel“, Strauchflechten seien generell empfindlicher als Blatt- und Krustenflechten, nicht immer zutrifft. Aufgrund ihrer ökologischen Spannbreite kann sie



weit in die urbanen Räume eindringen; Vitalitätsunterschiede zwischen Vorkommen im hygisch begünstigten Wuppertal und dem trockeneren Ruhrgebiet lassen sich nicht ausmachen. Das Vordringen der Art selbst in Bereiche, die durch ein ausgeprägtes Stadtklima charakterisiert sind, deckt sich mit der Bewertung von WIRTH, nach der die Art relativ trockentolerant ist (F 3). Als eher azidophile Art (R 3) findet sie auf den versauerten Borken insbesondere älterer Bäume gute Substratbedingungen. Dennoch kommt *Evernia prunastri* mit 40 % am häufigsten an den verschiedenen Ahorn-Arten vor (Abbildung 21), die einen relativ hohen pH-Wert aufweisen (um pH 4,6). Jedoch auch an *Tilia*-Arten mit einer im Mittel etwas saureren Borke ist die Strauchflechte mit ca. 28 % häufiger als die meisten anderen Flechten anzutreffen. Deutlich wird die Bevorzugung saurer Standorte darin, dass etwa Phorophyten wie *Populus spec.* oder *Salix spec.*, die im Mittel verhältnismäßig basische Borken aufweisen, kaum besiedelt werden.

Die meisten Exemplare von *E. prunastri* sind entweder sehr klein (ca. 36 %) oder klein (ca. 46 %), mittelgroße Individuen finden sich lediglich zu etwa 15 %, während große Thalli mit weniger als 1 % sehr selten sind. Insofern weist die Art eine ähnliche Größenverteilung wie *Flavoparmelia caperata* auf (s. dort).

Bei der Neubesiedelung von Standorten scheint die Gattung *Acer* als Trägerbaum bevorzugt zu werden, da hier der Anteil sehr kleiner Thalli höher als der Anteil kleiner Exemplare ist. Bei den meisten anderen Baumarten ist der Anteil kleiner Exemplare größer als der Anteil sehr kleiner. Große Exemplare werden lediglich an *Acer spec.*, *Quercus spec.* und auf *Tilia spec.* gefunden.

Im Unterschied zu der Angabe von WIRTH (1992), dass sie Eutrophierung meidet (N 3), ist jedoch festzustellen, dass *E. prunastri* sehr wohl an Standorten mit offensichtlich guter Stickstoffversorgung vorkommt. Auch scheint sie zumindest unter dem heute herrschenden Schadstoffregime weniger zu leiden als dies der To-Wert von 6 vermuten ließe. Möglicherweise ist die Toleranz von *E. prunastri* gegenüber Stickstoffimmissionen – wie das Vorkommen an stark frequentierten Verkehrswegen zeigt – höher als gegenüber SO₂.

Insgesamt betrachtet kann *E. prunastri* als typisch urbanotolerante Art gelten, die aufgrund ihrer ökologische Amplitude die stadtklimatischen Verhältnisse und Schadstoffsituation tolerieren kann.

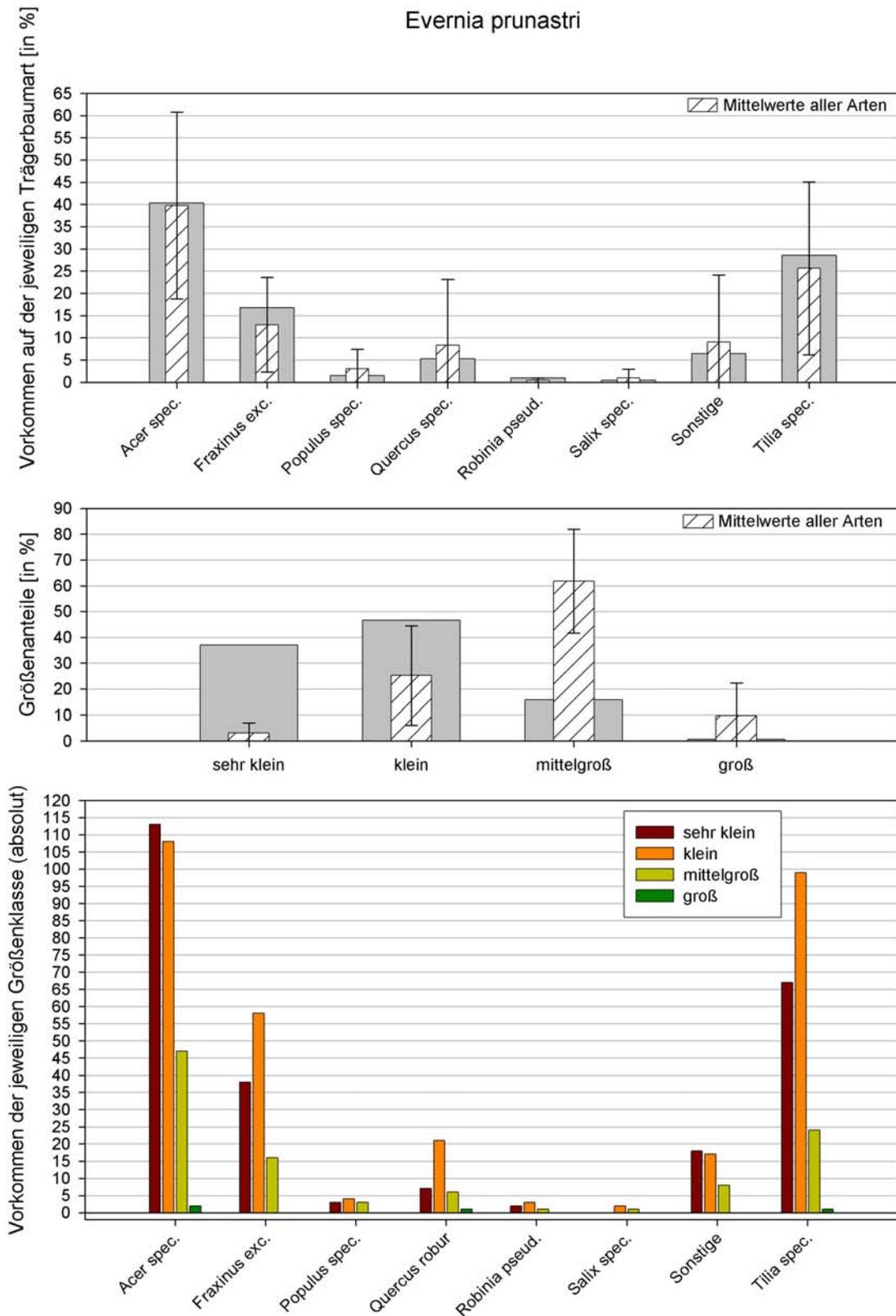


Abbildung 21: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Evernia prunastri*.

Flavoparmelia caperata (L.) HALE

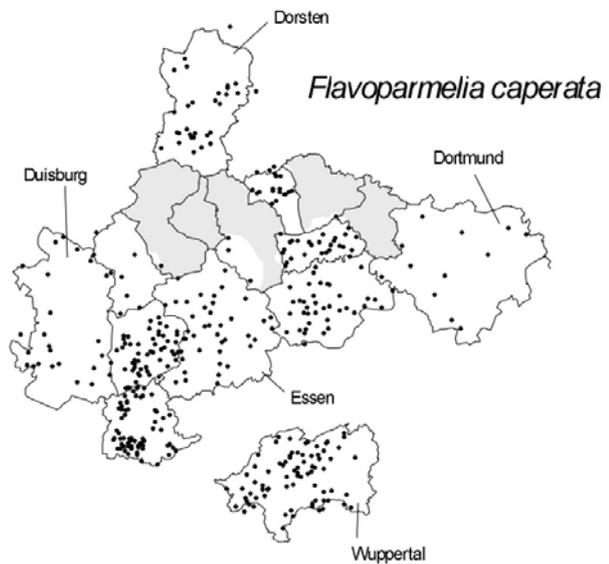
Diese Blattflechte ist im gesamten Untersuchungsgebiet an ca. 20 % der aufgenommenen Bäume zu finden. Es überwiegen zu 45 % kleine Exemplare gegenüber mittelgroßen (ca. 30 %) und sehr kleinen (ca. 23 %) (Abbildung 22). Große Individuen sind selten. Unterschiede im Vorkommen zwischen Umland- und Ballungsgebietlagen sind nicht zu erkennen. Selbst in citynahen Bereichen und an stark frequentierten Verkehrswegen kann die Art gefunden werden. Obwohl die Art zwar trockene Standorte toleriert, aber auf eine hohe Luftfeuchtigkeit (F 4) angewiesen ist und Eutrophierung meidet (N 3), ist sie wohl in erster Linie gegenüber SO₂-Immissionen sensibel (vgl. NASH 1973), weshalb WIRTH (1992) ihr einen Toxizitätswert von 3 zuweist.

Wie WIRTH (1993, 1995) berichtet, erholen sich daher die Bestände in Gebieten mit zurückgegangenen sauren Immissionseinflüssen. Auch im Untersuchungsgebiet deuten neben Vorkommen von überraschend großen Lagern (sogar an verkehrs- und damit schadstoffreichen Standorten) Nachweise kleiner Thalli auf eine etablierte und sich ausbreitende Art hin, die offensichtlich gut an die Extreme der Stadt angepasst ist. Aufgrund dieser Beobachtungen erscheint die Art nicht (mehr) als gefährdet; sie sollte daher von RL 3 in die Kategorie „ungefährdet“ gestuft werden.

Dies wird auch durch den Urbanotoleranzfaktor von 11,1 unterstützt, der *F. caperata* in die Nähe von *Xanthoria candelaria* stellt. Somit scheint die Art die heutigen Bedingungen der urbanen Räume sowohl in klimatischer als auch in lufthygienischer Hinsicht recht gut zu tolerieren.

Bemerkenswerterweise verteilt sich das Vorkommen von *F. caperata* in ähnlicher Weise auf die Trägerbaumarten wie bei *Evernia prunastri* (Abbildung 21 und Abbildung 22). Auch hier werden offensichtlich die Gattung *Acer* und *Fraxinus excelsior* bevorzugt; auch auf *Tilia* kommen die beiden Arten häufiger als andere Flechten vor. *F. caperata* dominiert mit kleinen Thalli im Untersuchungsgebiet, wobei jedoch auch mittelgroße Exemplare an ca. 30 % der Untersuchungspunkte angetroffen werden können. Verglichen mit dem allgemeinen Durchschnitt überwiegt der Anteil an sehr kleinen und kleinen Individuen.

Entsprechend der Häufigkeitsverteilung der Größenstufen werden kleine Exemplare an fast allen Baumarten am häufigsten angetroffen, wobei jedoch der Anteil sehr kleiner Individuen bei *Tilia* z.B. im Vergleich zu den *Acer*-Arten hoch ist. Große Flechten werden an *Acer*, *Salix*, *Tilia* und weiteren Baumarten gefunden, wobei *Fraxinus excelsior*, *Quercus spec.*, *Robinia pseudoacacia* und *Populus spec.* diese Größengruppe nicht aufweisen.



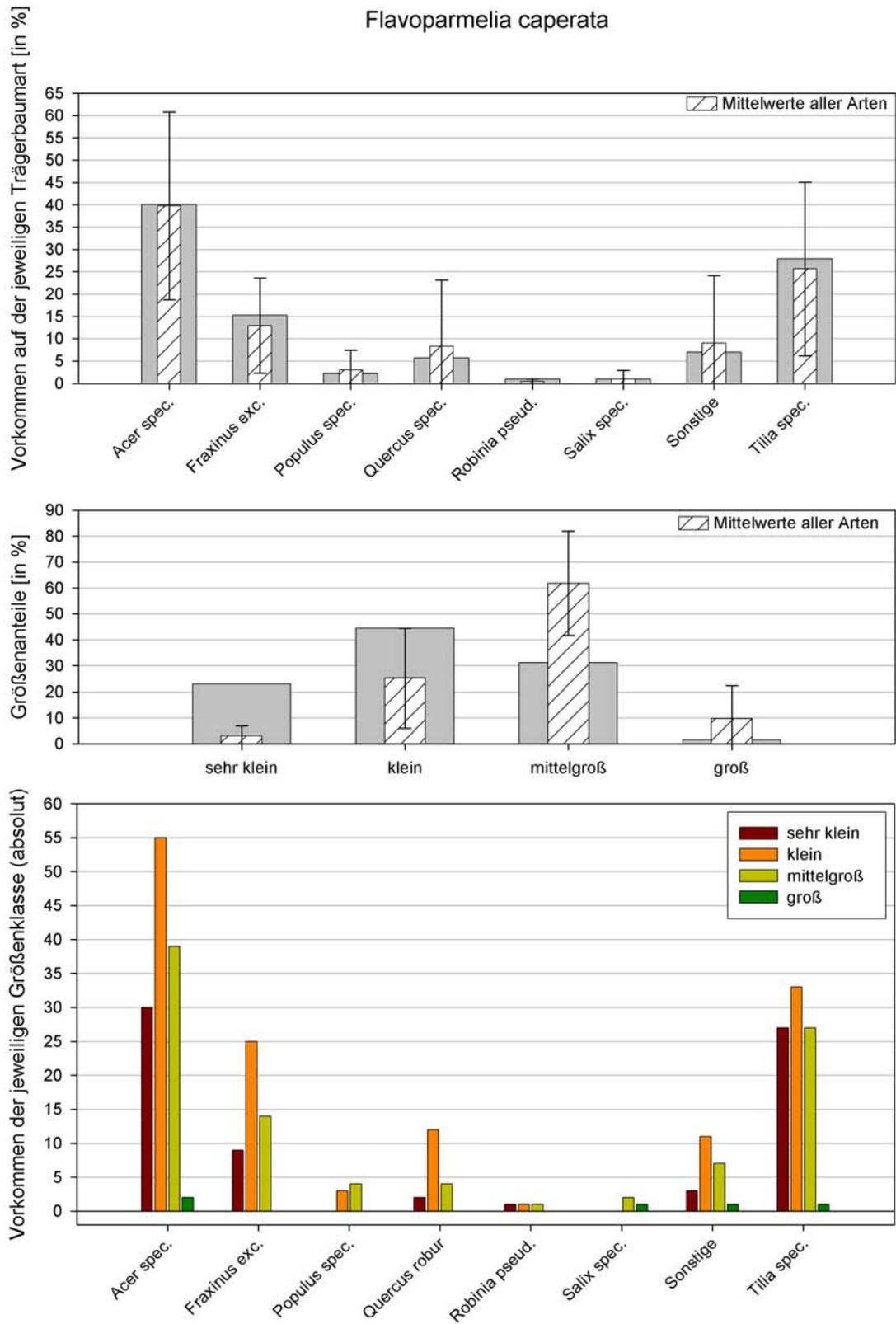


Abbildung 22: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Flavoparmelia caperata*.

***Flavopunctelia flaventior* (STIRT.) HALE**

Lediglich an zwei Aufnahmepunkten im Untersuchungsgebiet konnte diese Blattflechte nachgewiesen werden: einmal im Süden von Wuppertal und einmal in Dortmund durch STAPPER (pers. Mitt.). In beiden Fällen handelt es sich um Straßenbäume im Außenbereich der jeweiligen Städte. Der hohe Urbanotoleranzfaktor von 18,0 weist *F. flaventior* als stadtmeydende Art aus; nach den Zeigerwerten von WIRTH (1992) müsste die Art dagegen gerade die dichte Bebauung tolerieren, wenn nicht gar präferieren, da sie als Wärmezeiger an trockenen Standorten vorkommt und somit mit den stadtklimatischen Verhältnissen ideale Bedingungen vorfinden müsste. Auch ihre Vorliebe für relativ saure und nährstoffreiche Borken spräche für eine weitere Verbreitung dieser Art. Trotz dieser Faktoren und der ihr zugewiesenen mäßig hohen Toxitolanz (To 6) (höher als bei *Flavoparmelia caperata*!) fehlt die Art an für sie scheinbar günstigen Standorten nicht nur im Untersuchungsgebiet, sondern nach HEIBEL (1999) auch im übrigen Nordrhein-Westfalen. Somit stellen die hier gemachten Beobachtungen Erstfunde dar. Da sich *F. flaventior* nach WIRTH (1995) in Baden-Württemberg ausbreitet, ist es durchaus vorstellbar, dass die Art auch in Nordrhein-Westfalen und somit auch im Untersuchungsgebiet weiter an Terrain gewinnt (vgl. 7.1.2) und dort dann möglicherweise ähnliche Standorte wie auch *Flavoparmelia caperata* besiedelt. Das Potential dazu wäre aufgrund ihrer Ökologie gegeben.

***Flavoparmelia soledians* (NYL.) HALE**

Mit 12,8 besitzt *F. soledians* einen ähnlich hohen Stadttoleranzfaktor wie *Parmelina pastillifera* oder *Usnea hirta* und ist daher als wenig stadttolerant einzuschätzen. Auch sie ist im Untersuchungsgebiet mit nur vier Nachweisen als äußerst selten zu bewerten. Nach HEIBEL (1999) scheint eine aus dem Westen gerichtete Ausbreitung der Art stattzufinden, wie Berichte aus den Niederlanden, Frankreich und Deutschland sowie rezente Nachweise vom Niederrhein vermuten lassen (HEIBEL 1999).



Hypocenomyce scalaris (ACH. ex LILJ.) M. CHOISY

An nur etwa 1 % aller Aufnahmepunkte konnte diese saure Borkensubstrate liebende Art gefunden werden; ähnlich wie zum Vergleichszeitraum, in dem die Art 1989 lediglich an wenigen Aufnahmepunkten in Wuppertal nachgewiesen werden konnte, befinden sich aktuell die meisten Vorkommen in Wuppertal. Daneben sind noch Funde aus Dorsten, Essen, Oberhausen und Ratingen bekannt. Die Art scheint weitgehend die zentralen Stadtbereiche zu meiden, obwohl sie nach WIRTH (1992) eine hohe Toxitoleranz (To 8) besitzt; auch der Urbanotoleranzfaktor von 10,8 würde wie im Falle von *Physcia caesia* und ähnlich wie bei *Xanthoria candelaria* diese Art als Flechte mit einer relativ hohen Urbanotoleranz charakterisieren. Auch die Präferenz für sehr saure Borkensubstrate (R 2) spricht für die Besiedelung städtischer Räume. Ihre hohe Toxitoleranz scheint jedoch in erster Linie auf saure Immissionen (z.B. SO₂) beschränkt zu sein, düngende Stoffeinträge in Form von Staub oder Stickstoffimmissionen scheint sie zu meiden, da diese zu einer Anhebung des pH-Wertes führen. Daher kann *H. scalaris* aus heutiger Sicht als stadtmeidende Art gelten, die sich vermutlich auf Koniferenborke in Forstgebieten zurückziehen wird.



Hypogymnia physodes (L.) NYL.

Diese Blatflechte ist aktuell an etwas weniger als der Hälfte aller Aufnahmepunkte vertreten und somit im gesamten Untersuchungsgebiet zu finden und häufig. Aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche nach WIRTH (1992) vermag sie recht trockene Standorte zu tolerieren, so dass sie selbst in dichten Bebauungsarealen an Straßenbäumen zu finden ist. Es werden saure Borken bevorzugt, wie das seltene Vorkommen an Bäumen mit basischer Borke (z.B. an *Fraxinus excelsior* zu ca. 15 %) zeigt (Abbildung 23). Auch die Gattung *Acer* wird im Vergleich mit dem allgemeinen Durchschnitt weniger oft besiedelt, während offensichtlich Linden präferiert werden. Auch ist der Anteil an sonstigen Arten mit etwa 8 % recht hoch; hier werden beispielsweise *Ailanthus altissima* oder *Prunus avium* als Trägerbäume mit sauren Borkeneigenschaften besiedelt.



Das Verbreitungsmuster und ein Stadttoleranzfaktor von 9,6, der ähnlich dem von *Lecanora dispersa* s.l. und *Evernia prunastri* ist, weisen die Art als stadttolerant aus. Obwohl WIRTH (1992) *H. physodes* nur eine sehr geringe Eutrophierungstoleranz bescheinigt, tritt sie immerhin zu 46 % aller Vorkommen zusammen mit den Eutrophierungszeigern *Physcia tenella*, *P. adscendens* und *Phaeophyscia orbicularis* auf. Möglicherweise reagiert die Art weniger auf den Düngungseffekt der Stickstoffimmission als auf Veränderungen des pH-Wertes.

Die meisten der vorgefundenen Thalli sind klein (zu etwa 62 %), während mittelgroße und sehr kleine Exemplare mit ca. 20 % bzw. ca. 15 % wesentlich seltener sind. Große Flechten finden sich nur äußerst selten. Im Vergleich mit der durchschnittlichen Häufigkeit des Auftretens der Größenklassen aller weiteren Arten zeigt sich, dass sehr kleine und kleine Thalli bei *H. physodes* überwiegen.

Der Anteil kleiner Flechten gegenüber den anderen Größenklassen ist an *Tilia* im Vergleich zu dem Vorkommen auf *Acer* hoch; dafür finden sich an *Acer* die meisten mittelgroßen und nahezu sämtliche großen Vertreter dieser Art. Als Grund für den auffallend hohen Anteil kleiner und damit möglicherweise junger Individuen an *Tilia* im Vergleich zu *Acer* mag anzuführen sein, dass eine erste Wiederbesiedelung auf Ahorn erfolgte, da hier natürlicherweise die pH-Werte der Borke etwas höher liegen als bei den Linden. Obwohl *Hypogymnia physodes* eine azidophytische Art ist, könnte die Versauerung der Borke von *Tilia* zu diesem Zeitpunkt zu stark gewesen sein, so dass die Art diesen Trägerbaum weitgehend mied. Erst mit zunehmender „Entsauerung“ der Baumborken konnte sich die Art auf *Tilia* eingefunden haben, wo sie bezogen auf die Azidität optimale Bedingungen fand; die Borke der *Acer*-Arten wurde auch immer basischer, so dass junge Flechten hier nicht mehr so optimale Verhältnisse vorfanden und daher vergleichsweise weniger neue Exemplare auf dieser Trägerbaumart anzutreffen sind.

Im Zeitraum 1989-1993 war *Hypogymnia physodes* in allen damals untersuchten Städten mit Ausnahme von Herten vorzufinden. Die besten Vorkommen lagen dabei in Wuppertal und Duisburg, wo neben der bei weitem überwiegenen Anzahl an jungen Individuen auch ältere Exemplare angetroffen wurden. Zerstreute Vorkommen fanden sich in Ratingen, Dorsten, Oberhausen, Herne und Dortmund (s.a. Abbildung 42, S.142).

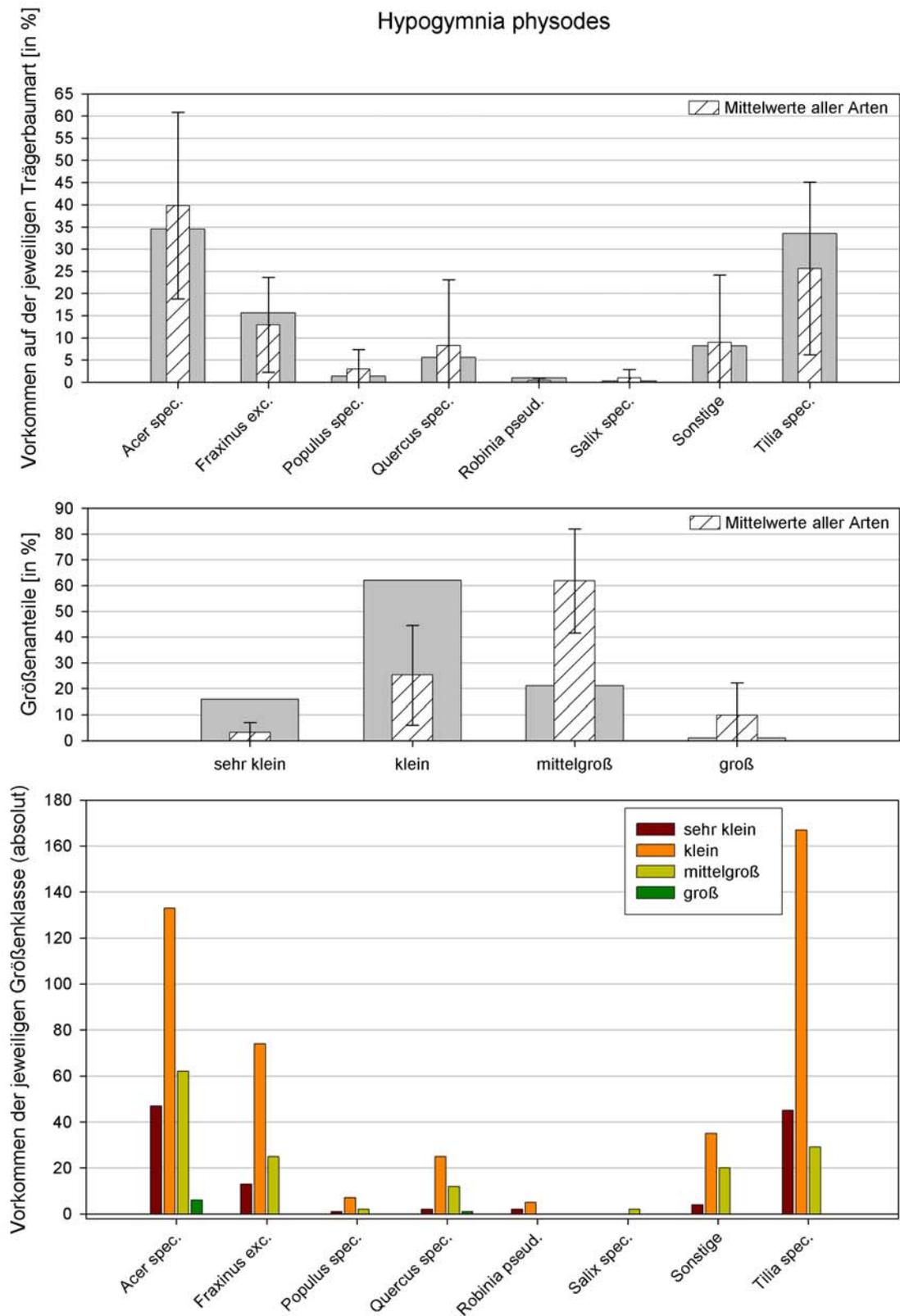


Abbildung 23: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Hypogymnia physodes*.

***Hypogymnia tubulosa* (SCHAER.) HAV.**

Im Gegensatz zu *H. physodes* zeichnet sich *H. tubulosa* durch Kopf- statt Lippensorale aus, die selbst bei relativ kümmerlichen Individuen zu identifizieren sind, so dass eine Verwechslung der beiden Arten weitgehend ausgeschlossen werden kann. Wie aus der Verbreitungskarte ersichtlich, kommt die Art nur an relativ wenigen Aufnahmepunkten im Untersuchungsgebiet vor und meidet dabei offensichtlich die Ballungsbereiche. So liegen die meisten Vorkommen südlich des Ruhrgebietes im Stadtgebiet von Ratingen und Wuppertal, die übrigen Funde verteilen sich auf die Außenbezirke von Mülheim, Essen, Bochum und Dorsten. Mit 14,2 liegt der Stadttoleranzfaktor von *H. tubulosa* recht hoch und charakterisiert die Art als urbanophob, wie ja auch durch das Verbreitungsmuster bestätigt wird. Auch der Toxitolanzwert von 6 für *H. tubulosa* entspricht den Beobachtungen, wonach die Art offensichtlich den zentralen Ballungsraum sowie verkehrsreiche Aufnahmepunkte weitgehend meidet. So kommt sie an stark befahrenen Straßen zu 25 % aller Nachweise vor und ist im Vergleich zur Schwesterart seltener in Gesellschaften zu finden, die eine verstärkte Eutrophierung des Standortes anzeigen.



***Hypotrachyna revoluta* (FLÖRKE) HALE**

Überraschenderweise konnte die von HEIBEL (1999) als sehr selten in Nordrhein-Westfalen und nach der Roten Liste (HEIBEL et al. 1999b) als vom Aussterben bedroht eingestufte Art (RL 1) immerhin an 2,5 % aller untersuchten Aufnahmepunkte im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Neben dem Vorkommen offensichtlich gut entwickelter älterer Exemplare (etwa 50 % aller Funde) lassen augenscheinlich junge Thalli (ca. 43 %) und sehr kleine Exemplare (ca. 15 %) eher auf eine Neueinwanderung im Sinne einer Arealerweiterung als auf eine akute Gefährdung schließen. Darauf deuten auch in jüngster Zeit vermehrte Funde aus anderen Gebieten hin, in denen die Art zuvor selten war oder fehlte (CEZANNE & EICHLER 1996).



Eine Präferenz der Art für stadtferne oder stadtnahe Lagen lässt sich nicht erkennen, obwohl der Stadttoleranzfaktor von 13,1 eher auf ein Meiden der dichten Bebauung schließen lässt. Nach WIRTH (1995) ist die Art ein Wärme

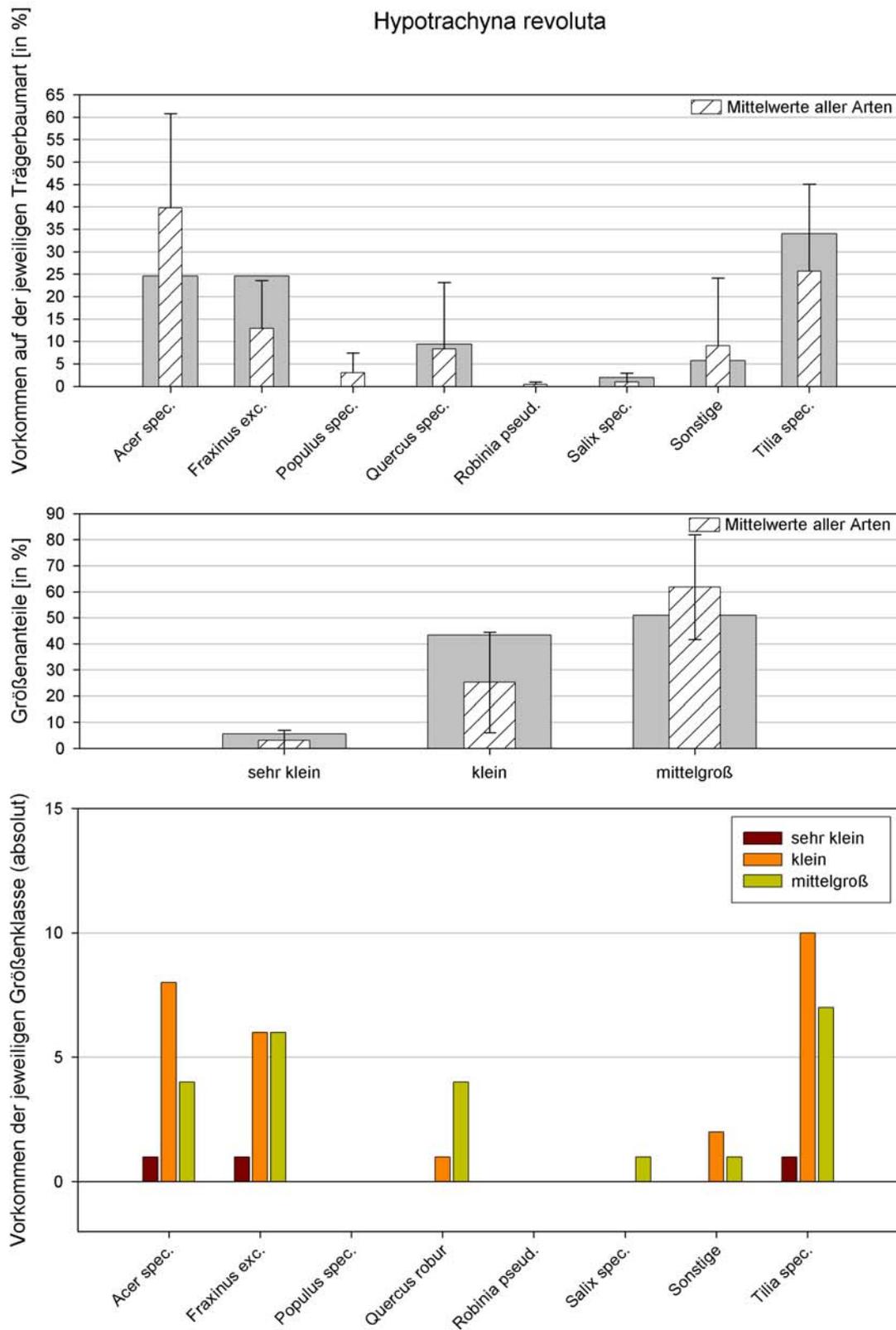


Abbildung 24: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Hypotrachyna revoluta*.

zeiger mit der Vorliebe für ein ozeanisches Klima. Da der Autor seiner Kontinentalitätszahl keine „hygrische Ozeanität“ zuschreibt, sondern auf den Verlauf der Temperaturamplituden bezieht, kann *H. revoluta* als angepasst bezogen auf das Stadtklima mit seiner Temperaturcharakteristik gelten. Andererseits benötigt die Art auch ein relativ feuchtes Klima, so dass sie offenbar im Verdichtungsbereich des Ruhrgebietes nur an solchen Standorten anzutreffen ist, an denen z.B. durch eine nur geringe Flächenversiegelung die Luftfeuchte ausreichend hoch ist. Dieser Anspruch und die geringe Toleranz gegenüber Eutrophierung und Schadstoffen führen dementsprechend dazu, dass *H. revoluta* nur in wenigen Fällen an verkehrsbeeinflussten Phorophyten, sondern eher (zu etwa 72 % aller Nachweise) in Parkanlagen oder in gut durchgrüntem Wohngebieten zu finden ist.

Als Hauptträgerbaumart wird die Gattung *Tilia* bevorzugt, wobei *Acer* und *Fraxinus excelsior* zu je knapp einem Viertel ebenfalls als Phorophyten eine Rolle spielen (Abbildung 24). Verglichen mit dem allgemeinen Durchschnitt scheinen Esche und Linden bevorzugte Phorophyten von *H. revoluta* zu sein. Mit ca. 10 % aller Nachweise kommt die Art an *Quercus spec.* vor und liegt damit leicht über dem allgemeinen Mittelwert für diesen Trägerbaum.

Tilia und *Acer* weisen die meisten kleinen Thalli auf, während an *Fraxinus excelsior* das Verhältnis von kleinen zu mittelgroßen Exemplaren gleich ist und bei *Quercus spec.* weniger kleine als große Individuen gefunden wurden. Sehr kleine Flechten werden nur bei *Acer*, *Tilia* und *Fraxinus excelsior* nachgewiesen.

***Lecanora barkmaniana* APTROOT & VAN HERK**

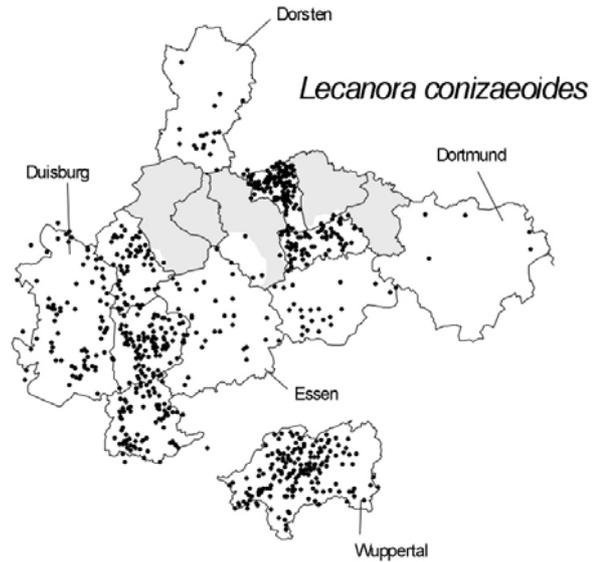
Die erst 1999 als neue Art beschriebene *L. barkmaniana* (APTROOT & VAN HERK 1999, VAN HERK & APTROOT 1999) konnte einmal im Untersuchungsgebiet in Dorsten nachgewiesen werden. Aufgrund des jungen Artstatus ist die Kenntnis über die Verbreitungssituation noch völlig unzureichend.

***Lecanora chlarotera* NYL.**

Lediglich an zwei Aufnahmepunkten in Herten am nördlichen Rand des Ruhrgebietes konnte die Art nachgewiesen werden, von der HEIBEL (1999) schreibt, dass sie „...sich aufgrund ihrer geringen Empfindlichkeit gegenüber Luftverunreinigungen bis in die Ballungsräume ausbreitet.“ (S. 160). Dies ist im Untersuchungsgebiet nicht zu bestätigen, mag allerdings zukünftig zutreffen. Aufgrund des äußerst lokalen Auftretens der Art an jungen angepflanzten Eichen besteht der Verdacht, dass *L. chlarotera* zusammen mit den Bäumen dorthin gelangte, also nicht autochthon im engeren Sinne ist.

Lecanora conizaeoides NYL. ex CROMBIE

L. conizaeoides kann als Indikator für hohe Luftbelastung angesehen werden, da sie insbesondere im Falle saurer Schadstoffimmissionen, wie sie in der Vergangenheit in Form von SO₂ herrschten, als einzige Art derartig ungünstige Bedingungen überstehen konnte. Von einer „Toxiphilie“ zu sprechen wäre wohl falsch, allerdings besitzt die Art eine hohe Toleranz gegenüber Schadstoffen; hinzu kommt eine Vorliebe für saure Borken, so dass sie unter dem Eindruck säurehaltiger Luftschadstoffe auch auf der Borke vieler Laubbäume Ansiedlungsmöglichkeit fand. In sehr gering belasteten Gebieten findet man *L. conizaeoides* auf der sauren Borke von Koniferen. Die anthropogene Produktion von sauren Luftschadstoffen bot der Art aufgrund



der zunehmenden Substratversauerung eine Fülle von Standorten, so dass es zu einer wahrhaft explosionsartigen Ausbreitung seit Mitte des 20. Jahrhunderts kam. Paradoxerweise nahm die Verbreitung von *L. conizaeoides* in dem Maße zu, wie andere Arten schwanden. Bereits GILBERT (1968) bezeichnet die Art als typische Stadtflechte, wenngleich sich auch bei ihr Störungen in der Fruktifikation an besonders belasteten Standorten feststellen ließen, die im Rahmen bioindikatorischer Untersuchungen Verwendung fanden (vgl. LuGI, VDI u.a.).

Heute nun ist allgemein ein z.T. drastischer Rückgang von *L. conizaeoides* zu beobachten (s. 7.4.3), so auch im Ruhrgebiet und der Umgebung: Die Darstellung der damaligen Verbreitung von *Lecanora conizaeoides* spiegelt aufgrund der hohen Toxitoleranz dieser Art die Lage und Dichte der damaligen Untersuchungspunkte, die hier berücksichtigt wurden, wider (Abbildung 42), da nur an sehr wenigen Bäumen diese Art nicht nachgewiesen wurde. Verglichen mit den Verbreitungskarten der anderen damals nachgewiesenen Arten wird offensichtlich, wie deutlich der Aspekt der damaligen Flechtenvegetation durch *Lecanora conizaeoides* dominiert wurde. Aktuell dagegen konnte die Art nur an etwas mehr als einem Drittel aller untersuchten Phorophyten nachgewiesen werden, teilweise mit sehr kleinen und kümmerlichen, schlecht fruchtenden Einzelpopulationen. Ein Grund für den beobachteten Rückgang kann nicht angegeben werden, eingehende Untersuchungen dazu gibt es bereits von WIRTH (1993) bzw. aus London (BATES et al. 2001). Als Hypothese kann geäußert werden, dass sich durch die allgemeine Stickstoffeutrophierung der pH-Wert der Baumborken in Bereiche verschiebt, die für die Art nicht mehr erträglich sind. WIRTH gibt als pH-Optimum der Art einen Bereich von 3,4 bis 4,0 an; noch gibt es eine Vielzahl von insbesondere älteren Bäumen, die diesen pH-Bereich abdecken, jedoch gerade in landwirtschaftlichen Gebieten oder an Straßenbäumen steigt der pH-Wert durch ammoniakhaltige Immissionen oder Deposition alkalischer Stäube. Es kann weitergehend gemutmaßt werden, dass trotz der Angabe von WIRTH (1992), die Krustenflechte reagiere indifferent auf Düngung, eine gewisse Intoleranz gegenüber hohen Eutrophierungsgraden besteht. So findet man an der Basis von Bäumen, wo beispielsweise durch Hundeurin eine starke Düngung erfolgt, eher *L. dispersa* s.l. als *L. conizaeoides*. In diesem Zusammenhang könnte auch die zwischenartliche Konkurrenz eine große Rolle spielen: In dem Maße, wie *L. conizaeoides* in den Bereich ihres ökologischen Pessimums gerät, werden die Bedingungen für andere Arten vorteilhafter, so dass andere

Krusten oder Blatt- und Strauchflechten sukzessive *L. conizaeoides* verdrängen (vgl. 7.4.2 und 7.1.2). Schließlich kann vielerorts beobachtet werden, dass der Pilz *Athelia arachnoidea* auf *L. conizaeoides* derart stark parasitiert, dass große Bereiche von Beständen absterben. Gleiches gilt auch für Grünalgen etwa der Gattung *Desmococcus*, die ebenfalls von dem Pilz befallen werden.

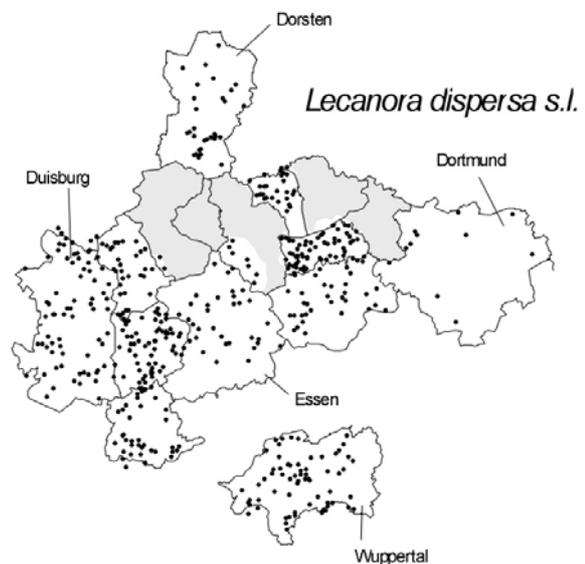
Trotz ihres allgemeinen Rückgangs kann *L. conizaeoides* aufgrund ihrer hohen Toleranz gegenüber sauren Luftschadstoffen und geringen Luftfeuchte (F 3) als typische Stadtflechte gelten. Dies wird auch durch den Urbanotoleranzfaktor von 7,8 gestützt, der mit der niedrigste hier berechnete Begleitartenfaktor ist. Jedoch muss betont werden, dass die Art zunehmend Konkurrenz durch andere Arten bekommt, die anscheinend besser an Eutrophierung angepasst sind. Insofern bleibt abzuwarten, welche Stellung *L. conizaeoides* zukünftig innerhalb der Riege der urbanotoleranten Arten einnimmt. Möglicherweise wird sie durch die Stickstoffeinträge und Veränderungen des pH-Wertes in ihre angestammten vorindustriellen Besiedelungsräume zurückgedrängt, die dann Refugialcharakter haben werden.

***Lecanora dispersa* (PERS.) SOMMERF. und *Lecanora hagenii* (ACH.) ACH.**

Über die systematische Stellung von *L. dispersa* und *L. hagenii* gibt es unterschiedliche Ansichten (z.B. POELT et al. 1995), nach denen diese Taxa entweder als eigenständige Arten geführt werden oder neben z.B. *L. conferta*, *L. flotowiana* u.a. *L. hagenii* als Sippe der ökologisch sehr plastischen Sammelart *L. dispersa* s.l. aufgefasst werden sollte. Obwohl in vielen Fällen eine Differenzierung in *L. hagenii* und *L. dispersa* nach VAN HERK (pers. Mitt.) möglich gewesen wäre, erfolgte eine gemeinsame Erfassung als *L. dispersa* s.l.

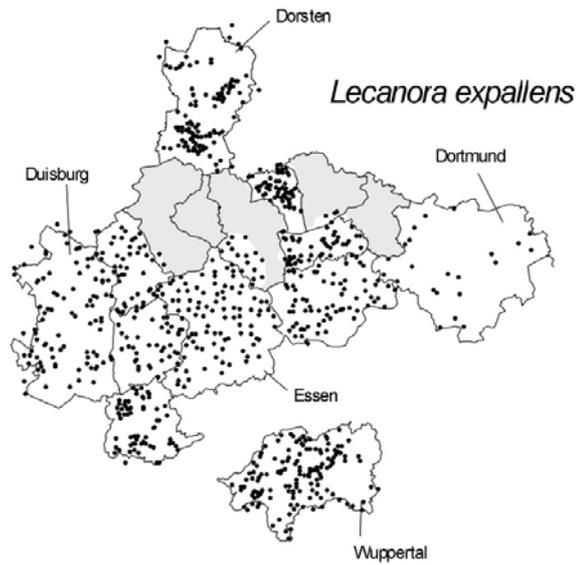
Die Sammelart ist aktuell an ca. 25 % aller aufgesuchten Phorophyten zu finden und somit im ganzen Untersuchungsgebiet weit verbreitet und häufig. Die Beobachtung, dass die Artengruppe im wesentlichen an Straßebäumen vorkommt, die unter Staub- und/oder Nährstoffeinfluss stehen, deckt sich mit den WIRTH'schen Zeigerwerten für *L. dispersa* und *L. hagenii*. Der Urbanotoleranzfaktor von 9,7 weist die Artengemeinschaft als typisch für die Besiedlung von urbanen Standorten aus; oftmals kann sie neben großflächigen Populationen am Stamm von Straßebäumen an der Stammbasis gefunden werden, wo sie in erster Linie durch Staubanwehungen und Eutrophierung (z.B. Hundeurin) gefördert wird.

Im Vergleichszeitraum 1989-1993 konnte *Lecanora dispersa* s.l. verhältnismäßig häufig in Wuppertal und Dorsten nachgewiesen werden, während im übrigen Untersuchungsgebiet lediglich ein vereinzelt Vorkommen zu beobachten war. Die wenigen Nachweise von *L. dispersa* s.l. unterstützen die Interpretation zum dominanten Vorkommen von *L. conizaeoides*, da *L. dispersa* s.l. basische und nährstoffhaltige Substrate bevorzugt und diese offensichtlich nur sehr vereinzelt zur damaligen Zeit vorkamen.



***Lecanora expallens* ACH.**

Diese Krustenflechte kommt an etwas über 40 % aller Aufnahmepunkte im gesamten Untersuchungsgebiet vor und ist im Gegensatz zu früheren Erhebungen sehr häufig. Ihre extreme Toxitoleranz sowie das Ertragen trockener Standortbedingungen kennzeichnen die Art als euryök. Dass ihr Stadttoleranzfaktor mit 10,0 um mehr als zwei Stufen höher ausfällt als bei *L. conizaeoides* mag möglicherweise daran liegen, dass sie direkte Besonnung meidet, so dass sie im Falle von Straßenbäumen auf die Borkenrisse und Kronenbeschattung älterer Bäume angewiesen ist, und demnach selten unter den Pionierarten junger Bäume anzutreffen ist. Daher ist sie oft in Gemeinschaften mit verhältnismäßig vielen Arten zu finden, so dass ihr Begleitartenindex höher ausfällt, als ihre allgemeine Toleranz städtischer Lebensbedingungen vermuten lässt.



***Lecanora muralis* (SCHREB.) RABENH.**

Die Art kann in gewisser Hinsicht als saxicoles Pendant zu *Lecanora conizaeoides* gelten, kam doch *L. muralis* auch in Zeiten hoher Luftbelastung bis in die zentralen urbanen Bereiche vor, allerdings nur auf gegenüber Säureeinträgen gut abgepufferten Substraten wie z.B. Asbest-Zement. Die drei Nachweise von 1989 in Wuppertal stammen möglicherweise von Fundstellen, die durch basischen Staubanflug einen für die Art günstigen pH-Wert erhalten haben. Der Fruktifikationsgrad, beispielsweise ausgedrückt als Verhältnis zwischen Thallusgröße und Apothecienanzahl oder -größe, ermöglichte eine Abschätzung der lufthygienischen Verhältnisse in Stadtgebieten (FEIGE 1982, FEIGE et al. 1990, HENDERSON-SELLERS & SEAWARD 1979, SEAWARD 1986). Aktuell zeigt sich nicht nur im Untersuchungsgebiet die Tendenz, dass auch die staubimprägnierte Basis von Baumstämmen besiedelt wird.



***Lecanora sambuci* (PERS.) NYL.**

Da es sich bei den Nachweisen von *L. sambuci*, die – wie der Artnamen andeutet – bevorzugt auf der als basisch und nährstoffreich einzuschätzenden Borke von Holunderzweigen wächst, eher um Zufallsfunde handelt – Holunder wurde aufgrund seiner strauchigen Wuchsform als nicht vergleichbarer Phorophyt bei den Kartierungen ignoriert – ist die weitere Verbreitung im Untersuchungsgebiet weitgehend unklar. Neben einer Beobachtung in Mülheim an der Ruhr deutet ein weiterer Nachweis in Essen-Dellwig auf ein möglicherweise häufigeres Vorkommen hin, so dass die Einstufung nach der Roten-Liste NRW als „stark gefährdet“ (RL 2) einer weitergehenden Überprüfung bedarf; auch nach ZIMMERMANN und LUMBSCH (pers. Mitt.), die im Neandertal sowie im Sauerland eine Reihe von Funden machen konnten, scheint die Art häufig und lediglich vielfach übersehen worden zu sein.

***Lecanora symmicta* (ACH.) ACH.**

Die nach HEIBEL (1999) in ganz Nordrhein-Westfalen recht seltene und als stark gefährdet (RL 2) eingestufte *L. symmicta* konnte im Untersuchungsgebiet lediglich an drei Stellen nachgewiesen werden. Dabei handelt es sich ausnahmslos um Funde im Außenbereich des Ruhrgebietes – offensichtlich verhindert die verhältnismäßig hohe Empfindlichkeit (To 4 nach WIRTH (1992)) eine Verbreitung innerhalb des Verdichtungsraumes. Als weiterer Grund dafür, dass die Art nicht häufig zu finden ist, kann angeführt werden, dass sie zwar recht basisch reagierende Borken bevorzugt, aber das Substrat nur möglichst gering eutrophiert sein darf. Wie bereits mehrfach erwähnt, steht unter den heutigen Bedingungen eine pH-Wert-Anhebung der Baumborken in den meisten Fällen auch mit einer Nährstoffanreicherung in Zusammenhang. So betrachtet dürfte es die Art schwer haben, sich unter den heutigen Immissionsbedingungen weiter auszubreiten.



So betrachtet dürfte es die Art schwer haben, sich unter den heutigen Immissionsbedingungen weiter auszubreiten.

***Lecidella elaeochroma* (ACH.) M. CHOISY**

L. elaeochroma ist eine glatte Borkenoberflächen präferierende Art, die z.B. an *Carpinus betulus* (-Hecken) gefunden werden kann. Zugunsten einer möglichst hohen Vergleichbarkeit wurde auf die Einbeziehung derartiger Standorte (wie auch bei *L. sambuci*) verzichtet, so dass sehr wahrscheinlich die Verbreitung von *L. elaeochroma* im Untersuchungsgebiet größer als hier repräsentiert ist. Die weite ökologische Amplitude ermöglicht jedoch der Art auch das Vorkommen an rissigen Borken, sofern sie einen ausreichend hohen pH-Wert aufwiesen. Offensichtlich scheint die Art jedoch intolerant gegenüber den in diesem Zusammenhang auftretenden Stickstoffimmissionen zu sein, wie durch den N-Wert von 4 nach WIRTH (1992) nahegelegt wird. Der Stadttoleranzfaktor von 10,1 klassifiziert sie als mäßig urbanotolerante Art, jedoch ist wegen der geringen Anzahl an Nachweisen die statistische Unsicherheit dieses Faktors recht hoch.



***Lepraria incana* (L.) ACH. s.l.**

Unter dieser Gruppenbezeichnung werden alle *Lepraria*-Arten zusammengefasst, die auf Baumborken vorkommen und im Feld nicht oder nur schwer von *Lepraria incana* unterschieden werden können. Als Arten dieser Sammelgruppe, die potentiell im Untersuchungsgebiet vorkommen können, sind *Lepraria incana* (L.) ACH., *L. lobificans* NYL., *L. jackii* TØNSBERG und *L. rigidula* (DE LESD.) TØNSBERG zu nennen.

Bezogen auf die Standortansprüche sind die Arten *L. incana* und *L. lobificans* am ähnlichsten und nach HEIBEL (1999) wohl auch annähernd gleich häufig in Nordrhein-Westfalen verbreitet (auch wenn aufgrund der erst kurze Zeit zurückliegenden Beachtung von *L. lobificans* deren genaue Verbreitung noch nicht befriedigend bekannt ist).

Die hohe Toxizität und die Vorliebe für saure Substrate ermöglichte *L. incana* s.l. ein Vorkommen selbst unter dem Eindruck hoher Luftbelastungen (s. 5.2); möglicherweise war die Art durch ihr wasserabweisendes sorediöses Lager sehr gut vor schädlichen Einflüssen, insbesondere SO₂ im Niederschlag, geschützt. Das aus der Untersuchung von 1989-1993 ableitbare Verbreitungsmuster von *Lepraria incana* s.l. mit Schwerpunkten in Wuppertal und Ratingen

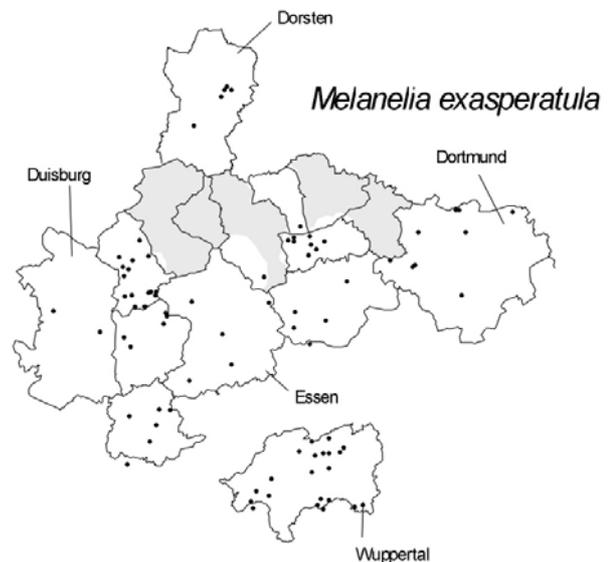


sowie verstreuten Funden in Duisburg, Herne, Dortmund und Dorsten lässt ein weitgehendes Vermeiden der zentraleren Ruhrgebietsbereiche erkennen (s. Abbildung 42). Hierfür dürfte jedoch weniger die Immissionsituation oder die Azidität der Borken verantwortlich sein, als vielmehr die Tatsache, dass die Art auf relativ hohe Luftfeuchte angewiesen ist. Diesen Ansprüchen wird eher in den Außenbereichen der Städte (z.B. Duisburg, Dorsten) oder im klimatisch begünstigten Bereich des Bergischen Landes, wie das Beispiel Wuppertal zeigt, entsprochen. So führt die Präferenz für schattige und dementsprechend luftfeuchte Standorte dazu, dass Vertreter der Artengruppe heute oftmals eine der wenigen oder gar die einzigen Flechten in dichten Vegetationsgürteln, wie sie für zahlreiche (Bach-) Talungen im Untersuchungsgebiet typisch sind, vorkommen. Auch in Forstbeständen beherrscht *L. incana* s.l. das Bild der epiphytischen Flechtenvegetation. Im Untersuchungsgebiet kommt die Artengruppe an etwa einem Drittel aller Aufnahmepunkte vor, wobei sie in den Verdichtungsbereichen des Ruhrgebietes dort fehlt, wo unpassende Standortverhältnisse herrschen. Dies können Straßenbäume mit einer nur kleinen Baumscheibe sein, wodurch die hygrischen Verhältnisse am Standort ungünstig sind, oder aber glattrindige Phorophyten, auf denen die Flechten einer zu starken Exposition (Insolation und ebenfalls geringe Luftfeuchte) ausgesetzt sind. Aufgrund ihrer hohen Toxitoleranz und der Fähigkeit, das trockene Stadtklima an Bäumen mit grobrissigen Borken zu ertragen, kann die Artengruppe als urbanotolerant eingestuft werden. Dafür spricht auch der vergleichsweise geringe Urbanotoleranzfaktor von 8,9.

***Melanelia exasperatula* (NYL.) ESSL., *M. glabratula* (LAMY) ESSL. und *M. subaurifera* (NYL.) ESSL.**

Die auch als „*Melanoparmelien*“ bezeichneten braunen Flechten, die je nach Sichtweise zu der großen Gattung *Parmelia* gestellt werden können, hier aber der Gattung *Melanelia* zugeteilt werden, sind mit drei Arten im Untersuchungsgebiet vertreten. Während *Melanelia exasperatula* sich durch auffallend grobe bzw. spatelig verdickte Isidien und glänzende Lappenränder von den übrigen beiden Arten des Untersuchungsgebiet unterscheidet, sind *M. glabratula* und *M. subaurifera* nur mit einiger Übung voneinander zu trennen, und insbesondere bei jungen Exemplaren ist die Unterscheidung schwierig.

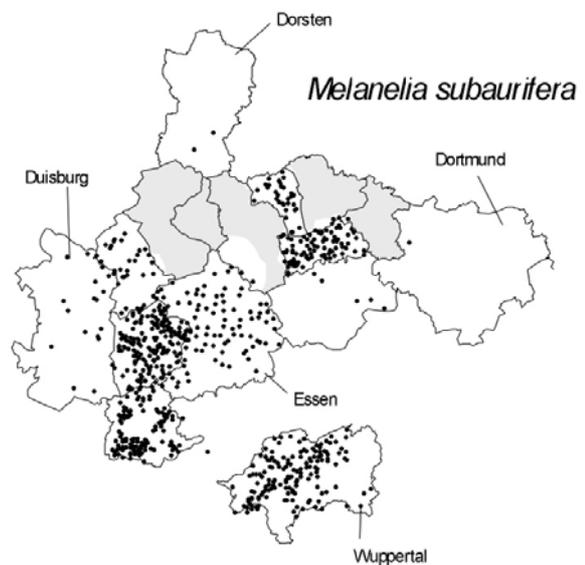
Während zu Beginn der Kartierarbeiten entsprechend den Angaben von HEIBEL (1999), nach denen *M. subaurifera* in Nordrhein-Westfalen selten sei, alle von *M. exasperatula* verschiedenen Exemplare *M. glabratula* zugerechnet wurden, musste diese Vorgehensweise nach Hinweisen von VAN HERK (pers. Mitt.), nach denen *M. subaurifera* in den Niederlanden die häufigste *Melanelia*-Art ist, revidiert werden. Im weiteren Verlauf der Kartierungen sowie nach kritischer Revision einiger bereits kartierter Aufnahmepunkte, konnten die Beobachtungen aus den Niederlanden bestätigt werden. Da nicht alle fraglichen Funde von *M. glabratula* überprüft werden konnten, werden nur für die Areale, in denen eine sichere



Unterscheidung der Arten erfolgte, Verbreitungskarten präsentiert, die das Verhältnis des Vorkommens der beiden Taxa wiedergeben. Aus diesen Ergebnissen kann gefolgert werden, dass *M. subaurifera* mit Abstand die häufigste Art im Untersuchungsgebiet ist, gefolgt von *M. exasperatula* und *M. glabratula*. In diesem Zusammenhang erscheint der Rote-Liste-Status von *M. subaurifera* mit „stark gefährdet“ (RL 2) als nicht gerechtfertigt. Ungeklärt bleibt die Frage, ob die Angaben von HEIBEL (1999) auf einer Verwechslung der Arten beruhen, oder ob sich *M. subaurifera* in der letzten Zeit stark ausgebreitet hat.

Aufgrund der oben angeführten Randbedingungen und den unter 5.2 aufgeführten Anmerkungen ist sowohl ein Vergleich zwischen früheren und aktuellen Vorkommen, als auch eine Einzelbeschreibung von *M. subaurifera* und *M. glabratula* für das gesamte Untersuchungsgebiet nicht möglich; für die Bereiche, in denen die Arten differenziert wurden, kann angeführt werden, dass *M. subaurifera* mit einem Stadttoleranzwert von 9,3 offenbar eine hohe Urbanotoleranz besitzt, da sie bis in die Kernzentren hinein vorkommt. Wie das Vorkommen an z.T. stark versiegelten Standorten bzw. die Vergesellschaftung mit Physcien an ca. einem Drittel aller Fundorte zeigt, kann die Art Eutrophierung und Trockenheit tolerieren. Ihre nach DOBSON (2000) recht hohe Toleranz gegenüber Schadstoffen spiegelt sich ebenfalls in der weiten und citynahen Verbreitung wider. *M. subaurifera* kann im Gegensatz zu *M. glabratula* als stadttolerant gelten.

M. exasperatula kommt vergleichsweise selten im gesamten Ruhrgebiet sowie den übrigen untersuchten Stadtgebieten vor. Etwa die Hälfte aller Exemplare finden sich auf *Acer*, während die übrigen Baumarten eher eine untergeordnete Rolle als Trägerbaum für diese Art spielen. Die nach WIRTH mäßig hohe Toleranz gegenüber Schadstoffen (To 6) sowie gegenüber Eutrophierung (N 4) erlaubt es der Art, auch im Verdichtungs-bereich an Straßenbäumen vorzukommen. Darüber hinaus ist sie weniger empfindlich gegenüber Trockenheit (F 3) als beispielsweise *M. glabratula*. Mit einem Stadttoleranzfaktor von 11,6 kann diese *Melanelia* als mäßig stadttolerant bezeichnet werden.

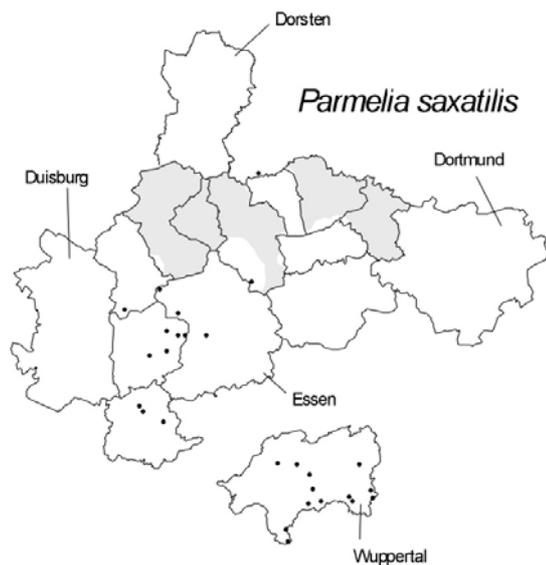


***Micarea nitschkeana* (J. LAHM ex RABENH.) HARM.**

M. nitschkeana gehört sicherlich zu den Krustenflechten, die leicht zu übersehen sind und deren tatsächliche Verbreitung größer ist als dies in der aktuellen Untersuchung oder durch HEIBEL (1999) für Nordrhein-Westfalen angegeben wird. So wurde die Art einmal im Süden Wuppertals nachgewiesen; dieser Nachweis repräsentiert den aktuell südlichsten Fundpunkt dieser Flechte im Bundesland. Der statistisch äußerst unsichere Urbanotoleranzfaktor von 7,0 liegt unter dem von *Lecanora conizaeoides* und würde die Art als sehr urbanotolerant kennzeichnen.

***Parmelia saxatilis* (L.) ACH.**

Hauptsächlich im Außenbereich einiger Ruhrgebietsstädte sowie in Ratingen und in Wuppertal konnte diese Blattflechte im wesentlichen auf *Acer* vorkommend nachgewiesen werden. Auffallend ist hierbei die relativ hohe Dichte an Vorkommen von *P. saxatilis* im Bergischen Landes (Wuppertal). Dies deckt sich mit den Angaben bzgl. der ökologischen Spannbreite, dass die Art feuchtere und kühlere Standorte und daher die colline bis montane Region bevorzugt. Weiterhin kann die Meidung der dichter besiedelten Bereiche trotz ihrer ziemlich hohen Toxintoleranz (To 7) mit ihrer nur geringen Eutrophierungstoleranz (N 2) erklärt werden. Diese Standortansprüche führen dazu, dass *P. saxatilis* mit einem Stadttoleranzfaktor von 10,7 als eher stadtmeidende Art anzusehen ist.



Die Art scheint Trägerbäume mit weniger sauren Borken zu bevorzugen, da sie zu mehr als 40 % auf *Acer spec.*, zu etwa 17 % auf *Fraxinus excelsior* und zu nahezu 10 % auf *Salix spec.* vorkommt (Abbildung 25). An den genannten Baumarten ist sie z.T. deutlich häufiger als die meisten anderen Arten, während sie an Linden nur in ca. 12 % aller Fälle und damit wesentlich unter dem allgemeinen Durchschnitt nachgewiesen wurde. Die meisten angetroffenen Exemplare sind mittelgroß, kleine Individuen wurden nur zu etwa 20 % an *Acer* und *Salix* festgestellt, während nur eine große Flechte (an *Fraxinus excelsior*) gefunden wurde. Sehr kleine Individuen fehlen ganz; somit liegt bei *P. saxatilis* auch im Vergleich mit dem allgemeinen Durchschnitt das Hauptgewicht in der Größenverteilung auf mittelgroßen Individuen.

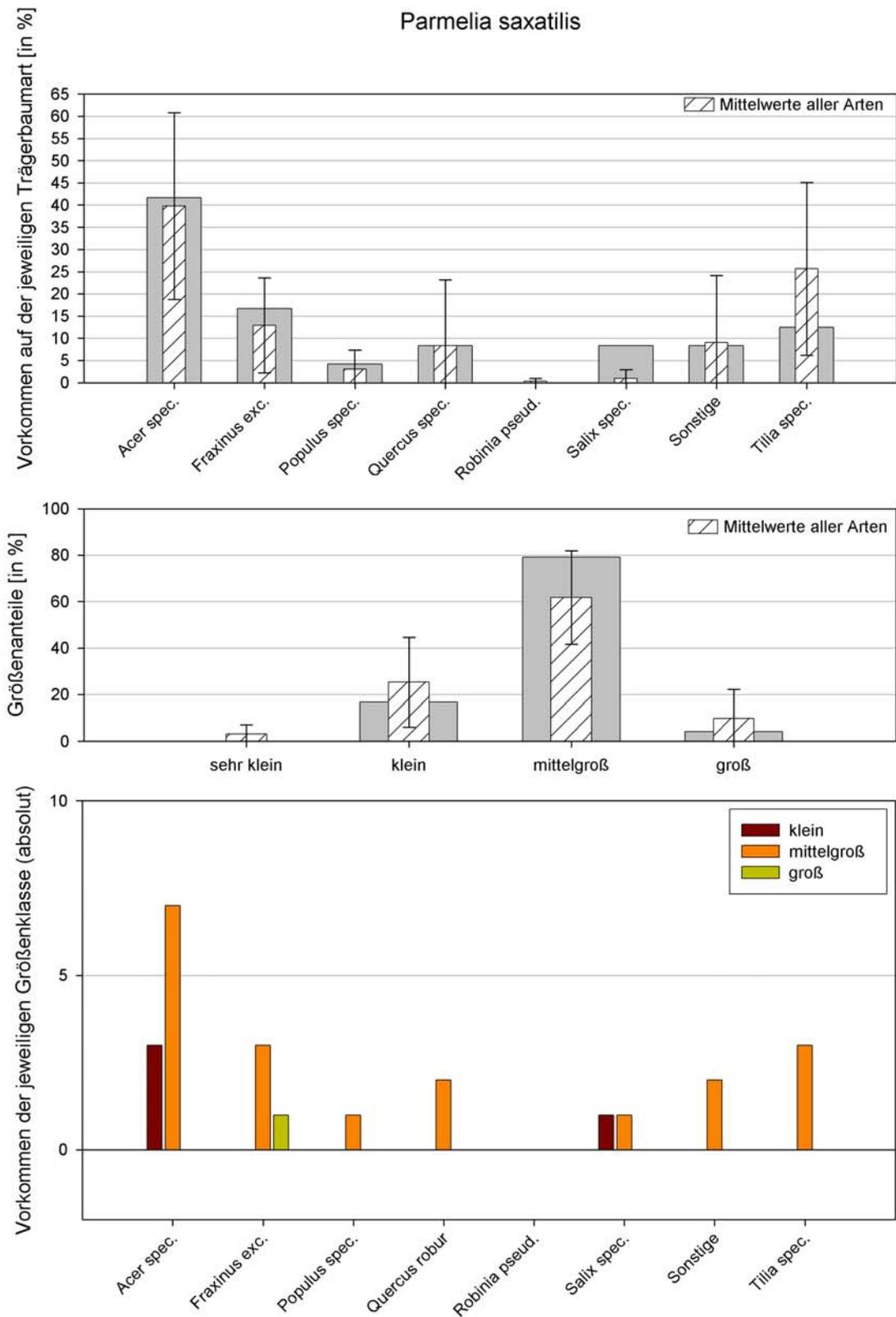


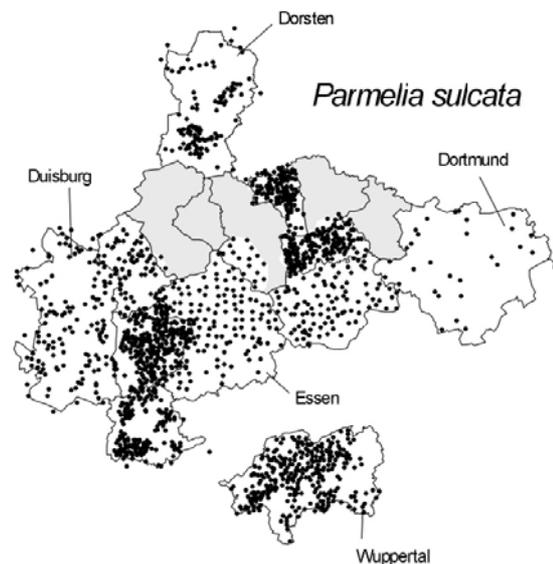
Abbildung 25: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Parmelia saxatilis*.

***Parmelia sulcata* TAYLOR**

Die euryöke *P. sulcata* ist aktuell mit einem Vorkommen an ca. 82 % aller Aufnahmepunkte die zweithäufigste Art im Untersuchungsgebiet. Sie kommt gleichermaßen im Verdichtungsbereich wie im Umland vor, auch kann sie sowohl als Pionierart früher Besiedelungsstadien, als auch als Begleitart etablierter Flechtengesellschaften angesehen werden. Im Vergleichszeitraum 1989-1993 konnte *P. sulcata* mit einer großen Häufigkeit in Duisburg und auch in Dorsten nachgewiesen werden, während sie in Oberhausen, Wuppertal und Herne recht zerstreut vorkam. Aus Ratingen ist nur ein Einzelnachweis vorhanden. In den meisten Fällen handelte es sich um junge Exemplare, wobei jedoch besonders in Duisburg, aber auch in Oberhausen und Wuppertal ältere Individuen beobachtet wurden.

Die weite ökologische Amplitude, die eine hohe Toleranz gegenüber Luftschadstoffen (To 8) und geringer Feuchte am Standort (F 3) einschließt, ermöglicht der Art das Vordringen in die Ballungsräume, so dass sie als extrem stadttertolerante Art einzustufen ist. Dies spiegelt sich in dem Urbanotoleranzwert von 8,6 wider.

Im Wesentlichen verteilt sich *P. sulcata* wie der Durchschnitt aller Flechten auf die Baumarten, wobei eine leichte Bevorzugung von *Fraxinus excelsior* und Vertretern der Gattung *Tilia* zu erkennen ist (Abbildung 26). Kleine und mittelgroße Exemplare sind bei dieser Art mit ca. 45 bzw. 40 % am häufigsten, während sehr kleine Flechten nur zu etwas mehr als 10 % vorkommen, und große Individuen an weniger als 5 % der Aufnahmepunkte zu finden sind. Bezogen auf den Durchschnitt dominieren eher kleinere Exemplare. Bemerkenswert ist das Vorkommen vieler kleiner Thalli auf *Tilia* im Verhältnis zu mittelgroßen, während auf *Acer* oder *Fraxinus excelsior* verhältnismäßig viele mittelgroße und auch große Exemplare angetroffen werden.



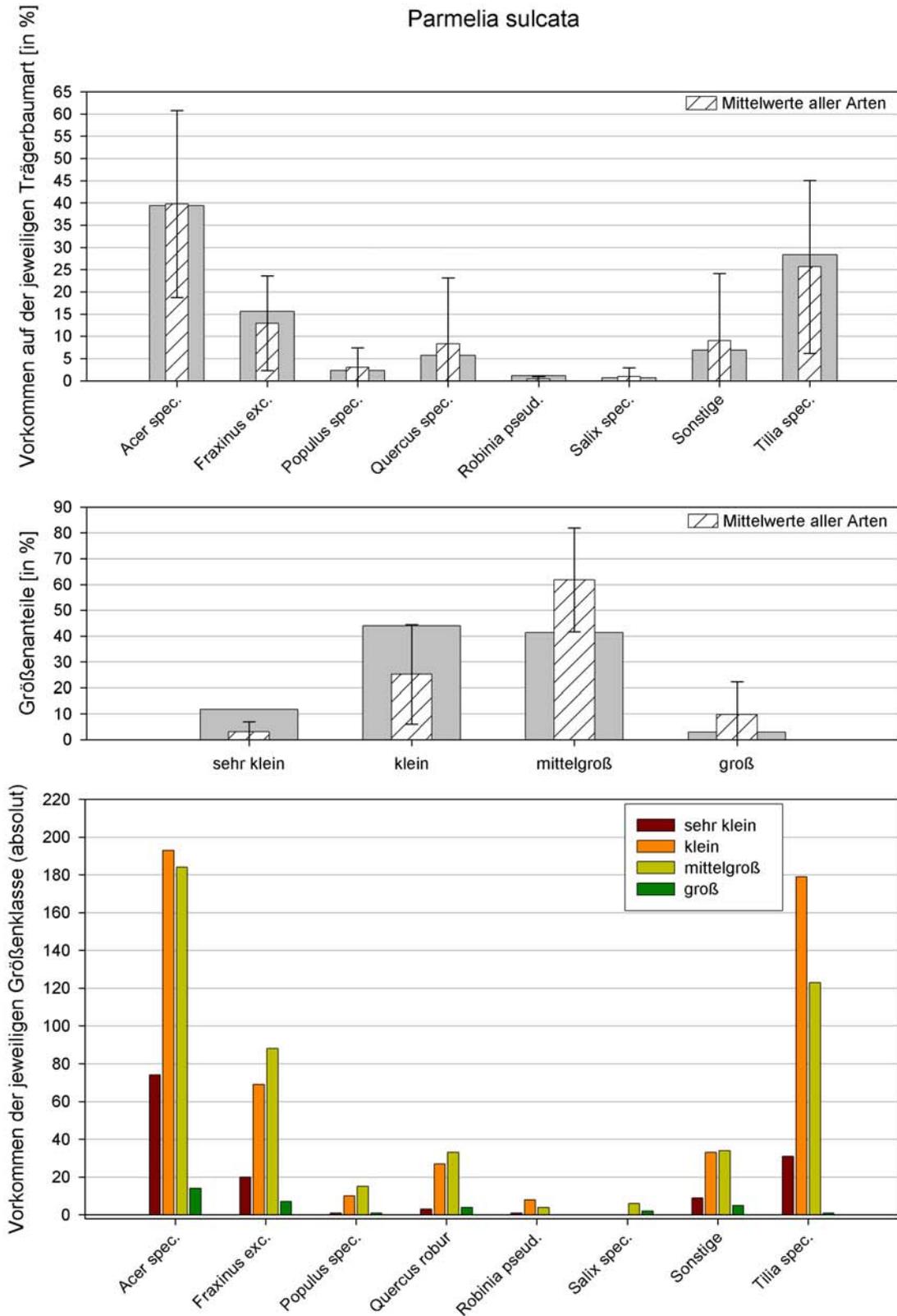
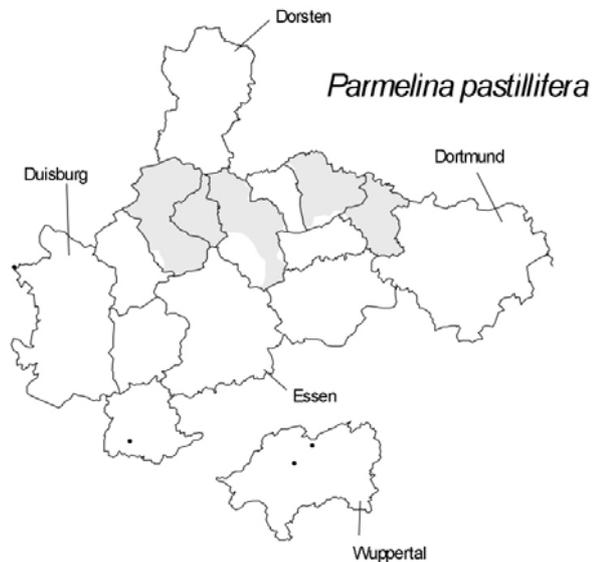


Abbildung 26: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Parmelia sulcata*.

***Parmelina pastillifera* (HARM.) HALE**

Die in Nordrhein-Westfalen als vom Aussterben bedroht (RL 1) anzusehende *P. pastillifera* konnte im Untersuchungsgebiet viermal festgestellt werden, wobei der Nachweis im Nordwesten Duisburgs aufgrund der geringen Thallusgröße und der daher nicht zweifelsfrei zu erkennenden Isidien als fraglich gilt und möglicherweise als *P. tiliacea* zu gelten hat. Bei den übrigen Funden handelt es sich um einzelne Vorkommen in Ratingen und Wuppertal; die nach WIRTH (1992) geringe Schadstoff- (To 3) und Eutrophierungstoleranz (N 4) sowie die Vorliebe für niederschlagsreiche montane Lagen (F 7) verhindern offensichtlich ein Einwandern der Art in das Ruhrgebiet. Die deutliche Urbanophobie wird durch einen Stadttoleranzfaktor von 12,8 gestützt.

Das Vorkommen im Nordwesten Duisburgs (sofern es sich tatsächlich um *P. pastillifera* handelt) würde das nördlichste Vorkommen der Art in Nordrhein-Westfalen darstellen; möglicherweise sind die aktuellen Funde von *P. pastillifera* auf eine Ausbreitungswelle zurückzuführen, von der VAN HERK (pers. Mitt.) für die östlichen Niederlande berichtet. Dort hat demzufolge die Art innerhalb der letzten Jahre eine Arealerweiterung erkennen lassen.



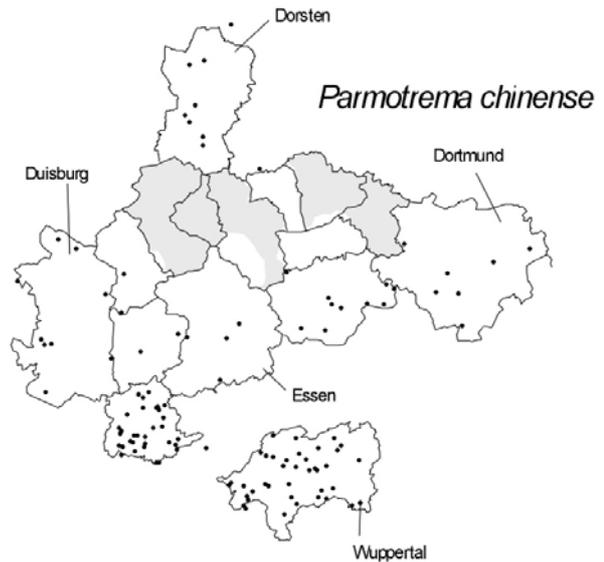
***Parmelina tiliacea* (HOFFM.) HALE**

Auch die mit *P. pastillifera* verwandte *P. tiliacea* (Urbanotoleranzfaktor 13,5) meidet deutlich das zentrale Ruhrgebiet, wie die beiden einzigen Nachweise aus dem südlichen Stadtgebiet von Mülheim an der Ruhr sowie aus Dorsten erkennen lassen. Sie wird als gefährdet (RL 3) eingestuft und toleriert im Vergleich zur Schwesterart wärmere und trockenere Bedingungen sowie einen höheren Schadstoffeinfluss; in Nordrhein-Westfalen besitzt sie eine vergleichsweise größere Verbreitung. Möglicherweise setzt sich die nach HEIBEL (1999) in den vergangenen Jahren beobachtete Ausbreitung weiter fort.



Parmotrema chinense (OSBECK) HALE & AHTI

Das aktuelle Vorkommen von *P. chinense* im Untersuchungsgebiet bestätigt die von HEIBEL (1999) geäußerte Vermutung, dass sich die Art, die sich in den Niederlanden in Ausbreitung befindet, ebenfalls in Nordrhein-Westfalen wieder etablieren konnte (s.a. 7.1.2). Sie zeigt im Untersuchungsgebiet eine deutliche Tendenz, die dicht besiedelten Bereiche zu meiden und die Außenbezirke der Ruhrgebietsstädte sowie das Umland vorzuziehen. Ein deutlicher Verbreitungsschwerpunkt befindet sich in Wuppertal und Ratingen, in den Ruhrgebietsstädten und in Dorsten kommt die Art hingegen eher vereinzelt vor. Ein Grund für dieses Muster dürfte in der Bevorzugung warmer und niederschlags- bzw. luftfeuchter Areale liegen, wie sie im Bergischen Land in den Stadtgebieten von Ratingen und Wuppertal zu finden sind. Ihre hohe Empfindlichkeit gegenüber Luftverunreinigungen (To 2) sowie Eutrophierung (N 3) führt zusammen mit dem Feuchtebedürfnis zu einer Meidung der dicht bebauten Areale; *P. chinense* ist in den Stadtflächen des Ruhrgebietes im Wesentlichen in Parks oder an Straßen mit einem hohen umgebenden Grünflächenanteil zu finden (73 % aller Vorkommen). Diese geringe Stadttoleranz wird durch den verhältnismäßig hohen Stadttoleranzfaktor von 12,2 gestützt.



Für Nordrhein-Westfalen wird die Art nach der Roten Liste als stark gefährdet eingestuft; angesichts der aktuellen Wiedereinwanderungs- und Ausbreitungstendenz, die nicht nur im Ruhrgebiet, sondern auch in weiteren Arealen Nordrhein-Westfalens stattfindet (ZIMMERMANN, pers. Mitt.), erscheint diese Einstufung als zu hoch; das Vorkommen von mittelgroßen, gut entwickelten Thalli zu 35 % sowie von kleinen (mehr als 50 % aller Nachweise) und sehr kleinen Exemplaren lässt auf eine Etablierung der Art in den letzten Jahren schließen, so dass von einer akuten Gefährdung nicht ausgegangen werden kann.

Im Vergleich zum allgemeinen Durchschnitt wird das dominierende Vorkommen kleiner und sehr kleiner Exemplare ebenfalls deutlich (Abbildung 27).

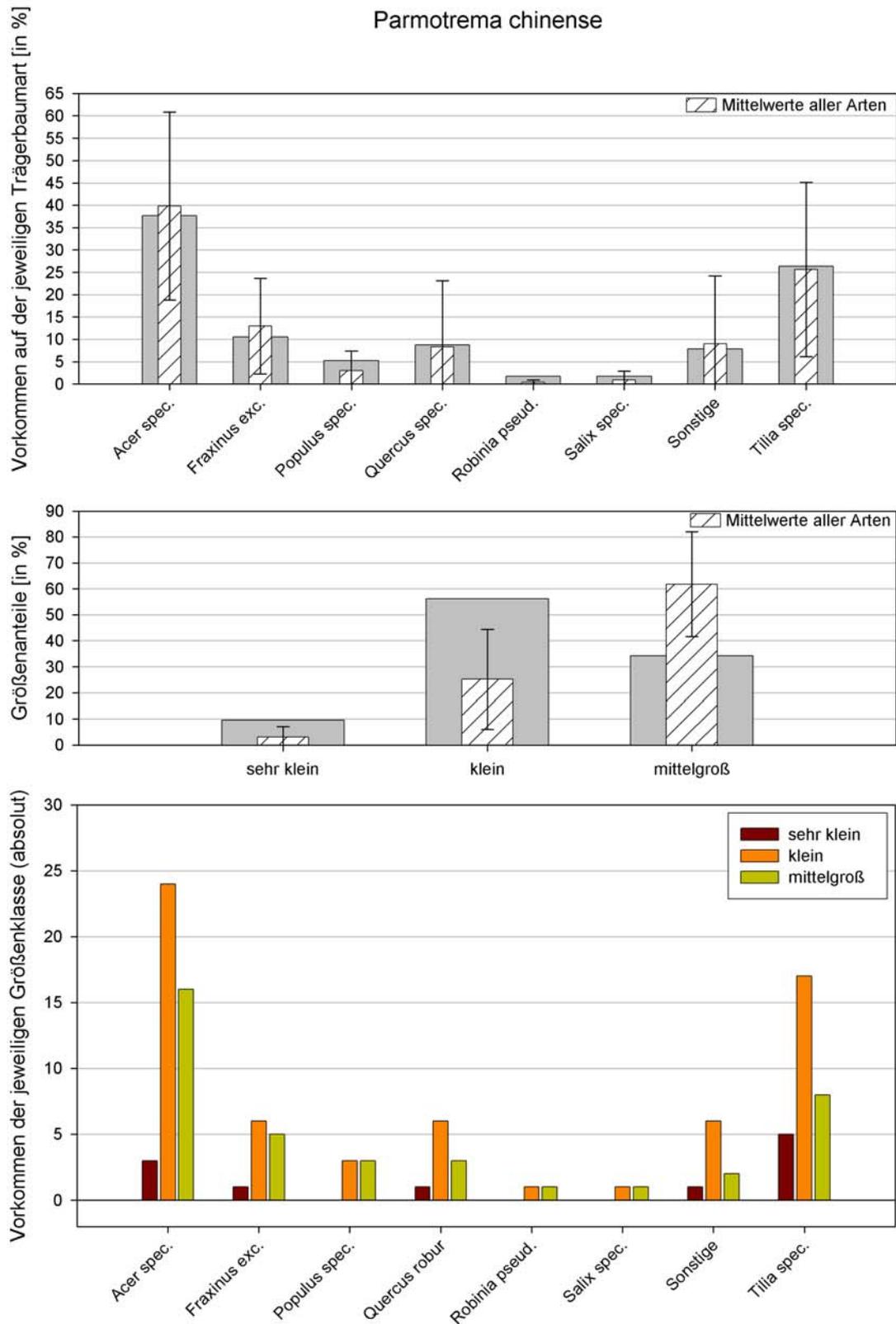


Abbildung 27: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Parmotrema chinense*.

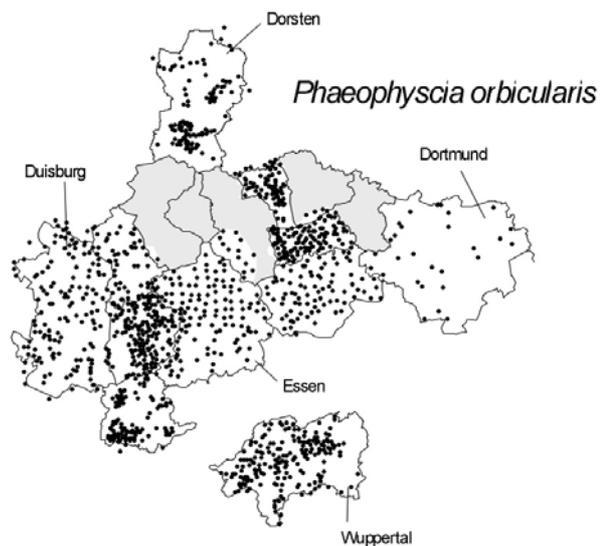
***Phaeophyscia nigricans* (FLÖRKE) MOBERG**

Diese Blattflechte kommt vorzugsweise auf kalkhaltigen Steinsubstraten vor, kann aber auch an staubimprägnierten Abschnitten von Baumstämmen gefunden werden. Wie der Vergleich mit anderen, ebenfalls ausnahmsweise corticolen Gesteinsflechten (*Lecanora muralis*, *Physcia caesia*) nahe legt, ist *P. nigricans* im Untersuchungsgebiet (auf Steinsubstraten) weiter verbreitet als hier dargestellt. Diese Präferenz für abgepufferte Substrate anthropogenen Ursprungs zeichnet die Art als recht stadttolerant aus.



***Phaeophyscia orbicularis* (NECK.) MOBERG**

An knapp 61 % aller untersuchten Bäume ist diese Art zu finden; sie ist somit wie auch in ganz Nordrhein-Westfalen sehr häufig. Bereits bei der ersten großen Untersuchungsphase im Ruhrgebiet (1989-1993) war *P. orbicularis* relativ weit verbreitet. Augenscheinliche Vitalitätsunterschiede zwischen Teilpopulationen im Umland und dem Ballungsraum sind aus den aktuellen Daten nicht abzuleiten: Selbst im Verdichtungsraum kann *P. orbicularis* an Straßenbäumen stark verkehrsbeeinflusster Standorte dominierende Bestände bilden. Dies ist auf ihre ziemlich hohe allgemeine Toxizität (To 7 nach WIRTH (1992)) und die Vorliebe für eutrophierte Standorte zurückzuführen. Etwa 65 % aller Exemplare sind mittelgroß, kleine Individuen zu etwa einem Viertel vorhanden und große und sehr kleine zu jeweils etwa 5 %. Damit ist die Größenverteilung bei dieser Art sehr ähnlich zum allgemeinen Durchschnitt (Abbildung 28).



Obwohl die Art basische Substrate bevorzugt und somit ebenfalls auf kalkhaltigen Steinsubstraten angetroffen werden kann, kommt sie im Untersuchungsgebiet auch an solchen Bäumen vor, die einen niedrigen pH-Wert aufweisen, offensichtlich jedoch gleichermaßen über eine gute Nährstoffversorgung verfügen. Daher ist sowohl allgemein, als auch bei der Betrachtung der Größenklassen die Bevorzugung bestimmter Phorophytenarten nicht zu erkennen. Besonders gut sind Populationen dieser Blattflechte dort ausgebildet, wo z.B. durch Staubanwehung sowohl ein hohes Nährstoffangebot, als auch ein nur schwach saures pH-Milieu vorhanden ist. Diese Bedingungen finden sich an den Stämmen vieler Phorophyten am Rande stark befahrener Straßen (Staubdeposition und Eutrophierung durch Straßenverkehr), als auch an der Stammbasis von Bäumen, die Nährstoff- und Staubeinträgen nicht unmittelbar ausgesetzt sind, wo aber durch Hundeurin eine Eutrophierung und Senkung des pH-Wertes

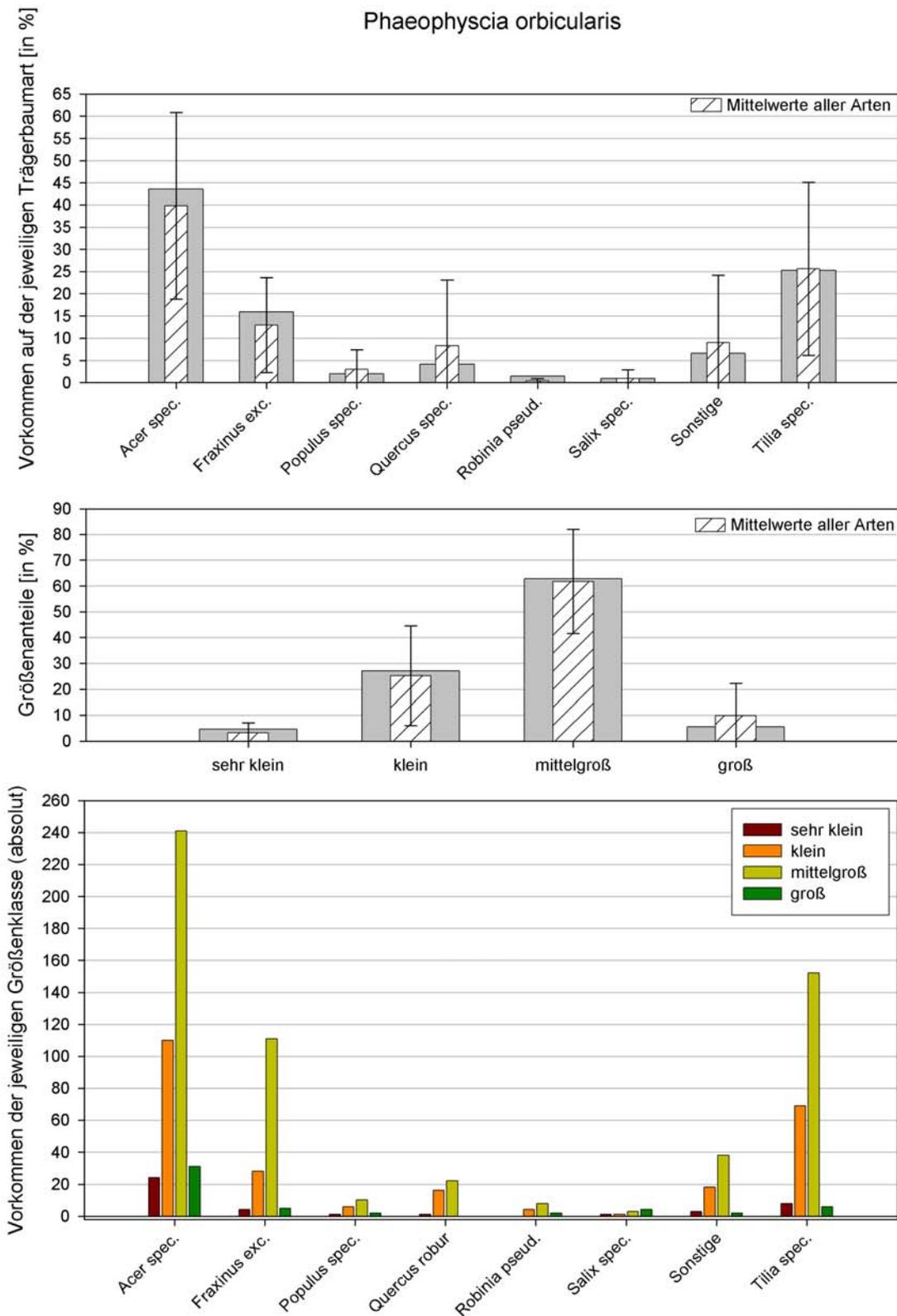


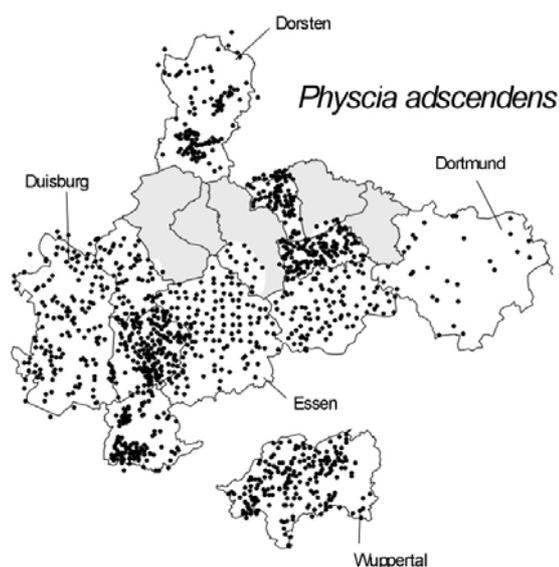
Abbildung 28: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Phaeophyscia orbicularis*.

erfolgt, oder sich die mit dem Stammabflusswasser herantransportierten Nährstoffe am Stammfuß ansammeln.

P. orbicularis vermag neben einigen wenigen anderen Arten als Pionierart selbst in die klimatisch ungünstigsten Stadtbereiche vorzudringen. Somit kann die Blattflechte als sehr stadttolerant bezeichnet werden, wie auch durch den niedrigen Stadttoleranzfaktor von 8,9 angezeigt wird. Im Zuge der fortschreitenden allgemeinen Eutrophierung ist diese Art neben einigen anderen, wie *Physcia adscendens*, *P. tenella* und *Lecanora dispersa* s.l., als Charakterart städtischer Epiphytengemeinschaften zu betrachten.

***Physcia adscendens* (FR.) H. OLIVIER**

Die Art kommt an knapp zwei Drittel aller Aufnahmepunkte vor und ist somit nach *P. tenella* und *Parmelia sulcata* die dritthäufigste Art im Untersuchungsgebiet. Ihre geringen Ansprüche an das Feuchteregime des Standortes sowie die Vorliebe für basische und nährstoffreiche Substrate ermöglicht ihr im Zusammenhang mit einer allgemein hohen Toxizität das Vordringen selbst in dichte Bebauungsbereiche. Hier kann sie als eine der ersten Arten an noch unbesiedelten Baumstämmen angetroffen werden. Daneben findet man die Blattflechte, die zuweilen auch auf basischen Steinsubstraten vorkommen kann, an ähnlichen Standorten wie *Phaeophyscia orbicularis* und *Physcia tenella*, also an verkehrsbeeinflussten Straßenbäumen, wo sie zusammen mit diesen aspektbestimmende Bestände bilden kann.



Sie ist demnach mit einem Urbanotoleranzfaktor von 9,1 als sehr stadttolerant zu bezeichnen und aufgrund ihrer weiten Verbreitung im urbanen Raum auch als stadttypisch anzusehen.

Im Untersuchungsgebiet kommt die Art an mehr als der Hälfte aller Aufnahmepunkte mit mittelgroßen Exemplaren vor, während etwa 33 % bzw. ca. 6 % kleine bzw. sehr kleine Individuen darstellen. Große Flechten finden sich lediglich zu etwa 4 % (Abbildung 29).

Bei der Auswahl der Phorophyten kann eine leichte Bevorzugung von Vertretern der Gattung *Acer* sowie von *Fraxinus excelsior* im Vergleich mit der allgemeinen Häufigkeitsverteilung auf die Trägerbaumarten festgestellt werden, wohingegen *Quercus spec.* wohl aufgrund des verhältnismäßig geringen pH-Wertes unterdurchschnittlich oft besiedelt wird.

Gegenüber mittelgroßen Exemplaren scheinen kleine eher *Tilia* als Trägerbaum zu bevorzugen, während an den übrigen Phorophyten mittelgroße Exemplare z.T. deutlich dominieren. Die für den Untersuchungszeitraum 1989-1993 zu einer Artengruppe zusammengefassten Arten *P. tenella* und *P. adscendens* traten am häufigsten in Duisburg, Dorsten und Oberhausen auf, während in Herne, Ratingen und Wuppertal die Arten lediglich vereinzelt vorkamen (Abbildung 42). In den allermeisten Fällen handelte es sich um kleine Individuen (daher wegen mangelnder Unterscheidungsmöglichkeiten die Zusammenfassung zu einer Artengruppe), wobei allerdings besonders in Duisburg und Dorsten auch ältere oder gut ausgebildete Exemplare vorzufinden waren.

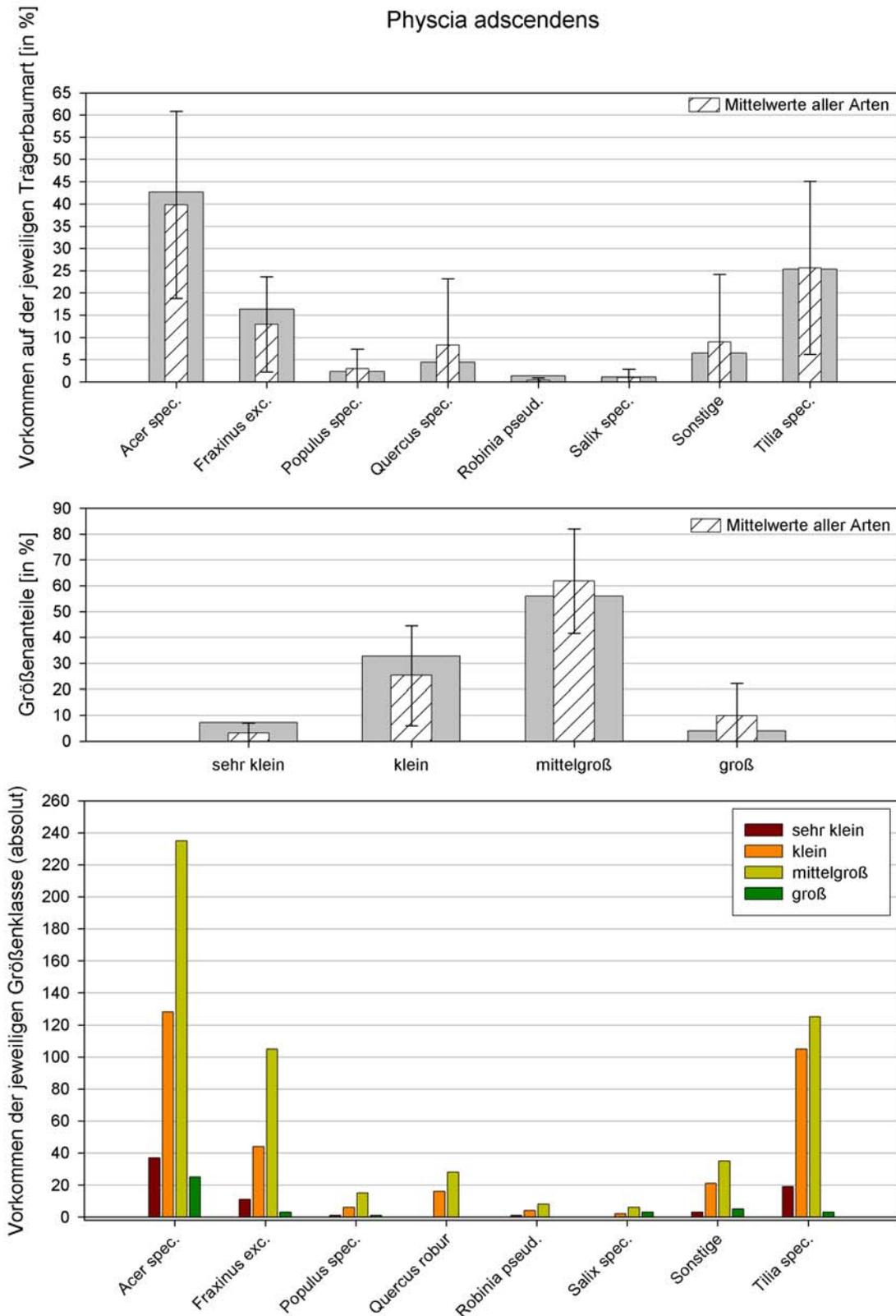


Abbildung 29: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Physcia adscendens*.

Physcia aipolia (EHRH. ex HUMB.) FÜRNR.

An zwei Stellen im Untersuchungsgebiet konnte *P. aipolia* nachgewiesen werden, einmal in Wuppertal und einmal im Norden Bochums. Die Art meidet offenbar wegen ihrer relativ hohen Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffeinflüssen (To 4 nach WIRTH (1992)) die zentralen Siedlungsbereiche. Aufgrund des geringen Datenpools und der damit verbundenen statistischen Unsicherheit spiegelt der Stadttoleranzfaktor von 11,0 nicht die offensichtlich geringe Stadttoleranz wider. Die relativ hohe Schadstoffempfindlichkeit und infolgedessen die Meidung der urbanen Räume sind wohl als Gründe dafür anzusehen, dass die Art in der Nachkriegszeit zunehmend seltener wurde und aktuell in Nordrhein-Westfalen als akut vom Aussterben bedroht (RL 1) eingestuft wird (HEIBEL et al 1999b). Insofern sind die Nachweise im Ruhrgebiet ein Zeichen für eine (langsame?) Wiederausbreitung der Art, ermöglicht durch die allgemein gesunkene Schadstoffbelastung.

Physcia caesia (HOFFM.) FÜRNR.

Wie bereits HEIBEL (1999) schreibt, ist die Art in ganz Nordrhein-Westfalen häufig und insbesondere gut in den Ballungsgebieten vertreten, da hier das Angebot an geeignetem Substrat besonders günstig ist. Die Flechte siedelt in erster Linie auf kalkhaltigem Untergrund, wie z.B. Waschbeton, Dachziegel oder in Mauerfugen, aber kommt auch, wie die weite Verbreitung und das mit rund 14 % aktuell relativ häufige Auftreten im Untersuchungsgebiet bestätigen, als Epiphyt bevorzugt auf der durch Staubanwehungen abgepufferten und mit Nährstoffen angereicherten Borke von Straßenbäumen vor. Wie in der Untersuchungszeit 1989-1993 festgestellt werden konnte, beschränkte sich das Vorkommen auf den nördlichen Bereich von Dorsten sowie auf das Stadtgebiet von Wuppertal und schloss das zentrale Ruhrgebiet aus. Das aktuell festzustellende Auftreten scheint dagegen ebenso wie z.B. bei *Phaeophyscia nigricans* auf die Veränderung der Substratverhältnisse der entsprechenden Trägerbäume insbesondere durch die Einwirkungen des Straßenverkehrs (Staubanwurf und stickstoffhaltige Immissionen) hinzuweisen. Bevorzugt findet man *P. caesia* an der Stammbasis, wo die Basizität und der Nährstoffgehalt am größten sind; allerdings kann sie auch im Stammbereich angetroffen werden, dann zumeist vergesellschaftet mit weiteren Nitrophyten wie *P. tenella* und *P. adscendens*.



Physcia caesia kann als typische Stadtflechte definiert werden, die grundsätzlich aufgrund des anthropogenen Substratangebotes (s.o.) hier optimale Bedingungen findet. Ihr Auftreten als Epiphyt unterstreicht ihre weite ökologische Amplitude und die Fähigkeit, die extremen Bedingungen an Straßenbäumen zu tolerieren. Im Gegensatz zu *P. adscendens* und *P. tenella* tritt die Art allerdings relativ selten als Pionierart auf, sondern ist vorzugsweise in Gesellschaft mit anderen Arten anzutreffen, so dass ihr vergleichsweise hoher Urbanotoleranzfaktor von 10,8 nicht diese hohe Stadttoleranz widerspiegelt. Aufgrund des Auftretens in verschiede-

nen Gesellschaften ist der Stadttoleranzfaktor jedoch mit einer hohen Standardabweichung (33 %) behaftet und daher nicht statistisch abgesichert.

***Physcia dubia* (HOFFM.) LETTAU**

Diese Art ist wie *Physcia caesia* in erster Linie eine saxicole Flechte, die an staubimprägnierten Baumbasen als Epiphyt gefunden werden kann. Im Untersuchungsgebiet konnte sie lediglich an sehr wenigen Stellen nachgewiesen werden; möglicherweise ist sie jedoch etwas häufiger als hier dargestellt, da sie mit kleinen Exemplaren von *P. tenella* verwechselt werden kann, wenn bei diesen die Cilien nicht deutlich zu sehen sind. Allerdings ist die Art auch in Nordrhein-Westfalen nur zerstreut verbreitet und lediglich in der Eifel sowie dem nördlichen Münsterland häufiger (HEIBEL 1999).

Der Urbanotoleranzfaktor von 13,4 weist die Art als wenig urbanotolerant aus, wie sich in der hier festgestellten Verbreitung in den Außenbereichen von Dorsten und Bochum zeigt. Dagegen sprechen die Beobachtungen von (KIRSCHBAUM & SIEGMUND 1988), die der Art eine ähnlich geringe Empfindlichkeit zuweisen wie etwa *P. tenella* oder *P. adscendens*. Somit muß der Status dieser Art in Bezug auf den städtischen Lebensraum vorerst ungeklärt bleiben.



***Physcia stellaris* (L.) NYL.**

In Nordrhein-Westfalen ist die als gefährdet (RL 3) eingestufte *P. stellaris* ähnlich selten wie *P. aipolia* (HEIBEL 1999). Im Untersuchungsgebiet konnte sie dagegen öfter als diese angetroffen werden. Wie die Schwesterart *P. aipolia* meidet *P. stellaris* den Verdichtungsraum und bleibt auf die Außenbereiche der Ruhrgebietsstädte beschränkt; auch in Wuppertal kommt sie hauptsächlich in den weniger dicht besiedelten Stadtteilen vor. Dies dürfte wohl in erster Linie auf die ziemlich hohe Empfindlichkeit gegenüber Luftverunreinigungen zurückzuführen sein (To 4 nach WIRTH (1992)), da sie ansonsten wie andere stadttolerantere Physcien trockenheits- (F 3) und eutrophierungstolerant (N 5) ist. Dementsprechend weist der errechnete Urbanotoleranzfaktor von 10,1 auf eine hohe Stadttoleranz hin. Auch präferiert sie basische



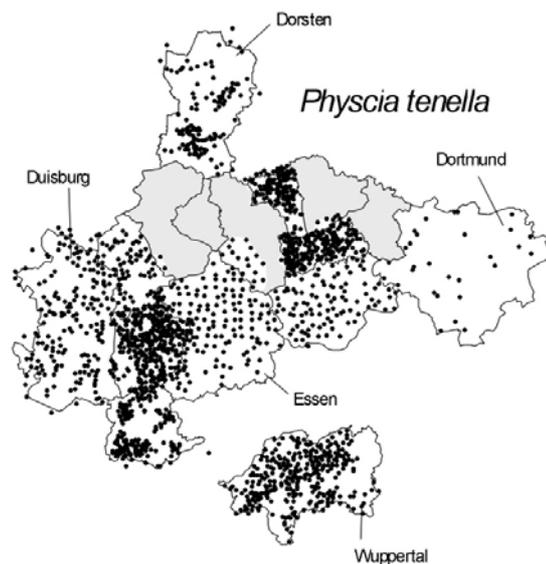
Stadttoleranz hin. Auch präferiert sie basische

Substrate, wie sie - wie bereits mehrfach erwähnt - in Form von staubimprägnierten Borken in Stadtgebieten zu finden sind. Da jedoch mit der Staubdeposition immer auch ein Niederschlag von Schadstoffen stattfindet, könnte dies dazu führen, dass die Art an vielen Standorten fehlt. Darüber hinaus ist aufgrund ihrer geringen Häufigkeit in der Umgebung des Untersuchungsgebiets eine Verbreitung der Art in das Ruhrgebiet hinein erschwert (s. 7.1.1).

Physcia tenella (SCOP.) DC

Mit einem Vorkommen an etwas über 90 % aller untersuchten Bäume ist diese Art die häufigste Flechte im Untersuchungsgebiet. Sie kann mit einem niedrigen Stadttoleranzfaktor von 8,2 neben *Lecanora conizaeoides* (7,8) als typische Stadtflechte gelten, die Trockenheit, Eutrophierung und hohe Luftbelastung erträgt. Wie beispielsweise bei *P. adscendens*, *P. orbicularis* und *Lecanora dispersa* s.l. wird die Art offensichtlich durch Stickstoffeinträge gefördert, sei es wegen der Basizitätssteigerung oder aufgrund der dadurch bewirkten Düngung. An vielen Phorophyten in der Nähe verkehrsreicher Standorte bildet *P. tenella* zusammen mit den erwähnten Arten aspektbestimmende Bestände; auch kommt sie als Pionier an Orten vor, die vermutlich in der Vergangenheit wegen zu hoher Schadstoffeinwirkungen flechtenfrei waren. Sicherlich wird die Art auch zukünftig das Bild der städtischen epiphytischen Flechtengesellschaften dominieren.

Eine deutlich Bevorzugung einer Phorophytenart ist nicht erkennbar, lediglich tendenziell ist die Art gegenüber anderen Flechten häufiger auf *Acer* spec., *Fraxinus excelsior* und *Tilia* spec. anzutreffen, wohingegen etwa Eichen (möglicherweise wie bei *P. adscendens* aufgrund des niedrigen pH-Wertes) leicht gemieden werden (Abbildung 30); bezogen auf die Größenklassen wird jedoch ersichtlich, dass kleine Individuen, die insgesamt einen Anteil von 35 % ausmachen, etwas häufiger an *Tilia* zu finden sind als mittelgroße Exemplare. Diese, mit mehr als 45 % die häufigste Größenklasse stellend, sind dagegen an den übrigen Baumarten häufiger.



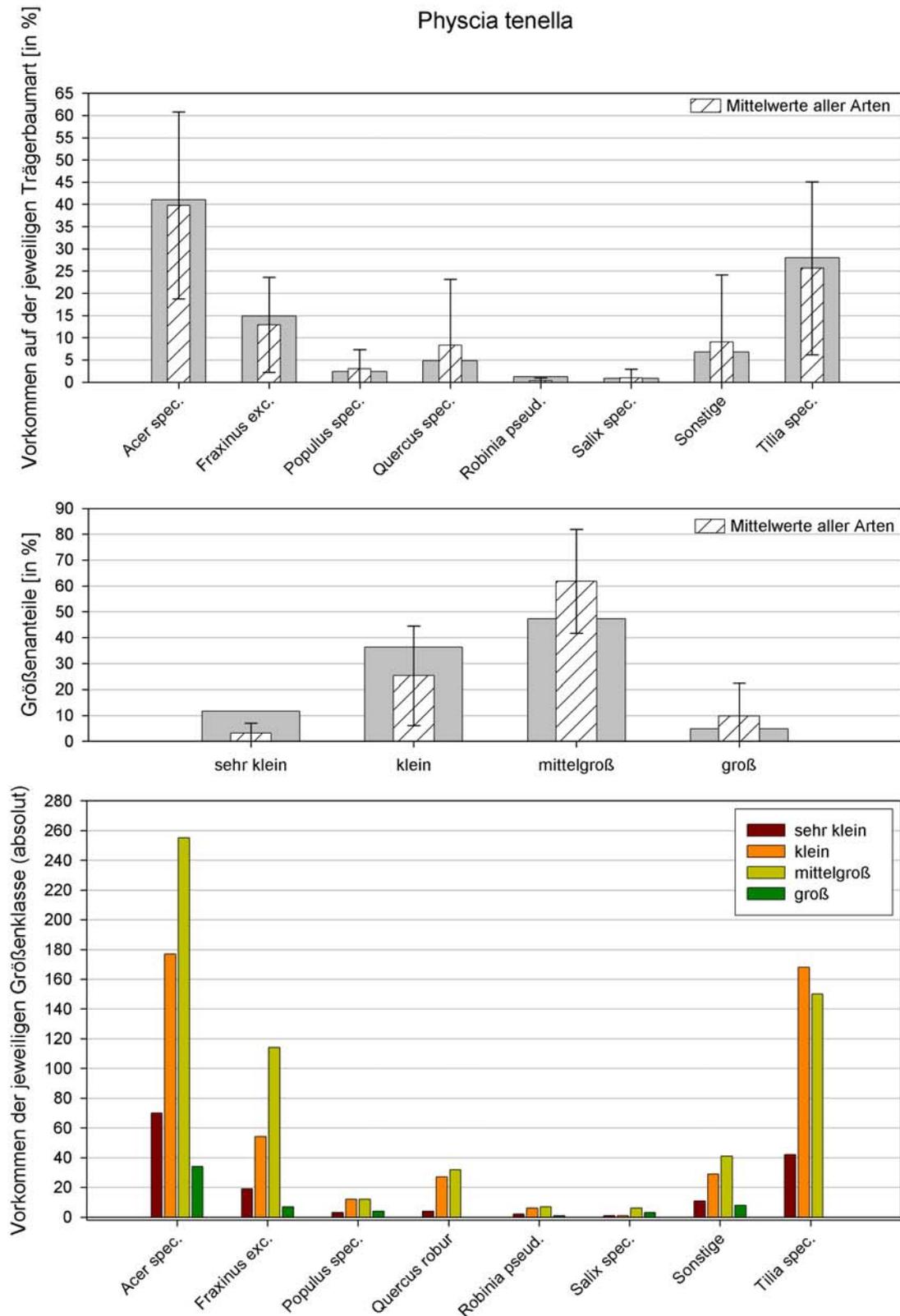


Abbildung 30: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Physcia tenella*.

***Physconia grisea* (LAM.) POELT**

Diese Blattflechte, die sowohl auf Gestein als auch auf Borke wachsend angetroffen werden kann, kommt an knapp 1,5 % aller Aufnahmeorte vor und ist im Untersuchungsgebiet, wie HEIBEL (1999) auch für ganz Nordrhein-Westfalen feststellte, zerstreut verbreitet und nicht häufig. Sie gilt nach der Roten Liste in Nordrhein-Westfalen als gefährdet (RL 3). Wie bei manchen anderen Arten, die sowohl saxicol als auch corticol vorkommen können, scheint *P. grisea* trotz ihrer verhältnismäßig geringen Ansprüche an Feuchtigkeit (F 2), geringe Eutrophierung (N 7) und Luftreinheit (To 7) und trotz der Vorliebe für basische Substrate die Verdichtungsgebiete zu meiden. Sie kommt dann erst in recht gut ausgebildeten Epiphytengesellschaften mit einer Reihe von anderen Arten vor, so dass sie einen (im Widerspruch zu ihrer ökologischen Potenz nach WIRTH (1992) stehenden) recht hohen Urbanotoleranzfaktor von 11,9 zugewiesen bekommt, der sie als mäßig stadttolerant ausweist. Da sich der Stadttoleranzfaktor mit der festgestellten Verbreitung deckt, kann *P. grisea* nicht als Stadtflechte gelten, sondern eher als eine Art, die günstigere Bedingungen in den Außenbezirken der Verdichtungscentren vorzieht.



***Physconia perisidiosa* (ERICHSEN) MOBERG**

Diese nach HEIBEL (1999) in Nordrhein-Westfalen seltene und nach der Roten Liste als stark gefährdet (RL 2) eingestufte Blattflechte konnte einmal im Stadtgebiet von Mülheim an der Ruhr nachgewiesen werden. Im Gegensatz zur wesentlich häufigeren *P. grisea* ist *P. perisidiosa* weniger tolerant gegenüber Luftverunreinigungen (To 4) und Eutrophierung (N 4). Auch stellt die Art höhere Ansprüche an die Feuchtebedingungen, so dass dadurch ihr weitgehendes Fehlen im Ruhrgebiet und den übrigen Städten erklärbar ist. Ferner ist die Art in Nordrhein-Westfalen nur in der Eifel, im Münsterland (HEIBEL 1999) sowie vereinzelt im Sauerland (LUMBSCH, pers. Mitt.) nachgewiesen worden, so dass ihre Wiedereinwanderung in das Ruhrgebiet bemerkenswert ist.

***Platismatia glauca* (L.) W.L. CULB. & C.F. CULB.**

Diese Blattflechte konnte nur an zwei Stellen im Mülheimer Süden festgestellt werden und ist somit extrem selten im Untersuchungsgebiet. In Nordrhein-Westfalen ist die Art jedoch gerade in den Mittelgebirgslagen von Eifel und Sauerland weit verbreitet und häufig, auch im nördlichen Münsterland kommt *P. glauca* regelmäßig vor (vgl. HEIBEL 1999). Die Meidung des zentralen Ruhrgebietes und das sporadische Vorkommen im Randbereich des Ballungsraumes lassen sich auf die Vorliebe für kühle, niederschlagsreiche Lagen, wie für die genannten montanen Bereiche typisch, zurückführen. Darüber hinaus toleriert die Art nur eine äußerst geringe Eutrophierung (N 2) sowie eine mittlere bis mäßig hohe allgemeine Schad-

stoffbelastung (To 5). Es ist davon auszugehen, dass die saure, nährstoffarme Standorte bevorzugende Art in der Stadt auch aufgrund der ungünstigen Feuchteverhältnisse kaum Besiedlungsmöglichkeiten hat, und daher auch künftig nur ein Vorkommen in den Außenbereichen des Ballungsraumes möglich erscheint.

***Pleurosticta acetabulum* (NECK.) ELIX & LUMBSCH**

P. acetabulum konnte nur an drei Stellen, und zwar im Süden und Westen des Stadtgebietes von Duisburg nachgewiesen werden. Ein weiteres, dem Untersuchungsgebiet nahegelegenes Vorkommen ist aus dem Botanischen Garten der Universität Düsseldorf bekannt. Die Hauptverbreitung der für Nordrhein-Westfalen als gefährdet (RL 3) eingestuften Art ist nach HEIBEL (1999) die Eifel und das Sauerland, wohingegen im Tiefland nur zerstreut meist kleinwüchsige Exemplare vorkommen. Das Vorkommen kleiner Thalli könnte auf eine Wiederausbreitung dieser ehemals sehr häufigen Flechte hindeuten (vgl. HEIBEL 1999), oder aber einen kümmerlichen Wuchs aufgrund ungünstiger Wachstumsbedingungen darstellen. Die im Untersuchungsgebiet gefundenen Exemplare sowie der in Düsseldorf nachgewiesene Thallus sind sehr klein (0,5-1 cm Thallusdurchmesser).

Mit ihrem derzeitig bekannten Verbreitungsstand im Untersuchungsgebiet sowie einem Urbanotoleranzwert von 13,0 (wenig stadttolerant) scheint die Art das Ballungszentrum zu meiden, obwohl sie nach ihrer ökologischen Potenz auch dichter besiedelte Strukturen erschließen könnte. So ist sie an Eutrophierung (N 5), mäßig hohe Schadstoffbelastung (To 6) und relativ geringe Feuchtigkeit (F 3) angepasst. Auch ihre Vorliebe für staubimprägnierte und damit meist recht basische Borken würde eine weitere Verbreitung vermuten lassen. Möglicherweise ist das im Verhältnis zu den ökologischen Ansprüchen langsame Wiedereinwandern der Art auf die Verbreitung mit Sporen zurückzuführen (s. 7.4.4).



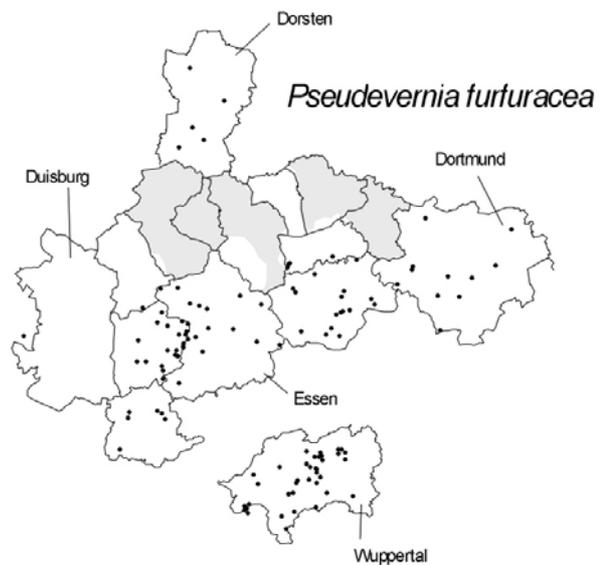
***Pseudevernia furfuracea* (L.) ZOPF**

Die Strauchflechte *Pseudevernia furfuracea* konnte bis 1993 lediglich in den Außenbereichen von Wuppertal nachgewiesen werden, obwohl die Säuretoleranz dieser Art sicherlich auch eine Besiedelung des Ruhrgebietes zugelassen hätte. Aktuell dagegen kommt diese Strauchflechte im gesamten Untersuchungsgebiet vor, ist jedoch mit Ausnahme der Nachweise in Wuppertal und zwischen Mülheim an der Ruhr und Essen nirgends so häufig wie etwa die ähnliche *Evernia prunastri*, die auch in Bezug auf die ökologische Präferenz eine große Ähnlichkeit aufweist. Jedoch ist die in Nordrhein-Westfalen gefährdete (RL 3) *P. furfuracea* wesentlich empfindlicher gegenüber Eutrophierung; auch bevorzugt sie etwas saurere Substrate als *E. prunastri*. Allerdings spiegelt sich diese Präferenz nur bedingt in der Verteilung des Vorkommens auf die Trägerbaumgruppen wider: Trotz eines relativ hohen pH-

Wertes kommt *P. furfuracea* zu 40 % an *Acer* und zu etwa 18 % (und damit im Vergleich zu anderen Arten überdurchschnittlich häufig) an *Fraxinus excelsior* vor, während Arten mit saurerer Borke wie z.B. *Tilia* lediglich zu etwas mehr als 25 % besiedelt werden (Abbildung 31).

Im nördlichen Ruhrgebiet ist *P. furfuracea* überhaupt nicht nachgewiesen worden, erst in Dorsten tritt sie sporadisch auf. Nach eigener Beobachtung und der Meinung weiterer Lichenologen, z.B. STAPPER (pers. Mitt.), scheint trotz des nach WIRTH (1992) gleichen Feuchteanspruches (F 3) wie bei *Evernia prunastri*, *P. furfuracea* eher die kühleren und (luft)feuchteren montanen Regionen zu präferieren. Dies spiegelt sich z.B. in ihrer Verbreitung in Nordrhein-Westfalen wider, wo sie hauptsächlich im nördlichen Münsterland, dem Sauerland und der Eifel zu finden ist, und schlägt sich in der relativ ausgeprägten Meidung des zentralen Ballungsraumes nieder. Diese beobachtete verhältnismäßig geringe Stadttoleranz dieser Art wird durch den Stadttoleranzfaktor von 11,8 gestützt.

Im Untersuchungsgebiet konnten hauptsächlich kleine (zu ca. 45 %) sowie mittelgroße und sehr kleine (zu je etwa 26 %) Individuen festgestellt werden, während lediglich ein großes Exemplar nachgewiesen wurde. Damit dominieren deutlich bei dieser Art im Vergleich zum allgemeinen Durchschnitt die kleineren Exemplare. Sehr kleine Individuen scheinen etwas saurere Borken zu bevorzugen, wie das Verhältnis von sehr kleinen gegenüber mittelgroßen Exemplaren an *Tilia* oder sonstigen Phorophyten im Vergleich mit *Acer* oder *Fraxinus excelsior* zeigt.



***Punctelia borreri* (SM.) KROG**

Von den drei untereinander sehr ähnlichen *Punctelia*-Arten, die im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnten, ist *P. borreri* die seltenste. Nur zwei Vorkommen finden sich in Wuppertal, eines in Duisburg und eines in Ratingen. Morphologisch kann die Art durch ihre oftmals schwarze Unterseite von den Schwesterarten unterschieden werden, am sichersten ist jedoch die Überprüfung der Sekundärstoffchemie (z.B. mit Hilfe der Mikrokristallisation), da *P. borreri* Gyrophor- statt Lecanorsäure als Hauptinhaltsstoff bildet. In den Niederlanden ist die Blattflechte recht weit verbreitet bzw. in Ausbreitung begriffen (SPIER 1994, SPIER & VAN HERK 1997), gleiches trifft sicherlich auch auf Deutschland, namentlich Nordrhein-Westfalen zu; nach HEIBEL (1999) konnte die Art hier jedoch bislang nicht nachgewiesen werden, so dass die hier vorgestellten Funde die ersten für dieses Bundesland sind (KRICKE & FEIGE 2000b).

Mit einem Urbanotoleranzfaktor von 11,0 scheint die Art relativ wenig urbanotolerant zu sein; aufgrund der geringen Datenbasis ist diese Einschätzung jedoch fragwürdig. Als hochozeanische Art (HEIBEL 1999) ist sie auf eine hohe Luftfeuchte angewiesen, so dass dies möglicherweise ein Grund für das Vorkommen außerhalb der dichter besiedelten Bereiche ist. Andererseits ist es durchaus möglich, dass *P. borreri* in ihrem ökologischen Verhalten ähnlich

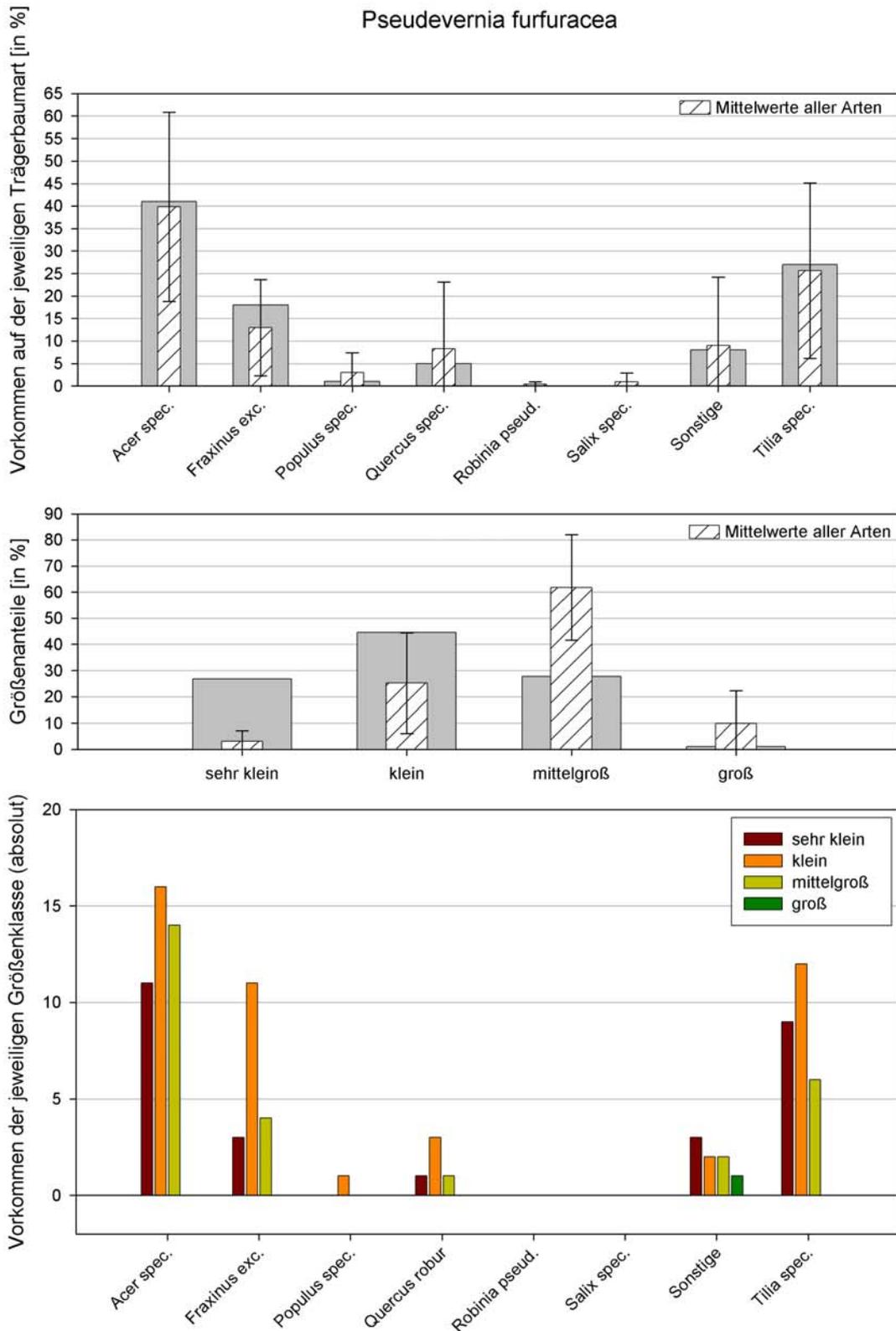


Abbildung 31: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Pseudevernia furfuracea*.

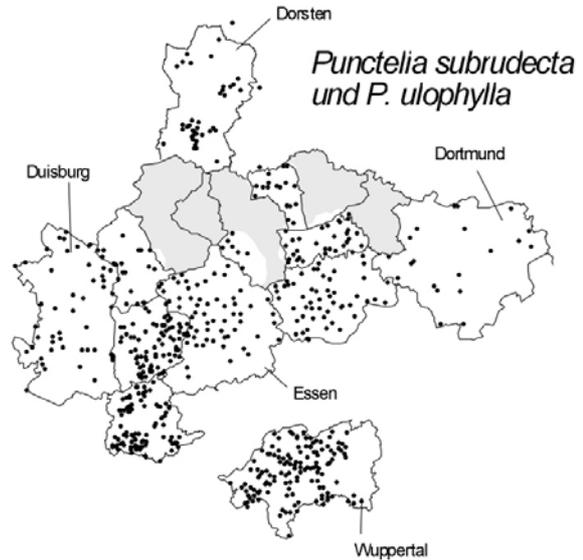
wie *P. subrudecta* einzuschätzen wäre, so dass demnach ihr Vorkommen auch innerhalb des Ballungsraumes zu erwarten ist.

***Punctelia subrudecta* (NYL.) KROG. und *P. ulophylla* (ACH.) VAN HERK & APTROOT**

P. subrudecta und *P. ulophylla* können auf den ersten Blick mit *P. borrieri* verwechselt werden, von der sie jedoch durch die Analyse der Sekundärstoffchemie recht gut zu trennen sind (s. dort). *P. subrudecta* und *P. ulophylla* ähneln sich morphologisch ebenfalls sehr stark, jedoch sind die Punktsorale bei *P. ulophylla* eher randständig angeordnet (flächig bei *P. subrudecta*) und der Rand der Loben ist bereift (unbereift bei *P. subrudecta*). Da *P. ulophylla* erst 2000 als eigenständige Art (wieder)beschrieben wurde (VAN HERK & APTROOT 2000), werden die Arten hier zu einer Gruppe zusammengefasst. Für die Stadtareale, wo eine Differenzierung erfolgte, kann festgestellt werden, dass beide Arten annähernd gleich häufig sind und wohl auch die gleichen ökologischen Ansprüche haben, wie etwa der Blick auf die Trägerbaumpräferenzen zeigt (Abbildung 32 und Abbildung 33). Oft kommen beide *Punctelia*-Arten nebeneinander an einem Phorophyten vor. Der Urbanotoleranzwert von 10,6 weist die beiden Arten als stadttolerant aus.

WIRTH (1992) weist *P. subrudecta* eine mäßig hohe Toxitolanz und eine starke Abneigung gegen Eutrophierung zu. Die Beobachtung, dass beide Arten jedoch in etwa 25 % aller Vorkommen in Gesellschaft mit *Physcien* an stark befahrenen Straßen zu finden sind, könnte dieser Zuordnung widersprechen. Möglicherweise ist allerdings nicht die Eutrophierung, sondern die Basizität des Substrates für das Auftreten an derartigen Standorten verantwortlich, da die Flechten nicht an extrem eutrophierten Stellen (z.B. Stammbasis) zu finden sind.

Im Untersuchungsgebiet kommen beide Arten mit annähernd gleicher Größenordnungsverteilung vor (Abbildung 32 und Abbildung 33), es überwiegen mit knapp 60 % mittelgroße Individuen, während kleine Thalli an etwa 32 % bzw. 40 % der Fundpunkte angetroffen wurden. Große sowie sehr kleine Exemplare sind selten. Im Vergleich zum allgemeinen Durchschnitt dominieren kleine bis mittelgroße Vertreter dieser beiden Arten.



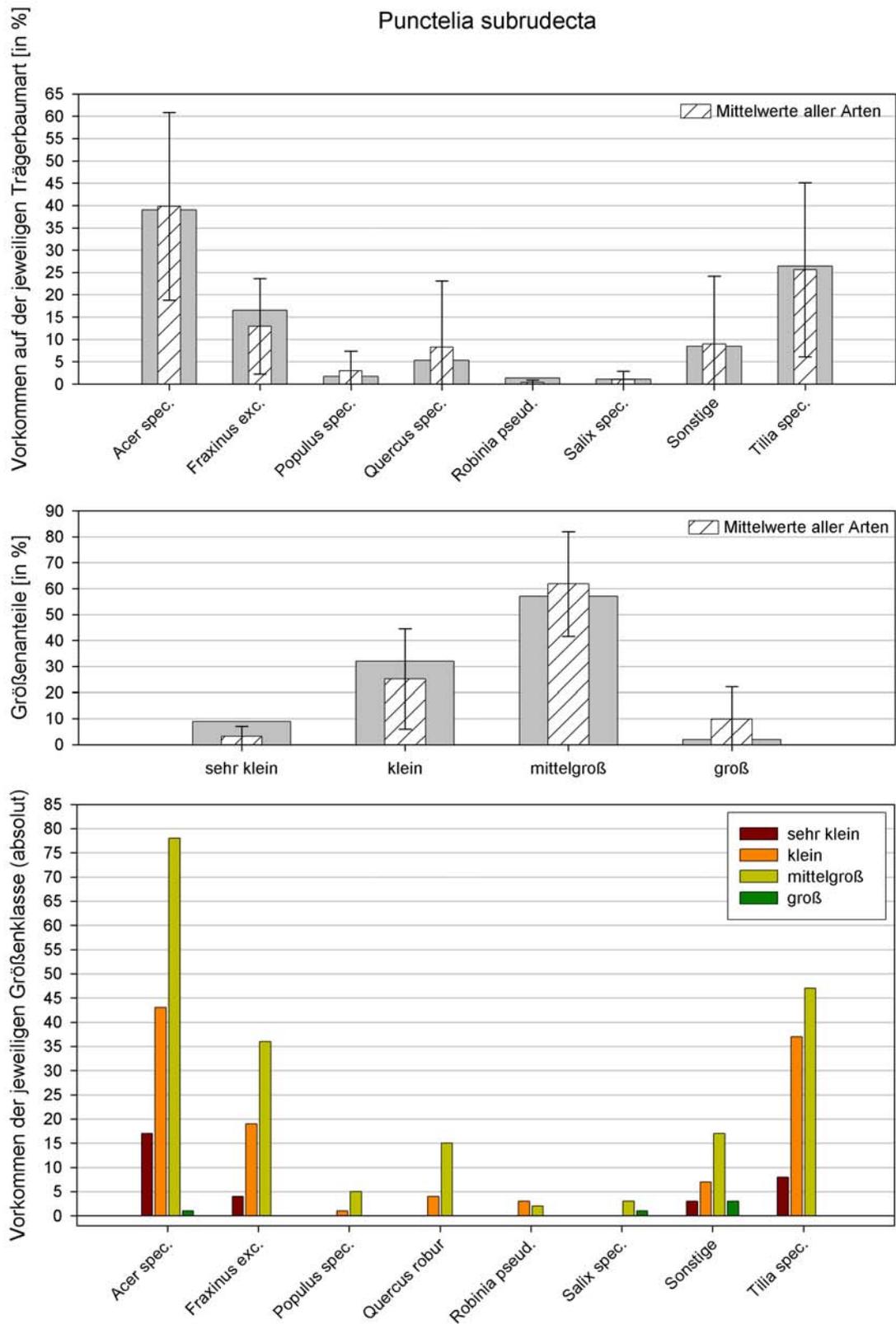


Abbildung 32: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Punctelia subrudecta*.

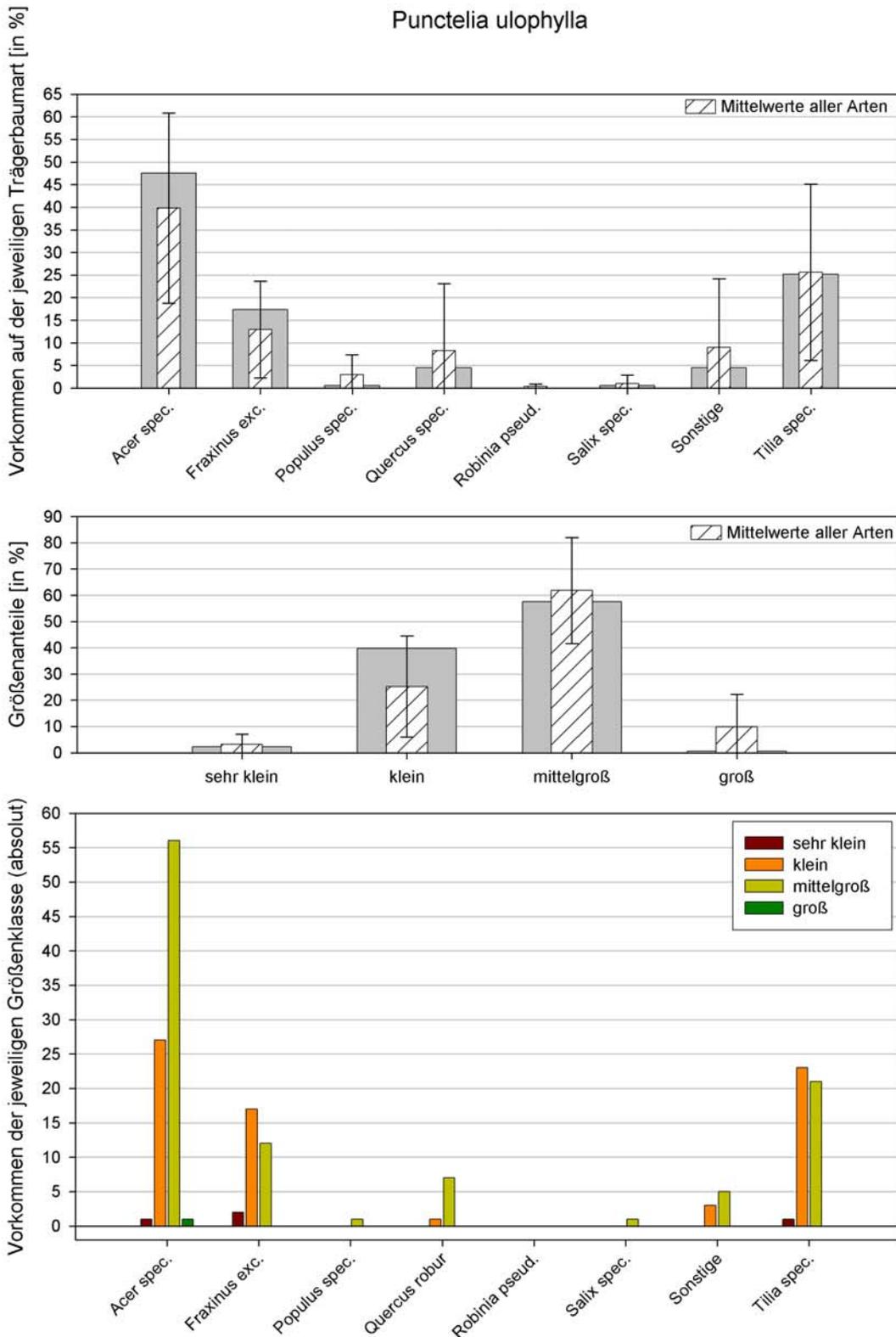


Abbildung 33: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Punctelia ulophylla*.

Ramalina farinacea (L.) ACH.

Diese Strauchflechte, die mit drei deutlich voneinander zu unterscheidenden Chemorasen im Untersuchungsgebiet vorkommt (s. 7.1.1, S. 70), kann neben einigen anderen Arten (*Usnea subfloridana*, *U. filipendula*, *Evernia prunastri*) als „Symbolart“ oder „Leitart“ für die Wiederbesiedelung des Ruhrgebietes gelten. Wie alle weiteren Bart- oder Bandflechten fehlte auch *R. farinacea* bis vor wenigen Jahre vollständig im Untersuchungsgebiet (vgl. HEIBEL 1999). Aktuell kommt die Strauchflechte daher vorwiegend mit kleinen (zu etwa 50 %) oder sehr kleinen Exemplaren (zu ca. 30 %) vor, jedoch sind bereits mittelgroße Thalli an etwa 20 % aller Aufnahmepunkte anzutreffen (Abbildung 34). Dabei ist beachtlich, dass die Art in z.T.



kurzer Zeit neue Standorte erobert und sich weiter ausbreitet (s. HEIBEL (1999) und 7.3.5). Begünstigend wirkt sich dabei aus, dass *R. farinacea* die toleranteste *Ramalina*-Art ist und eine mäßig hohe Toxizität aufweist. Sie bevorzugt deutlich basische Substrate (R 5) und meidet Eutrophierung sowie lufttrockene Plätze. Diese ökologischen Eigenschaften ermöglichen der Art das Vorkommen im Ruhrgebiet, jedoch nur an optimalen Standorten, d.h. mit einer nicht zu hohen Schadstoff- und Düngungsbelastung sowie einer ausreichenden Luftfeuchte. Daher ist *R. farinacea* in erster Linie in gut durchgrünten Wohngebieten mit einem nicht zu hohen Verkehrsaufkommen, in Parkanlagen oder außerhalb des urbanen Verdichtungsgebietes anzutreffen. Es werden Bäume mit eher basischer Borke wie *Fraxinus excelsior*, *Populus spec.* oder *Salix spec.* bevorzugt. Werden Bäume mit saurerer Borke wie Vertreter der Gattungen *Tilia* und *Quercus* besiedelt, dann findet sich die Art an der Stammbasis, wo es durch Staubimprägnierung oder durch Stickstoffeintrag (z.B. Hundeurin) zu einer Erhöhung des pH-Wertes kommt. Auffällig ist, dass deutlich mehr kleine Exemplare an *Acer* im Vergleich zu den anderen Baumarten vorkommen. Generell überwiegt bei *R. farinacea* der Anteil sehr kleiner und kleiner Individuen, mittelgroße Exemplare sind mit etwa 20 % verhältnismäßig selten, große fehlen völlig. Auch im Vergleich zum Durchschnitt aller Arten überwiegen bei *R. farinacea* kleine Flechten.

Der Anspruch an eine relativ hohe Luftfeuchte verhindert wie bereits erwähnt das Vordringen der Art in die dicht besiedelten Kernzentren des Ruhrgebietes. Mit einem Urbanotoleranzfaktor von 12,0 kann *R. farinacea* also als wenig urbanotolerant eingestuft werden.

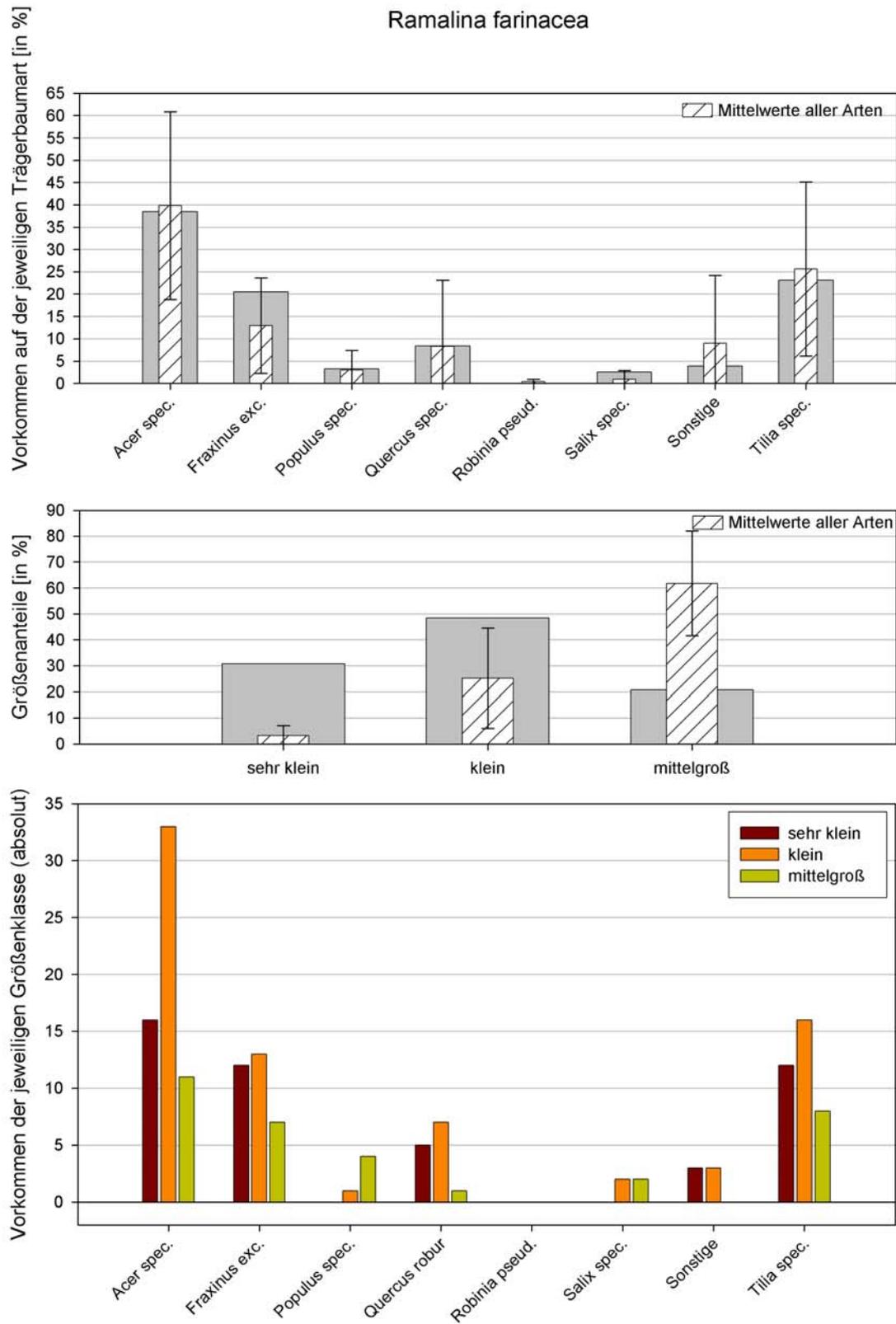


Abbildung 34: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Ramalina farinacea*.

***Rinodina gennarii* BAGL.**

Diese Krustenflechte wurde an nur wenigen Stellen im Untersuchungsgebiet als Epiphyt nachgewiesen, sie kommt sonst jedoch sicherlich verbreitet auf anderem, zumeist anthropogenem Substrat mit einem großen Nährstoffangebot und einem hohen pH-Wert vor (vgl. HEIBEL 1999). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Art auf staubimprägnierten Stämmen oder an der staub- und nährstoffbeeinflussten Stammbasis gefunden. Nach WIRTH (1992) bevorzugt *R. gennarii* derartige Substrate (N 6, R 8); auch kann sie Trockenheit tolerieren (F 2). Obwohl der Stadttoleranzfaktor von 10,0 wegen der geringen Datenbasis nicht ausreichend abgesichert ist, kann aufgrund ihrer ökologischen Potenz die Art als ziemlich urbanotolerant eingestuft werden. Diese Einschätzung beruht hier auf dem Vorkommen als Epiphyt; im Falle von Steinsubstrat kann die Art sicherlich als sehr stadttolerant und synanthrop gelten, da sie bevorzugt auf kalkhaltigem (= mörtelhaltigem) anthropogenem Substrat vorkommt.



***Scolicosporum chlorococcum* (GRAEWE ex STENH.) VĚZDA**

Obwohl diese Krustenflechte nur an verhältnismäßig wenigen Standorten nachgewiesen wurde, kann aufgrund ihrer hohen Toxizität (To 8 nach WIRTH 1992) von einer weiter reichenden Verbreitung und größeren Häufigkeit ausgegangen werden. Zudem berichtet derselbe Autor (s. HEIBEL 1999) von einer starken Ausbreitung der Art in Gegenden Süddeutschlands mit einer hohen Luftverunreinigung und Eutrophierung der Standorte. Wie auch HEIBEL (1999), die eine zerstreute Verbreitung der Art für Nordrhein-Westfalen angibt, anmerkt, ist *S. chlorococcum* sicherlich wegen ihrer Unauffälligkeit, auch im Untersuchungsgebiet, oft übersehen. Die geringe Empfindlichkeit gegenüber Luftschadstoffen und die Präferenz für eutrophierete Standorte (N 5) spiegelt sich in dem Urbanotoleranzfaktor von 10,6 wider, der die Flechte als stadttolerant klassifiziert. Möglicherweise setzt jedoch die Vorliebe für saure Standorte einer größeren Häufigkeit im Ballungsraum Grenzen, da wie bereits beschrieben in der Regel mit einer Eutrophierung des Standortes z.B. durch Staubdeposition auch eine Erhöhung des pH-Wertes einhergeht.



***Strangospora pinicola* (A. MASSAL) KÖRB.**

S. pinicola ähnelt der vorangegangenen Art in ökologischer Hinsicht, auch sie toleriert saure, eutrophierte Standorte mit einem nur geringen (Luft)feuchteangebot. Aufgrund des unauffälligen Wachses ist davon auszugehen, dass die Art vielfach übersehen wurde und demnach häufiger, gerade auch im dicht besiedelten Bereich, ist. Der statistisch nicht abgesicherte Stadttoleranzfaktor von 13,1 spiegelt nicht ihre hohe Toxitoleranz und weite ökologische Amplitude wider, wie sie z.B. von WIRTH (1995) beschrieben wird.



***Trapeliopsis flexuosa* (FR.) COPPINS & P. JAMES**

Diese graugrünliche Krusten bildende Flechte kommt wie auch in Nordrhein-Westfalen im gesamten Untersuchungsgebiet vor und ist relativ häufig anzutreffen. Nachweislücken in Herten, Herne und Mülheim an der Ruhr sind darauf zurückzuführen, dass die Art dort übersehen wurde, jedoch sicherlich in diesen Arealen ebenfalls anzutreffen ist. *T. flexuosa* konnte einerseits vorzugsweise in den feuchteren und zumeist auch schattigeren Regenwasserablaufbahnen am Stamm nachgewiesen werden, andererseits jedoch auch an exponierten Stellen. Diese weite ökologische Spannweite und die anscheinend hohe Toleranz gegenüber Schadstoffen und Eutrophierung schlägt sich in dem Urbanotoleranzfaktor von 10,9 nieder, der die Art somit als recht stadttolerant kennzeichnet.



***Tuckermannopsis chlorophylla* (WILLD.) HALE**

Nur einmal konnte die in Nordrhein-Westfalen gefährdete Art (RL 3) im südöstlichen Stadtbereich von Essen nachgewiesen werden. Obwohl nach WIRTH (1992) verhältnismäßig toxischer (To 5), meidet sie luftbelastete Räume und ist somit im Untersuchungsgebiet dementsprechend äußerst selten. Gleiches gilt nach HEIBEL (1999) für das gesamte Bundesland, nur in Eifel und Sauerland sind große Vorkommen zu finden. Möglicherweise ist die Flechte neben einer allgemeinen Empfindlichkeit gegenüber Luftverunreinigungen wegen ihrer geringen Toleranz in Bezug auf Nährstoffeinträge (N 2) und Trockenheit (F 6) in urbanen Räumen bis auf diese Ausnahme nicht anzutreffen. Der hohe Stadttoleranzfaktor von 15,5 zeichnet sie entsprechend als extrem intolerant gegenüber urbanen Einflüssen aus. Aufgrund ihrer vegeta-

tiven Verbreitungsmöglichkeit mittels Soredien ist es allerdings vorstellbar, dass sich eine Ausbreitung in andere Randbereiche des Ballungsraumes vollzieht.

Usnea filipendula STIRT.

Die Usneen gehören zu den seltenen und besonders empfindlichen Arten im Untersuchungsgebiet. Den Angaben von GRIMM (1800) für *Usnea plicata* (L.) WEBER zufolge kann angenommen werden, dass gegen Ende des 18. Jahrhunderts Bartflechten noch sehr häufig im Ruhrgebiet anzutreffen waren (s.a. „Flechtenkartierungen“, S. 3).

Heutzutage kommen sie meist nur in den Randbereichen der Städte vor oder aber, wenn in Citynähe, dann in Parkanlagen oder verkehrsarmen, gut durchgrünzten Wohngebieten. Generell betrachtet können sie analog zu anderen empfindlichen Flechten wie z.B. *Ramalina farinacea* als „Leitarten“ der Wiederbesiedelung gelten (s. 7.3.5), da sie während der Zeit der hohen Luftbelastung gänzlich aus dem Untersuchungsgebiet verschwunden waren und erst vor etwa drei Jahren im Ruhrgebiet wiederentdeckt wurden. Auf die Rückkehr der Bartflechten ins Ruhrgebiet weisen z.B. eigene Funde in Mülheim (KRICKE 1998) sowie durch RABE und WIEGEL in Dortmund (UMWELTAMT DER STADT DORTMUND 1997) bzw. Gladbeck (WIEGEL, pers. Mitt.) hin. Dabei scheinen verschiedene Quellpopulationen als Ausgangspunkte für die Rückkehr eine Rolle zu spielen (HEIBEL et al. 1999a). Die angetroffenen Exemplare sind dementsprechend klein bis sehr klein, zeitweilig nur aus einem einzigen Strang bestehend. Es ist zu erwarten, dass sich die Arten im Untersuchungsgebiet weiter ausbreiten werden.

Ebenso wie die weiteren beiden *Usnea*-Arten *U. hirta* und *U. subfloridana* kommt auch *U. filipendula* nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet vereinzelt vor, vornehmlich mit sehr kleinen und kleinen Exemplaren; sie ist die relativ häufigste Bartflechtenart im Gebiet. Nach WIRTH (1992) ist sie zusammen mit *U. subfloridana* die empfindlichste dieser drei Arten (To 3), wie sich auch an ihrer Verbreitung in den Randbereichen der Städte ablesen lässt. Ihr Urbanotoleranzfaktor ist mit 12,7 verhältnismäßig hoch und kennzeichnet die Art als nur gering urbanotolerant. Neben ihrer allgemeinen Schadstoffempfindlichkeit meidet *U. filipendula* nährstoffreiche und trockene Standorte, so dass sich der stadtmeydende Charakter dieser Art erklären lässt. Bevorzugt konnte sie an *Acer* und auch *Fraxinus excelsior* nachgewiesen werden, insbesondere sehr kleine und kleine Exemplare kommen an diesen Phorophytenarten vor; auch *Quercus spec.* und einige weitere Arten (z.B. *Liquidambar styraciflua*) spielen für das Vorkommen von *U. filipendula* eine Rolle, wohingegen die Art lediglich in zwei Fällen auf *Tilia* nachgewiesen werden konnte (Abbildung 35).

Nach HEIBEL (1999) ist die als gefährdet eingestufte Art (RL 3) in Nordrhein-Westfalen am weitesten verbreitet, schwerpunktmäßig in der Eifel und dem Sauerland. Die bereits in ihrer Arbeit beobachtete Wiedereinwanderung der Art in der Niederrheinischen Tiefebene hat sich – wie die aktuellen Nachweise zeigen – in das Ruhrgebiet hinein fortgesetzt.



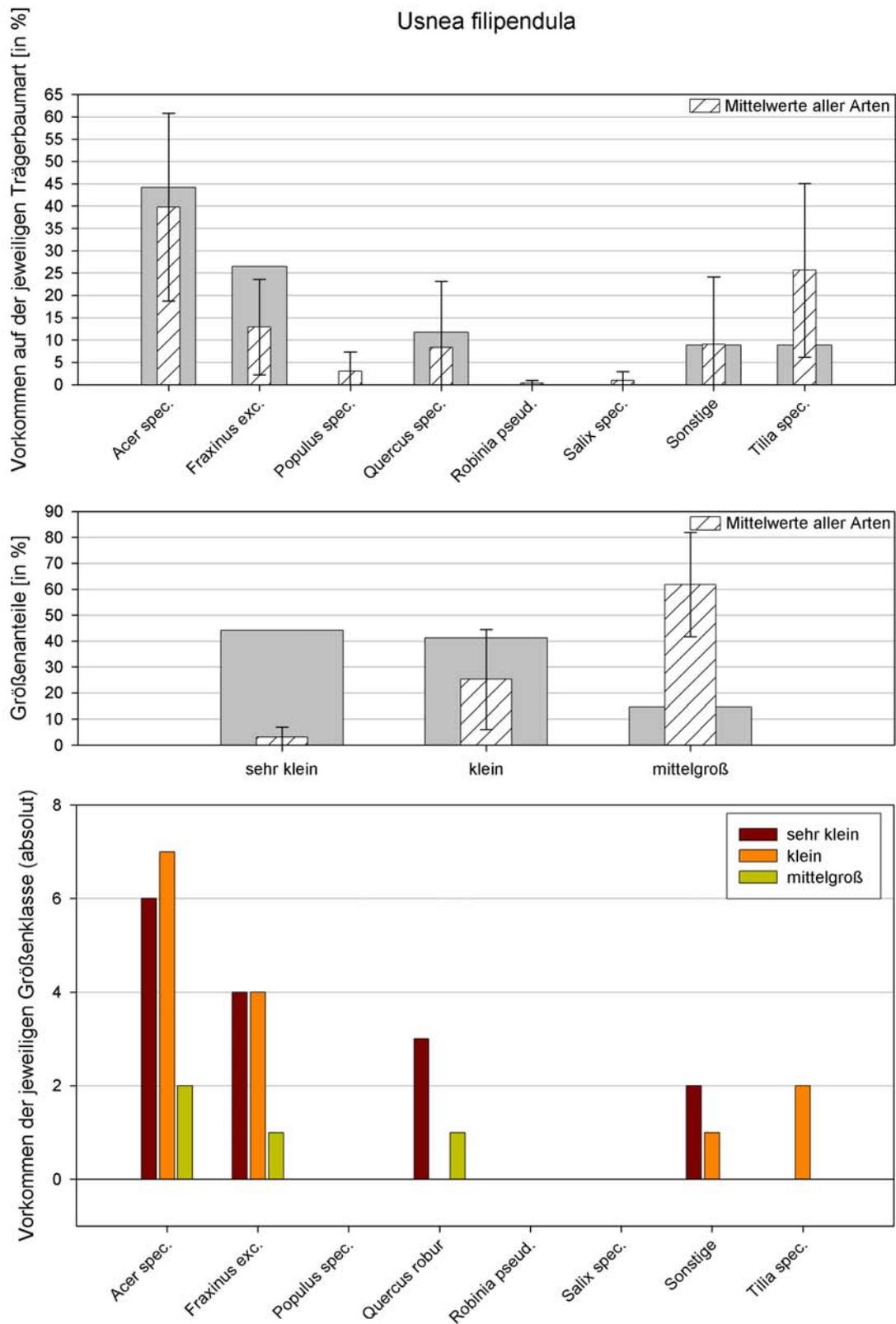


Abbildung 35: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Usnea filipendula*.

Usnea hirta (L.) WEBER ex F.H. WIGG

Die in Nordrhein-Westfalen als stark gefährdet (RL 2) eingestufte *U. hirta* kommt zu meist mit sehr kleinen und kleinen Exemplaren zerstreut im Untersuchungsgebiet vor und bevorzugt sicherlich aufgrund ihrer Standortansprüche, die bezogen auf Feuchte, Nährstoffarmut und Azidität ebenso hoch sind wie bei *U. filipendula*, die Randbereiche der Städte. Lediglich ihre allgemeine Toxikotoleranz wird von WIRTH (1992) etwas höher eingeschätzt (To 4). Auch für diese Art gilt nur eine geringe Urbanotoleranz (12,9), die in etwa ähnlich zu der von *U. filipendula* ist. Es scheint eine leichte Präferenz für Ahorn und Esche gegenüber Linden und Eichen vorzuliegen. Aufgrund des geringen Datenpools ist in dieser Frage allerdings keine gesicherte Aussage zu machen (Abbildung 36).

Die bereits von HEIBEL (1999) beobachtete Wiederbesiedelung des Ruhrgebietes durch diese Art hat sich, wie hier gezeigt werden kann, weiter fortgesetzt; allerdings konnte nicht bestätigt werden, dass *U. hirta* die wesentlich seltenere *Usnea*-Art ist (vgl. HEIBEL 1999).



Usnea subfloridana STIRT.

U. subfloridana ist die zweithäufigste Bartflechte im Gebiet, auch ihr Vorkommen ist als selten zu bezeichnen. Sie gilt daher zu Recht in Nordrhein-Westfalen als gefährdet (RL 3). Das Vorhandensein überwiegend kleiner Thalli deutet wie bei den anderen Arten auf eine erst kürzlich erfolgte Wiedereinwanderung hin. Die ihr zugewiesene etwas geringere Schadstofftoleranz (To 3) spiegelt sich in dem mit 13,3 höchsten Urbanotoleranzwert der drei Usneen wider. Dennoch kommt sie in typischen Stadtflechtengemeinschaften (*Physcietum adscendentis*) vor, da sie möglicherweise Trockenheit (T 3) und eine Standorteutrophierung (N 3) sowie höhere pH-Werte recht gut toleriert. Trotz der geringen Datenbasis kann vermutet werden, dass Bäume mit weniger saurer Borke wie etwa *Acer spec.*, *Fraxinus excelsior* und *Salix spec.* bevorzugt werden (Abbildung 37).



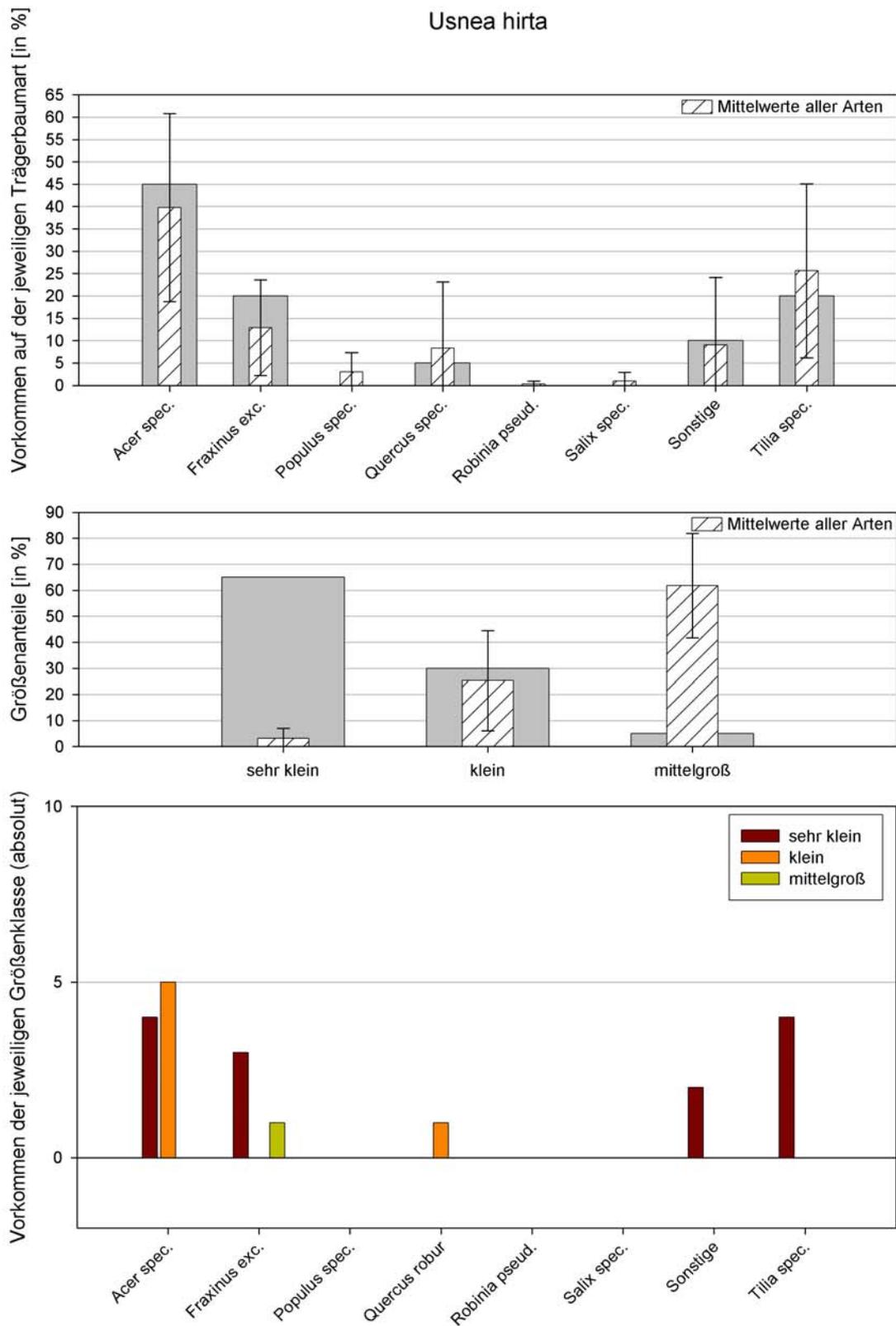


Abbildung 36: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Usnea hirta*.

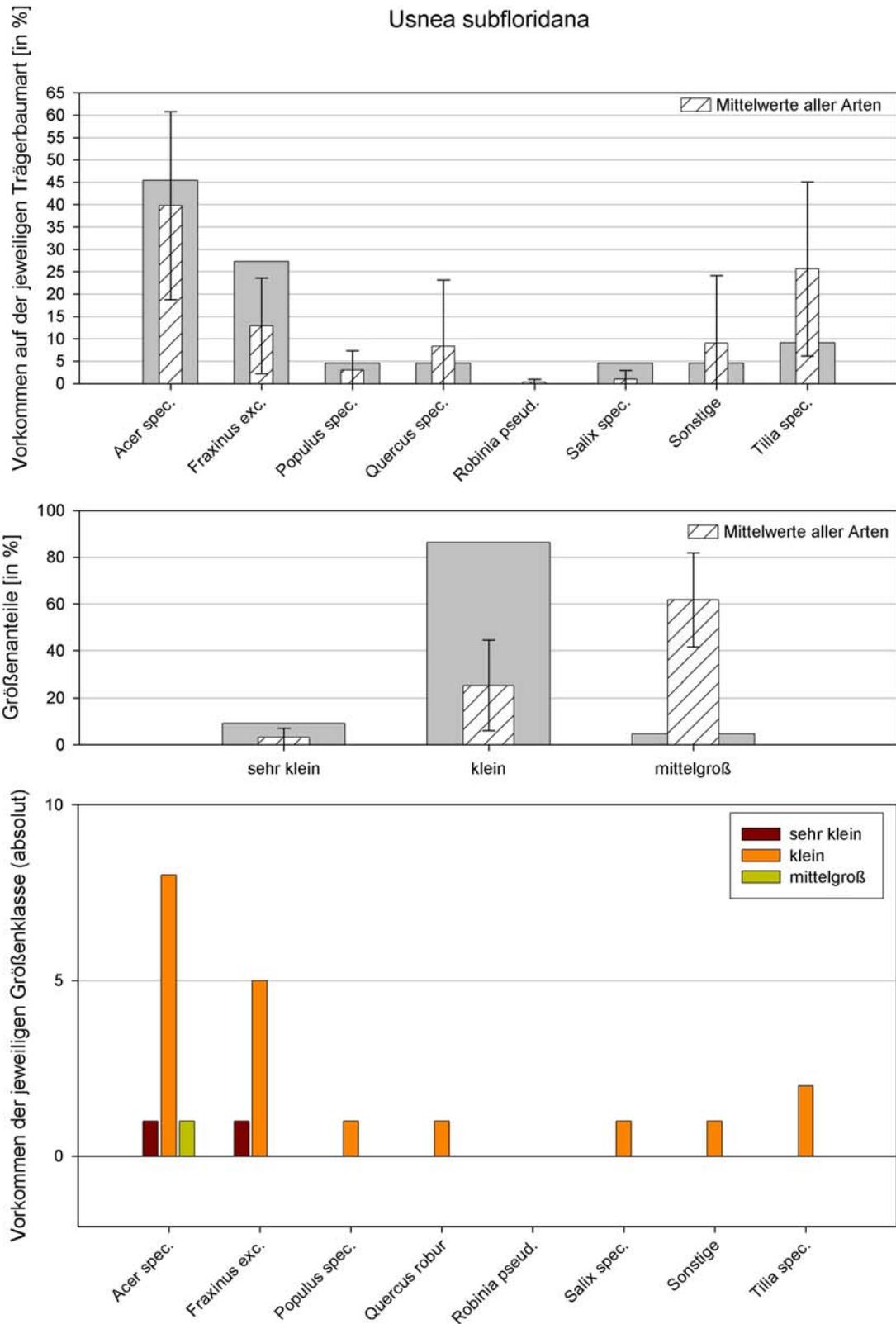
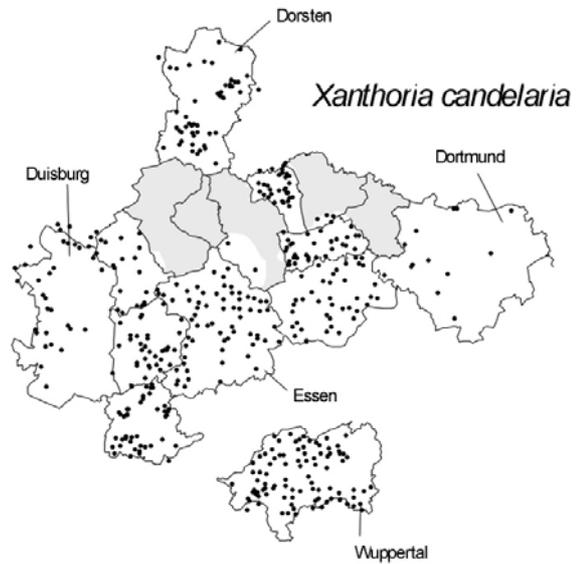


Abbildung 37: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Usnea subfloridana*.

***Xanthoria candelaria* (L.) TH. FR.**

X. candelaria ist mit überwiegend kleinen Thalli an etwa einem Viertel aller untersuchten Phorophyten zu finden und somit aktuell eine häufige und überall verbreitete Art. Die verglichen mit den anderen im Gebiet vorkommenden *Xanthorien* nach WIRTH (1992) möglicherweise etwas größere Empfindlichkeit gegenüber Luftverunreinigungen (To 5) lässt sich im Untersuchungsgebiet nicht wiederfinden, auch wenn HEIBEL (1999) noch schreibt, dass die Art „[...] mit Ausnahme des stark industriegeprägten nördlichen Ruhrgebietes [...]“ in ganz Nordrhein-Westfalen „[...] eine der häufigsten Epiphyten [...]“ sei; aktuell ist *X. candelaria* überall verbreitet und meidet auch die citynahen Bereiche nicht. Dagegen blieb sie bis 1993 mit kleinen Thalli auf die Außenbereiche des Ruhrgebietes beschränkt.

Das verglichen mit dem allgemeinen Durchschnitt häufige Auftreten an Ahorn und Esche kann als Ausdruck einer Präferenz für eutrophierte und (damit) basische Substrate gewertet werden (Abbildung 38). Oftmals ist ein Vorkommen zusammen mit Physciiden an stark frequentierten Straßen, wo der Kraftfahrzeugverkehr für einen guten Staubanflug und Eutrophierung sorgt, zu beobachten. Hier bildet sich das charakteristische *Xanthorietum candelariae* aus (s. S. 138). Auch in den Außenbereichen ist die Art gut vertreten, hier sorgt in vielen Fällen der düngende Einfluss landwirtschaftlicher Flächen für optimale Bedingungen. Mit einem Urbanotoleranzfaktor von 11,0 kann die Flechte als stadttolerant gelten; hierbei ist jedoch anzumerken, dass die Art sich aufgrund der starken innerstädtischen Eutrophierung weiter ausbreiten wird und als fester Bestandteil der urbanen Flechtenvegetation angesehen werden kann.



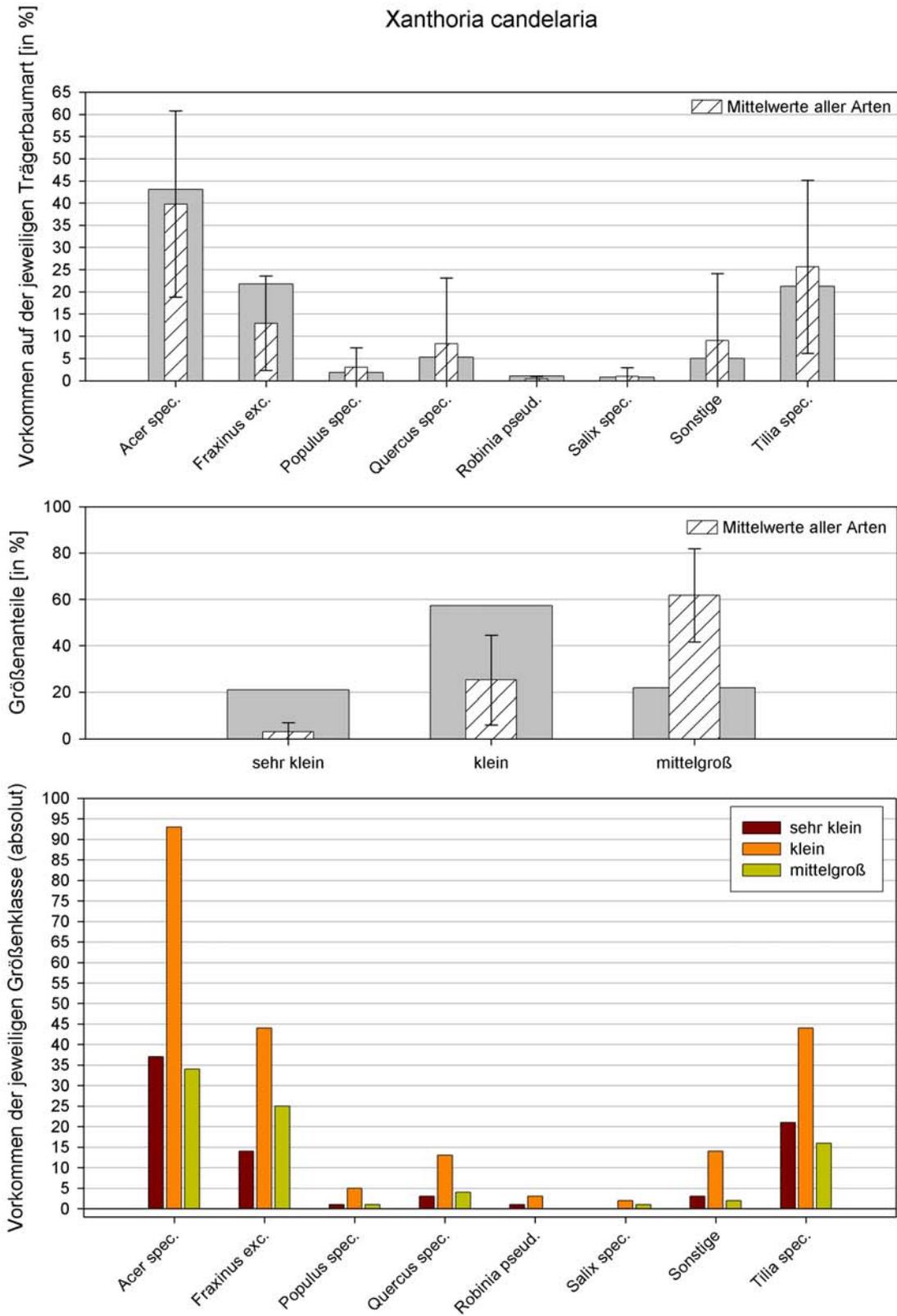


Abbildung 38: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Xanthoria candelaria*.

***Xanthoria parietina* (L.) TH. FR.**

Im Gegensatz zu *Xanthoria candelaria* verbreiten sich *X. parietina* sowie *X. polycarpa* (s.u.) generativ. Dennoch sind diese Arten mittlerweile weit verbreitet und häufig, wie das Vorkommen von *X. parietina* an etwa 25 % aller Untersuchungspunkte zeigt (vgl. 7.4.2). Ihr breites Trägerbaumspektrum sowie ihre ziemlich hohe Toxizität (To 7) ermöglichen der Art ein Vordringen in die Verdichtungsgebiete des Ruhrgebietes; wie bei *X. candelaria* und *X. polycarpa* ist zukünftig eine weitere Zunahme des Vorkommens zu erwarten, da die Art ebenfalls durch die eutrophierenden Einflüsse des Straßenverkehrs begünstigt wird. Sie ist demnach innerstädtisch auch in den gleichen Gesellschaften wie die übrigen beiden Arten zu finden (vgl. S. 138). In den Bereichen außerhalb der Städte wird die Art durch landwirtschaftliche Stickstoffeinträge gefördert; hier spielt sowohl der direkte düngende Einfluss als auch die Anhebung des pH-Wertes eine Rolle. Die Vorkommen von *X. parietina* in Agrarflächen sind jedoch dadurch gekennzeichnet, dass meist die *Physcia*-Arten keine so dominierende Rolle wie innerstädtisch spielen. In erster Linie ist hier *X. parietina* zusammen mit anderen großen Blattflechten (z.B. *Parmelia sulcata*) oder mit wenigen Krustenflechten (z.B. *Amandinea punctata*) vorhanden. Diese breite ökologische Amplitude, d.h. auch das Vorkommen in artenärmeren Gesellschaften, spiegelt sich in einem relativ niedrigen Stadttoleranzfaktor von 9,4 wider. Somit kann die Art als urbanotolerant bezeichnet werden.

Im Untersuchungsgebiet kommt die Art zu 45 % mit kleinen Exemplaren vor, auch mittelgroße Individuen sind mit ca. 35 % recht häufig. Sehr kleine Flechten finden sich zu etwa 18 %, während große Thalli nur in wenigen Fällen anzutreffen sind (Abbildung 39).



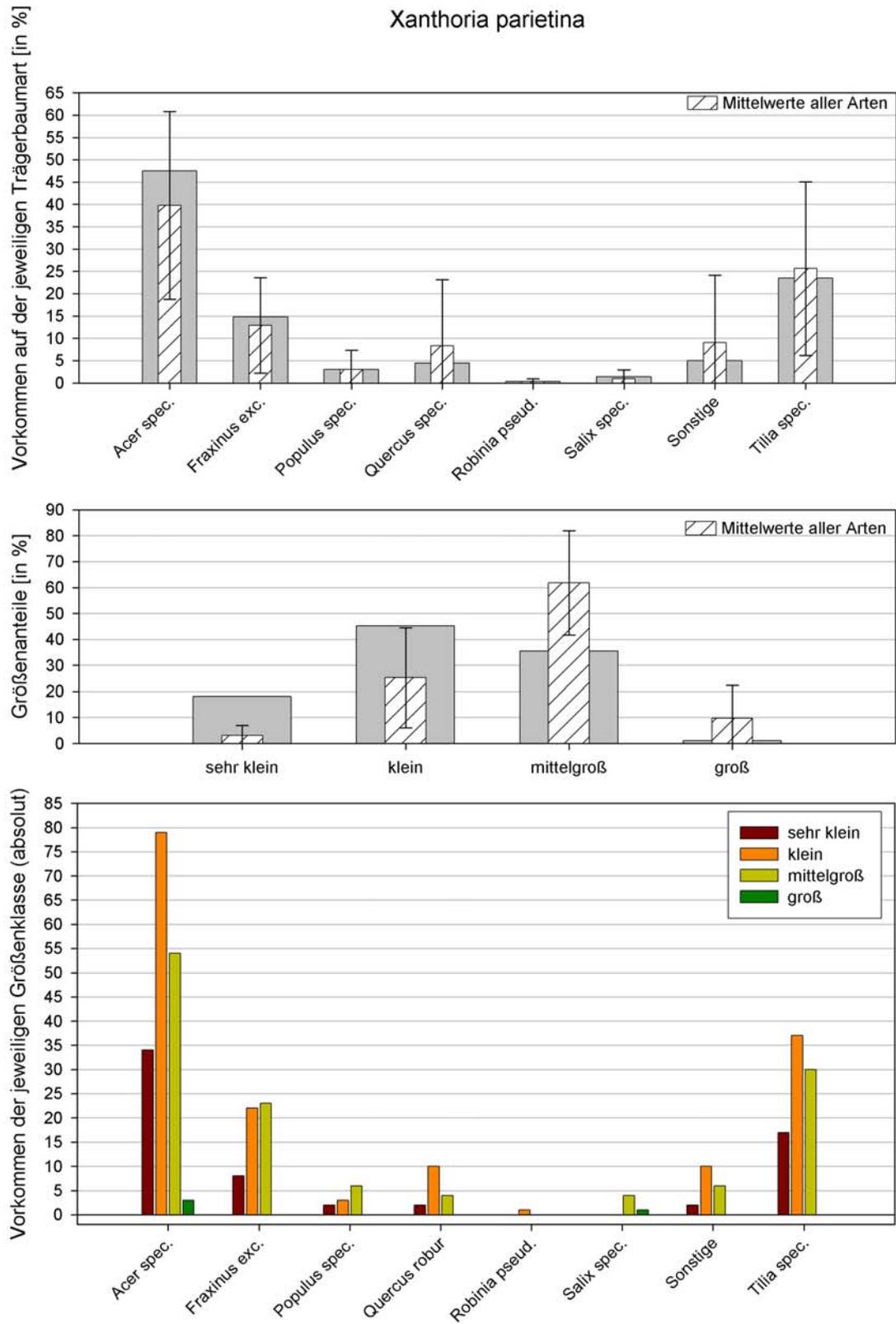
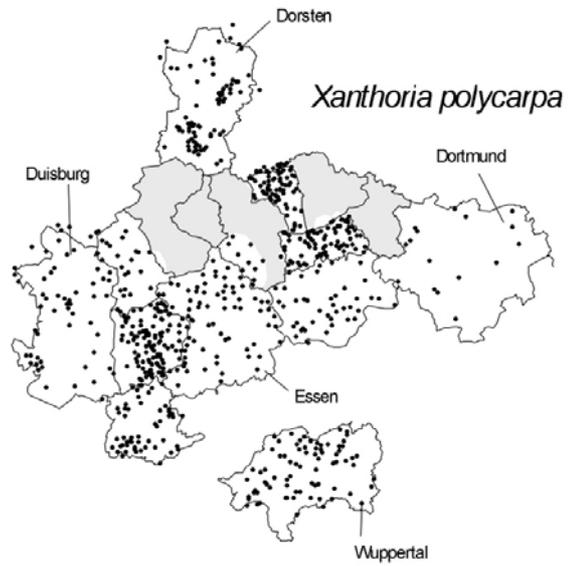


Abbildung 39: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Xanthoria parietina*.

***Xanthoria polycarpa* (HOFFM.) RIEBER**

Diese Art ist die häufigste der drei nachgewiesenen *Xanthoria*-Arten. War sie im Untersuchungszeitraum 1989-1993 lediglich an sehr wenigen Stellen (Dorsten und Duisburg) mit kleinen Exemplaren zu finden, so kommt sie aktuell an etwas mehr als einem Drittel aller Standorte (ebenfalls hauptsächlich mit kleinen Individuen) vor. In Bezug auf ihre ökologische Ansprüche verhält sie sich ähnlich wie *X. parietina*, wie sich auch in einem ähnlichen Urbanotoleranzfaktor von 9,9 widerspiegelt. Somit kann *X. polycarpa* ebenfalls als urbanotolerant bezeichnet werden und dürfte in den kommenden Jahren ihr Verbreitungsareal bzw. die Verbreitungsdichte noch erweitern.



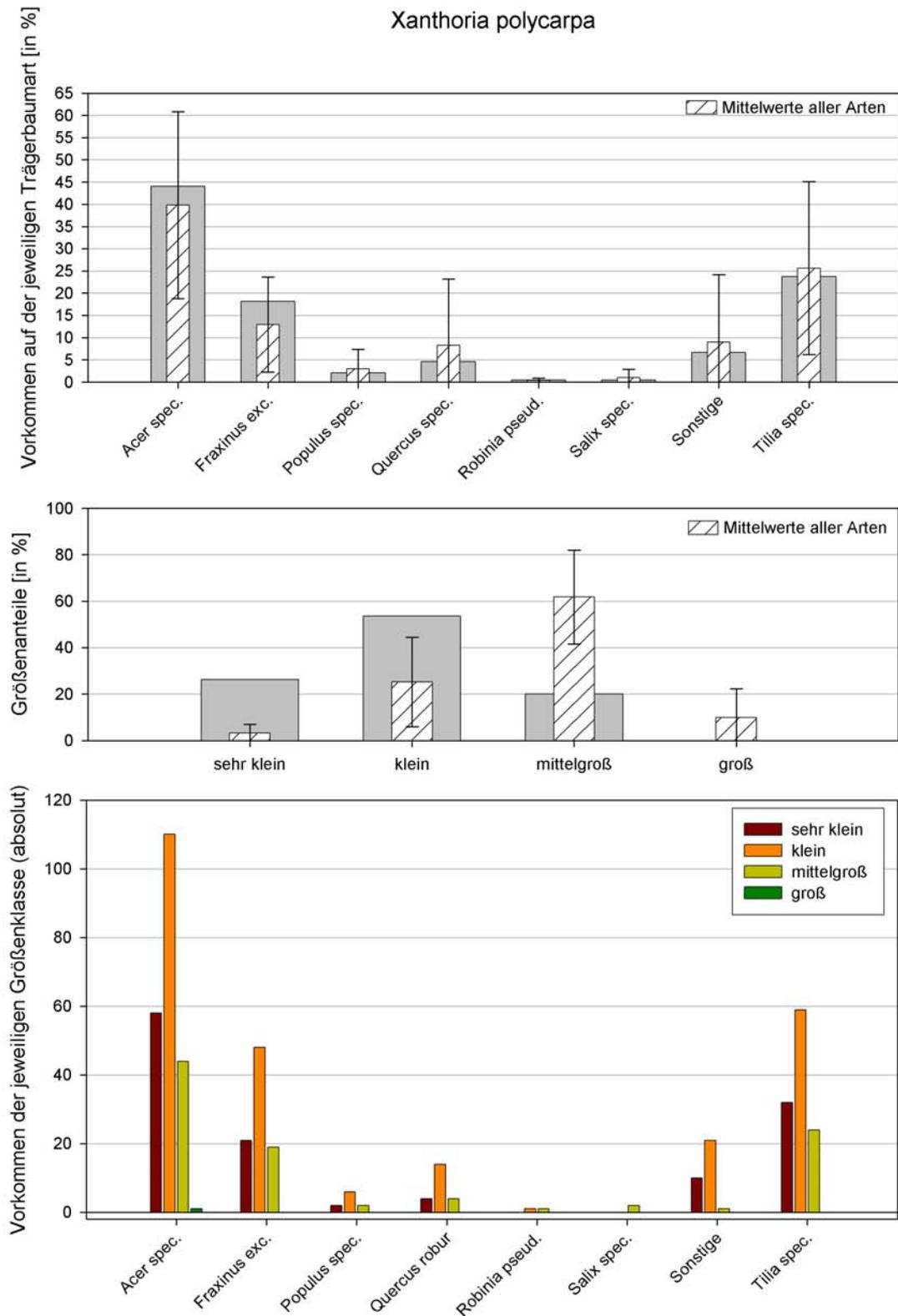


Abbildung 40: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von *Xanthoria polycarpa*.

6.3 Arten der Rote Liste im Untersuchungsgebiet

Von den insgesamt 63 Arten, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit im Gebiet nachgewiesen wurden, sind die in Tabelle 17 aufgelisteten Arten in einer Gefährdungskategorie der Roten Liste NRW (HEIBEL et al. 1999b) aufgeführt:

Tabelle 17: Arten der Roten Liste NRW (HEIBEL et al. 1999b) im Untersuchungsgebiet.
Gefährdungskategorien: 0 – ausgestorben oder verschollen; 1 – vom Aussterben bedroht; 2 – stark gefährdet; 3 – gefährdet

Art	Gefährdungskategorie
<i>Bryoria fuscescens</i>	2
<i>Candelaria concolor</i>	3
<i>Cetrelia olivetorum</i>	0
<i>Flavoparmelia caperata</i>	3
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	1
<i>Lecanora sambuci</i>	2
<i>Lecanora symmicta</i>	2
<i>Melanelia subaurifera</i>	2
<i>Parmelina pastillifera</i>	1
<i>Parmelina tiliacea</i>	3
<i>Parmotrema chinense</i>	2
<i>Physcia aipolia</i>	1
<i>Physcia stellaris</i>	3
<i>Physconia grisea</i>	3
<i>Physconia perisidiosa</i>	2
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	3
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	3
<i>Usnea filipendula</i>	3
<i>Usnea hirta</i>	2
<i>Usnea subfloridana</i>	3

Von diesen 20 Rote-Liste-Arten gilt eine, *Cetrelia olivetorum*, seit Mitte der 50er Jahre (HEIBEL 1999) in Nordrhein-Westfalen als ausgestorben oder verschollen. Die aktuellen Funde in Wuppertal stellen also einen Wiedernachweis dieser Art für das Bundesland dar, so dass der Rote-Liste-Status dieser Art in RL 1 abzuändern ist. Drei Arten (*Hypotrachyna revoluta*, *Physcia aipolia*, *Parmelina pastillifera*) gelten als vom Aussterben bedroht, sechs (*Bryoria fuscescens*, *Lecanora sambuci*, *L. symmicta*, *Melanelia subaurifera*, *Parmotrema chinense*, *Physconia perisidiosa*, *Usnea hirta*) als stark gefährdet und weitere acht als gefährdet. Insgesamt betrachtet sind demnach eine ganze Reihe von bedrohten Flechten im Ruhrgebiet oder den umgebenden Städten vorzufinden. Besonders das Vorkommen von drei Bartflechten im Gebiet und die Nachweise von z.B. *Cetrelia olivetorum*, *Bryoria fuscescens*, *Parmelina pastillifera* und *Physconia perisidiosa* sind als positive Zeichen dahingehend zu sehen, dass Bestände landesweit gefährdeter oder vom Aussterben bedrohter Arten auch in den Ballungszentren auftreten.

Bei einigen Arten hat sich das Verbreitungsareal in Übereinstimmung mit der Beobachtung weiterer Lichenologen (z.B. JENSEN, VAN HERK, ZIMMERMANN, pers. Mitt.) derart stark innerhalb der letzten 3-5 Jahre erweitert, dass die getroffene Rote-Liste-Einstufung nach HEIBEL et al. (1999b) bereits heute nicht mehr zutreffend erscheint. Dementsprechend gilt es, das Vorkommen dieser Arten im Untersuchungsgebiet nicht überzubewerten, sondern als Spiegelbild einer allgemeinen Ausbreitung dieser Arten anzusehen. Dies gilt für *Flavoparmelia*

caperata, *Hypotrachyna revoluta* und *Parmotrema chinense*, die auch im citynahen Bereich recht häufig anzutreffen sind und offenbar stabile Populationen im Untersuchungsgebiet etablieren konnten. Da die Arten auch in anderen Gebieten in Nordrhein-Westfalen häufiger geworden sind (LUMBSCH, STAPPER, ZIMMERMANN, pers. Mitt.), wird für sie die in Tabelle 18 dargestellte Einstufung vorgeschlagen.

Ein gesondertes Bewertungsproblem stellt *Melanelia subaurifera* dar. Die sehr häufigen Nachweise im Untersuchungsgebiet lassen auf ein landesweit häufiges Vorkommen schließen, so dass die Art aktuell als nicht gefährdet einzustufen ist. Wie bereits beschrieben (s. S. 96) bleibt unklar, ob bei der landesweiten Erhebung durch HEIBEL (1999) eine Verwechslung mit der offenbar selteneren *M. glabratula* vorlag, und die Art schon immer häufig war, oder ob auch *M. subaurifera* in den zurückliegenden Jahren eine enorme Arealausweitung vollbracht hat.

Abschließend sei auf den erstmaligen Nachweis von *Flavopunctelia flaventior* für Nordrhein-Westfalen im Rahmen dieser Arbeit bzw. durch STAPPER verwiesen. Diese Art wäre in die Rote Liste aufzunehmen. Da aufgrund der geringen Datenbasis eine Gefährdung nicht abschätzbar ist, wird vorgeschlagen, sie in die Kategorie „D“ einzugliedern.

Tabelle 18: Arten, für die ein Vorschlag zur Änderung des Rote-Liste-Status auf Grundlage der aktuellen Kartiererergebnisse sinnvoll erscheint. Gefährdungskategorien: 0 – ausgestorben oder verschollen; 1 – vom Aussterben bedroht; 2 – stark gefährdet; 3 – gefährdet; D – Datenbasis nicht ausreichend; * - nicht gefährdet.

Art	derzeitige Einstufung	vorgeschlagene Gefährdungskategorie
<i>Cetrelia olivetorum</i>	0	1
<i>Flavoparmelia caperata</i>	3	*
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	-	D
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	1	3
<i>Melanelia subaurifera</i>	2	*
<i>Parmotrema chinense</i>	2	3

6.4 Flechtenassoziationen

Da bei der Aufnahme der Flechtenvegetation zwar auf eine möglichst umfassende Erfassung der Flechten geachtet wurde, jedoch lediglich Häufigkeit und Größe Berücksichtigung fanden, erfolgte keine floristisch-soziologische Aufnahme im Sinne von BRAUN-BLANQUET (1964), bei der Deckung und Abundanzwerte eine entscheidende Rolle spielen. Aus diesem Grunde soll hier nur kurz auf die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Flechtengemeinschaften, wie sie aus den vorhandenen Daten ersichtlich sind, eingegangen werden; auf eine detaillierte Betrachtung muss aufgrund der dafür ungeeigneten Erhebungsmethode verzichtet werden.

Generell können als phytosoziologische Gesellschaften nach DREHWALD (1993) das Buellietum punctiformis BARKMAN 1958, das Lecanoretum pityreae BARKMAN 1958, das Parmelietum sulcatae HILITZER 1925, das Physcietum adscendentis FREY & OCHSNER 1926 und das Xanthorietum candelariae BARKMAN 1958 im Untersuchungsgebiet festgestellt werden:

Buellietum punctiformis BARKMANN 1958

Charakterart dieser trockenheits- und lichtangepassten Assoziation im Buellion canescentis ist die Krustenflechte *Amandinea punctata*; als Begleitart kommt *X. candelaria* vor, während *Lecanora chlorotera*, *Candelariella vitellina* und *Xanthoria polycarpa* Differentialarten sind.

Trotz der hohen Toleranz der Arten gegenüber Schadstoffen, insbesondere von *Amandinea punctata*, und der geringen Empfindlichkeit gegenüber Austrocknung ist das Buellietum punctatae im Gebiet nur an wenigen Stellen (ca. 35 Aufnahmen) nachzuweisen. Zwar tritt *Amandinea punctata* zeitweise in großer Menge am Stamm auf, allerdings sind dann vornehmlich Arten des Physcietum adscendentis dermaßen dominierend vertreten, dass in diesen Fällen *Amandinea punctata* trotz der großen Häufigkeit eher als Begleitart dieser Gesellschaft anzusehen ist. An vielen Standorten ist zudem *Xanthoria candelaria*, die zwar als Begleitart des Buellietum punctatae vorkommt, so stark vertreten, dass eher das Xanthorietum candelariae oder ein Übergang dorthin vorliegt, als ein gut ausgeprägtes Buellietum punctatae. Als Grund für die geringe Häufigkeit der Gesellschaft im Untersuchungsgebiet mag die gute Versorgung mit Stickstoffverbindungen bei gleichzeitig geringer Immission weiterer Schadstoffe zu nennen sein, die bewirken, dass sich aus der allgemein toxitoleranten Gesellschaft vornehmlich nitrophile Gesellschaften wie das Physcietum adscendentis oder das Xanthorietum candelariae entwickeln.

Lecanorietum pityreae BARKMAN 1958

Charakterart dieser Assoziation ist *Lecanora conizaeoides*, die von der azidophytischen Art *Hypogymnia physodes* begleitet wird. Bei starker Luftverunreinigung können jedoch auch lediglich coccoide Grünalgen als Begleitarten auftreten. Differentialart der Assoziation ist *L. expallens*. Das Lecanorietum pityreae ist durch seine außerordentliche Toxizität gegenüber sauren Immissionen gekennzeichnet, wohingegen es Eutrophierung meidet. Bei sinkender Luftbelastung und entsprechend klimatischen Gegebenheiten ist eine Entwicklung zum säuretoleranten Parmelietum furfuraceae möglich, das aus den Charakterarten *Pseudevernia furfuracea*, *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata* und *Evernia prunastri* aufgebaut wird.

Heutzutage findet sich das Lecanorietum pityreae vornehmlich an älteren Stämmen von Linde und Eiche, da diese Baumarten in der Mehrzahl aufgrund ihrer natürlichen Borkeneigenschaften und zusätzlich durch die sauren Luftverunreinigungen der Vergangenheit ungeeignete pH-Wert-Eigenschaften für andere Gesellschaften aufweisen. Linden- oder Eichenstämme, die durch Staub- und Stickstoffeintrag eine pH-Wert-Erhöhung erfahren haben, weisen allenfalls auf der den Immissionen abgewandten Seite Fragmente des Lecanorietum pityreae auf. In vielen Fällen kann davon ausgegangen werden, dass diese Assoziation durch Gesellschaften ersetzt wurde, die durch Eutrophierung gefördert werden. Lediglich in wenigen Fällen ist die Entwicklung zum Parmelietum furfuraceum zu erkennen, einer Gesellschaft, die ebenfalls säuretolerant, allerdings auf hinreichend gute lufthygienische und klimatische Bedingungen angewiesen ist.

Parmelietum sulcatae HILITZER 1925

Als Trennarten dieser aus grauen Blattflechten und Strauchflechten aufgebauten Assoziation gelten *Parmelia sulcata*, *Lecanora chlarotera* und *Buellia griseovirens*. Ferner sind *Hypogymnia physodes* und *Evernia prunastri* typisch; allerdings ist diese Assoziation aufgrund der großen ökologischen Amplitude der einzelnen Arten recht heterogen, weshalb sie von anderen Autoren (z.B. JAMES et al. 1977) auch als Synonym zum Pseudevernetium furfuraceae gesehen wird. Die relativ geringe Empfindlichkeit der Gesellschaft ermöglicht ein Vorkommen auch im Ruhrgebiet, wo sie aufgrund der nährstoffreicheren und durch Staubeintrag basischeren Substrate in der Ausprägung der Subassoziation *Parmelietum sulcatae buellietosum punctatae* (MOHR 1992) erscheint.

Physcietum adscendentis FREY & OCHSNER 1926

Zu den Charakterarten der Ordnung und des Verbandes Xanthorion parietinae treten innerhalb dieser Assoziation im Untersuchungsgebiet noch *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia stellaris*, *Physcia aipolia* und *Phaeophyscia nigricans* hinzu, wobei *Physcia adscendens* und *Phaeophyscia orbicularis* die weitaus häufigeren Arten sind. Auch von den Begleitarten sind *Lecanora dispersa* s.l. und *Candelariella xanthostigma* die häufigsten. Da andere wie z.B. *Lecidella elaeochroma* oder *Lecanora chlarotera* in ihrem Auftreten als Begleitarten sehr stark zurücktreten, kann das im Untersuchungsgebiet vorgefundene Physcietum adscendentis als im Artenspektrum eingeschränkt bezeichnet werden. Dies ist sicherlich in erster Linie auf die Immissionssituation (dominiert durch Stickstoffverbindungen) zurückzuführen. Die ausgeprägte Nitrophilie und Lichtbedürftigkeit der Arten sowie die Vorliebe, am Mittelstamm mittelalter Bäume zu siedeln, charakterisiert das Physcietum adscendentis als typische Flechtengemeinschaft von Straßenbäumen in urbanen Gebieten. Ferner kann die Assoziation als aeroxerophytisch (BARKMAN 1958) bezeichnet werden, also angepasst an die Lufttrockenheit des Standortes. Vorstellbar für das Untersuchungsgebiet ist die in der Literatur beschriebene Sukzession zum Parmelietum acetabuli, wenngleich derartige Entwicklungen bislang nicht beobachtet wurden.

Im Untersuchungsgebiet tritt das Physcietum adscendentis an etwa 60 % der untersuchten Standorte auf und ist somit die dominierende Assoziation. Nicht immer ist die Gesellschaft deutlich ausgeprägt, insbesondere an Standorten, die erst kürzlich von Flechten besiedelt wurden, ist die Anzahl an begleitenden Arten gering; doch lässt sich aus dem dominanten Vorkommen der Physciaceen und dem Fehlen von großen Blattflechten wie *Flavoparmelia*, *Punctelia* oder auch von *Xanthoria polycarpa/candelaria* erkennen, dass die Entwicklung in Richtung auf das Physcietum adscendentis verlaufen wird. Die herausragende Stellung der Assoziation ist durch basische und düngende Immissionen bedingt, wie auch durch die weite ökologische Amplitude der Arten in Bezug auf klimatische und lufthygienische Parameter innerhalb der Gesellschaft.

Xanthorietum candelariae BARKMAN 1958

Als Charakterarten dieser Gesellschaft im Xanthorion parietinae sind *Xanthoria candelaria*, *Xanthoria polycarpa*, *Phaeophyscia orbicularis* und *P. adscendens* zu nennen. Differentialart im Gebiet ist *Physcia caesia*. Als weitere Begleitarten kommen *Xanthoria parietina*, *Amandinea punctata* und *Candelariella xanthostigma* hinzu. Aufgrund der extremen

Nitrophilie und der Bevorzugung basischer Substrate kommt das *Xanthorietum candelariae* oftmals an der Stammbasis älterer Laubbäume vor. Die relativ große Trockenheits- und Hitzeresistenz dieser Gesellschaft kennzeichnet sie in Zusammenhang mit der Vorliebe für Nährstoffeintrag als typisch für urbane Räume. Allerdings ist das *Xanthorietum candelariae* aufgrund der etwas höheren Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen dem *Physcietum adscendentis* in der Konkurrenz unterlegen.

So kommt *Xanthoria candelaria* im Untersuchungsgebiet nur an rund 16 % aller Fundorte mit genügend hoher Häufigkeit im Vergleich zu den Begleitarten vor, so dass von einem *Xanthorietum candelariae* gesprochen werden kann; in den übrigen Fällen ist *Xanthoria candelaria* Begleitart des *Physcietum adscendentis*.

6.5 Vorkommen und räumliche Verteilung von *Ramalina farinacea* im Gebiet

Die Häufigkeit des Vorkommens der einzelnen Chemorassen im Untersuchungsgebiet ist folgender Tabelle 19 zu entnehmen.

Tabelle 19: Häufigkeit der Chemorassen im Untersuchungsgebiet.

Chemorasse	Anzahl der Exemplare	Anteile in %
1 (Protocetrarsäure)	51	36,17
1a (Protocetrarsäure und Variolarsäure)	29	20,57
2 (Hypoprotocetrarsäure)	15	10,64
2a (Hypoprotocetrarsäure und Variolarsäure)	29	20,57
3 Norstictinsäure	17	12,06

Am verbreitetsten sind demnach Individuen mit Protocetrarsäure gefolgt von solchen, die Hypoprotocetrarsäure enthalten. Norstictinsäure enthaltende Flechten sind am wenigsten häufig.

Wie Abbildung 41 zeigt, verteilen sich alle Chemotypen relativ gleichmäßig im Untersuchungsgebiet, d.h. eine bevorzugte räumliche Anordnung ist nicht erkennbar.

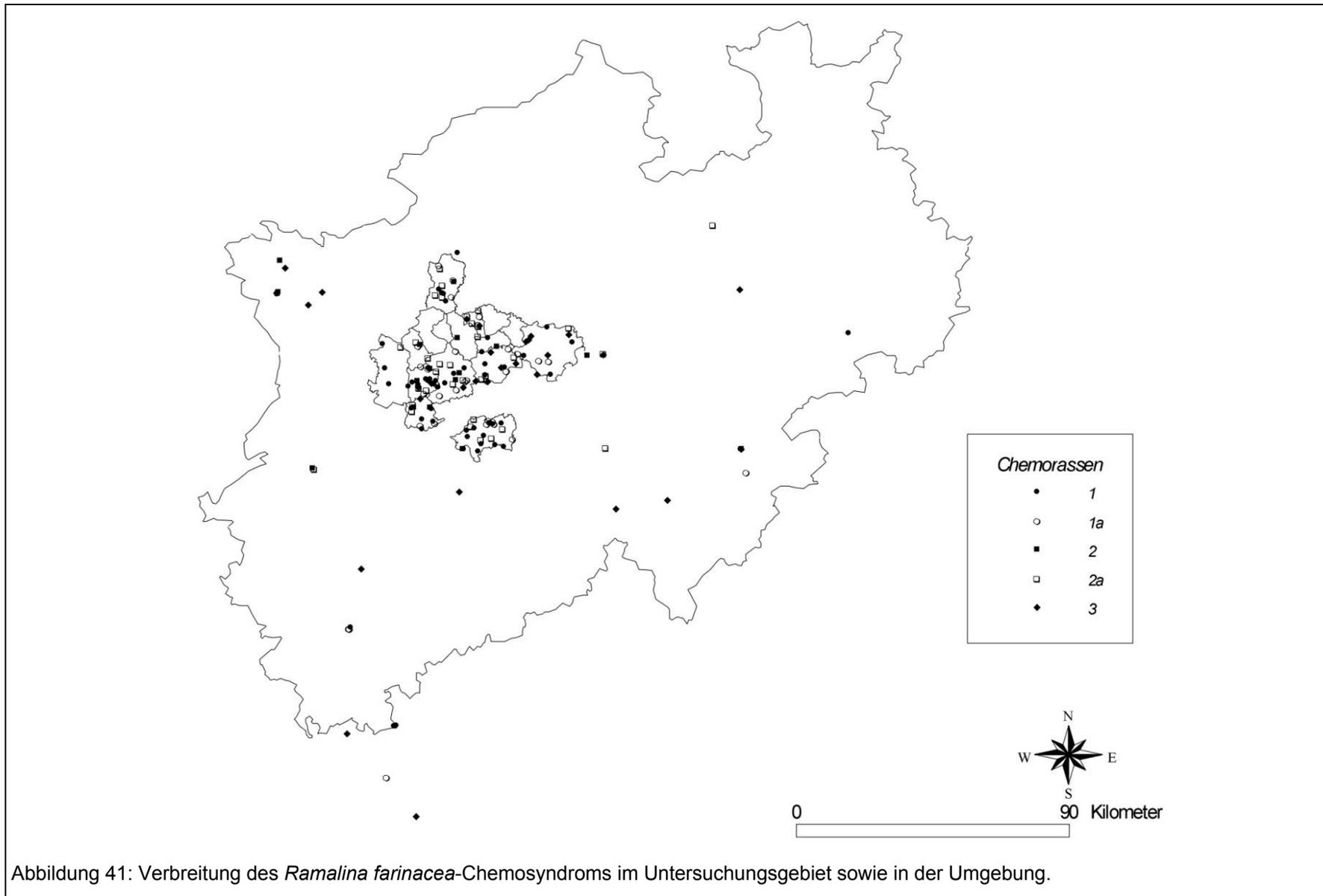


Abbildung 41: Verbreitung des *Ramalina farinacea*-Chemosyndroms im Untersuchungsgebiet sowie in der Umgebung.

7. Diskussion

7.1 Wiederbesiedelung im Ruhrgebiet

7.1.1 Vergleich der Flechtenvegetation zwischen den Zeiträumen 1989-1993 und 1998-2001

Nachdem unter 6.2 die in den Untersuchungsphasen 1989-1993 und 1998-2001 nachgewiesenen Arten vorgestellt wurden, soll nun die Verbreitung der Arten im Untersuchungsgebiet verglichen werden, die bereits 1989-1993 erfasst wurden. Hierzu finden lediglich die Aufnahmepunkte Berücksichtigung, die im Rahmen der Untersuchungen zwischen 1989 und 1993 untersucht wurden. Die entsprechenden Verbreitungskarten sind in Abbildung 42 dargestellt.

Generell zeigt sich eine deutliche Tendenz zur Ausbreitung der Arten über das gesamte Gebiet. Besonders gut ist dies bei *Parmelia sulcata*, *Pseudevernia furfuracea*, *Hypogymnia physodes* und *Evernia prunastri* zu erkennen und als deutliches Zeichen einer Verbesserung der lufthygienischen Situation zu bewerten.

Neben dieser allgemeinen Entwicklung kann in einigen Fällen festgestellt werden, dass Nachweise aus der Untersuchungszeit 1989-1993 im Zuge der aktuellen Kartierung nicht mehr festgestellt wurden. Neben der einfachen Erklärung, dass einzelne Exemplare übersehen wurden, kann das Fehlen von Arten an bestimmten Standorten aufgrund natürlicher dynamischer Prozesse in Betracht gezogen werden. Hierunter fallen z.B. Veränderungen der Substratbedingungen bzw. der Immisionsverhältnisse. Auch kompetitive Effekte spielen möglicherweise eine Rolle. Veränderungen der Substratqualitäten könnten für säurebevorzugende Arten wie etwa *Hypocenomyce scalaris* oder *Hypogymnia physodes* und die extrem azidophile *Lecanora conizaeoides* zutreffen. Besonders letztere ist vornehmlich in den Außenbereichen der Städte durch stickstoffreiche und damit basisch wirkende Immissionen aus der Landwirtschaft an einer Reihe von Aufnahmepunkten verschwunden. An den übrigen Fundpunkten, wo diese Art auch heute noch angetroffen werden kann, ist sie in ihrer Häufigkeit oft nur schwach vertreten.

Antagonistisch zum Rückgang der extrem unempfindlichen und an saure Substrate angepassten *Lecanora conizaeoides* haben sich im Vergleich zum Beginn der 90er Jahre insbesondere solche Flechten stark ausbreiten können, die bevorzugt auf nährstoffreichen und damit verbunden basischen Borke vorkommen. Die Verbreitungsentwicklung von *Amandinea punctata*, *Candelariella xanthostigma/reflexa*, *Lecanora dispersa* s.l., *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia caesia*, *Physcia adscendens* und *P. tenella*, *Xanthoria candelaria*, *X. parietina* und *X. polycarpa* spiegelt recht anschaulich wider, dass die weit überwiegende Zahl der betrachteten Phorophyten heutzutage offenbar eine recht stark durch Stickstoffimmissionen geprägte Borke aufweisen. Ebenfalls auf eine zunehmende Eutrophierung und ansteigende Basizität epiphytischer Standorte deuten auch die aktuellen Nachweise der saxicolen *Lecanora muralis* an Standorten im Ruhrgebiet hin, die zwischen 1989 und 1993 nur in Wuppertal auf Borke nachgewiesen wurde.

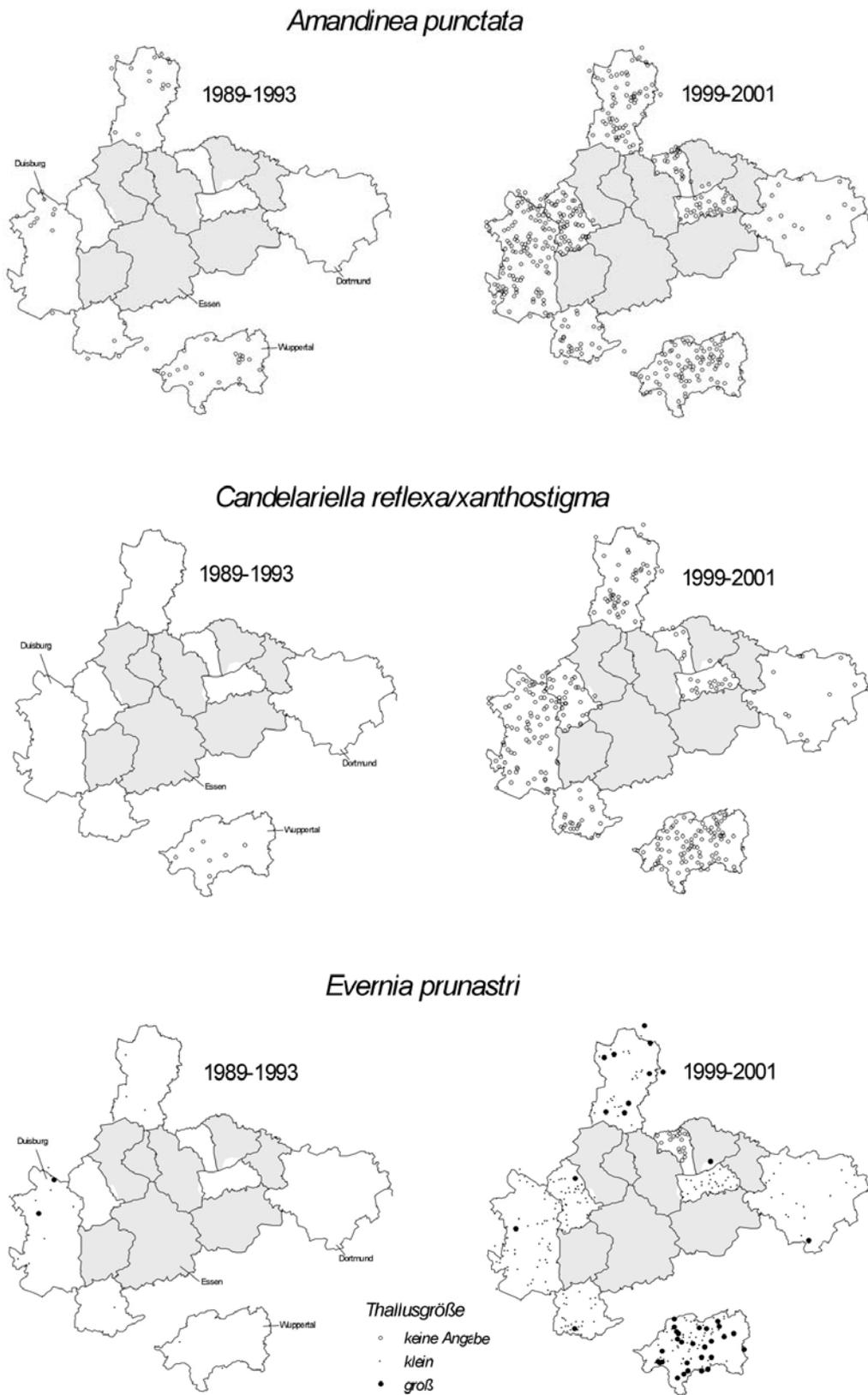
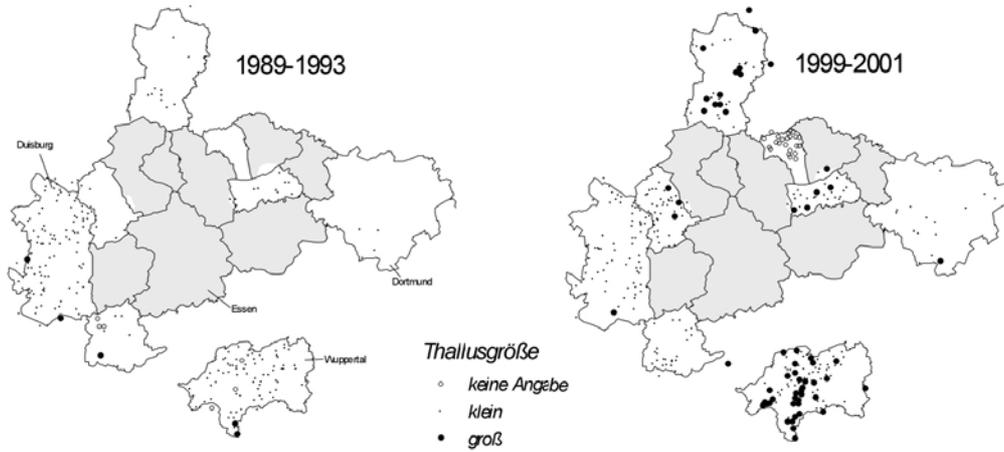
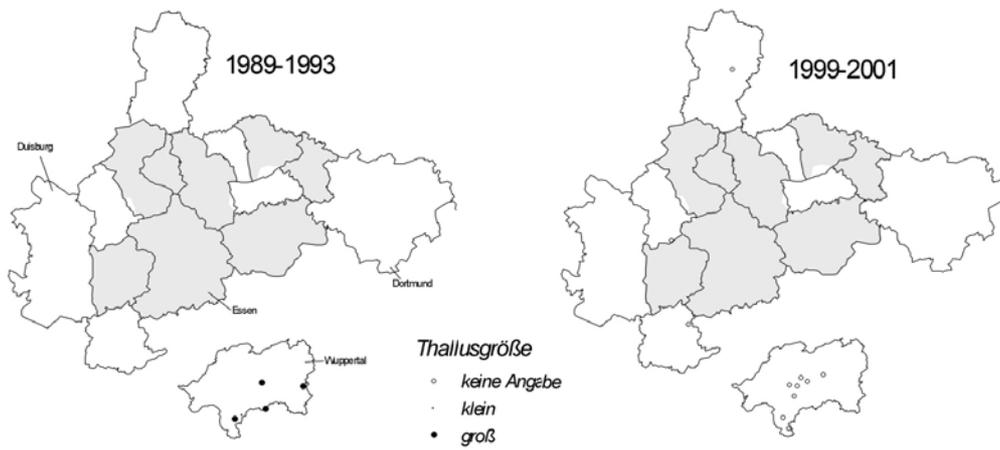


Abbildung 42: Vergleich der Verbreitung ausgewählter Arten zwischen den Zeiträumen 1989-1993 und 1999-2001.

Hypogymnia physodes



Hypocenomyce scalaris



Lecanora conizaeoides

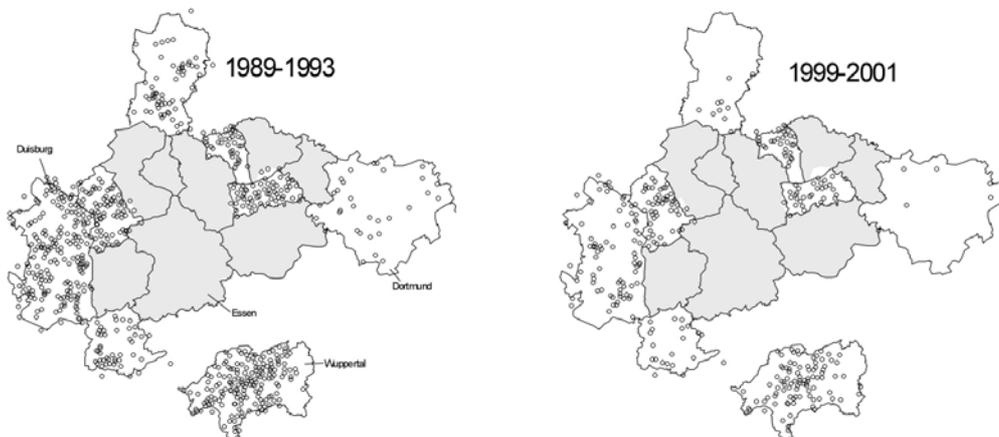
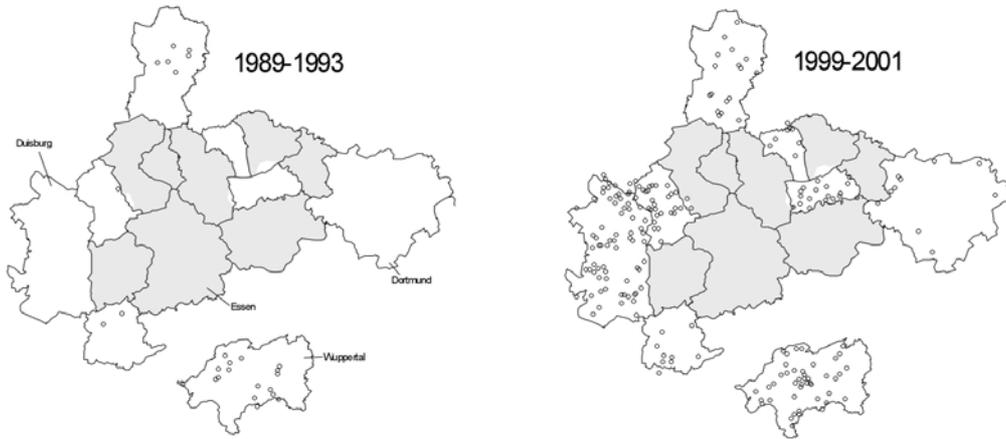
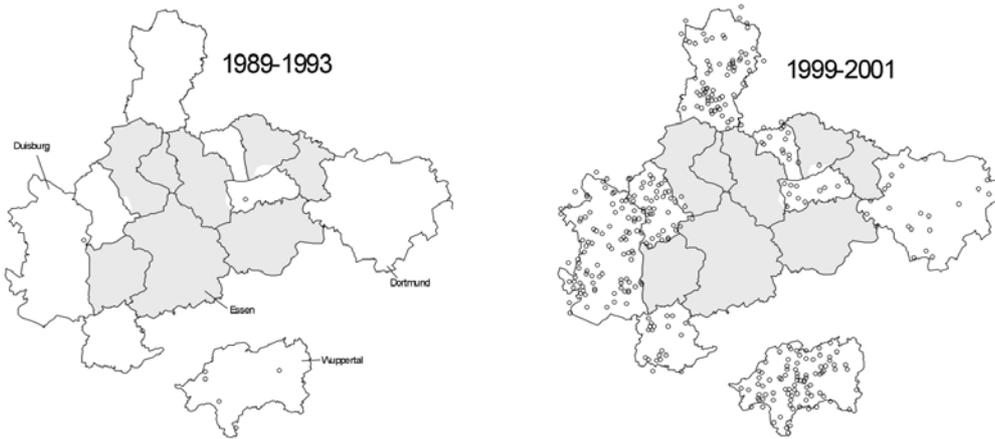


Abbildung 42: Forts.

Lecanora dispersa s.l.



Lecanora expallens



Lecanora muralis

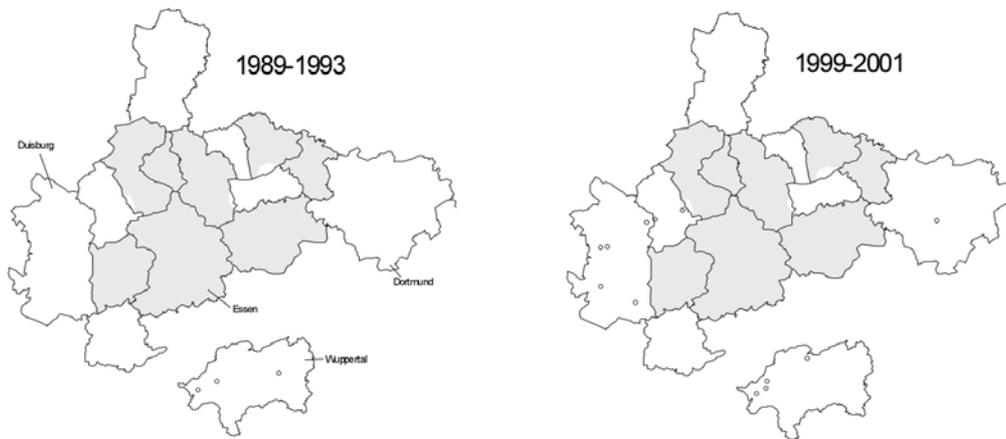
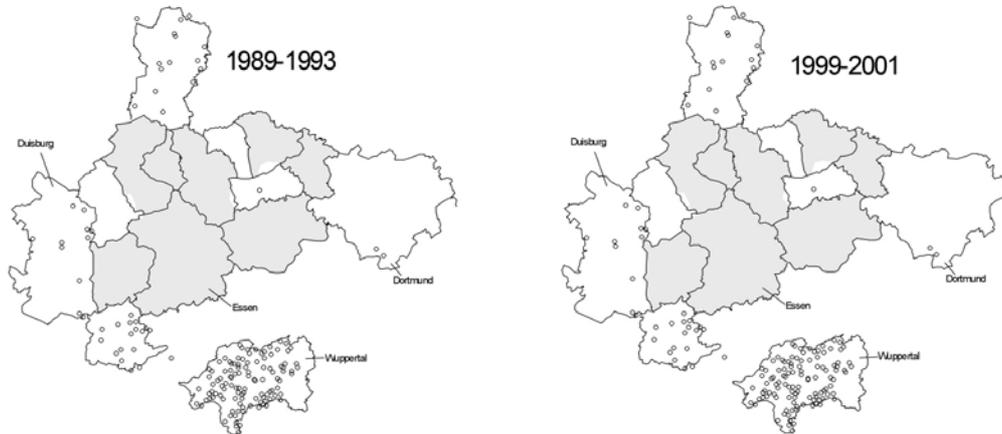
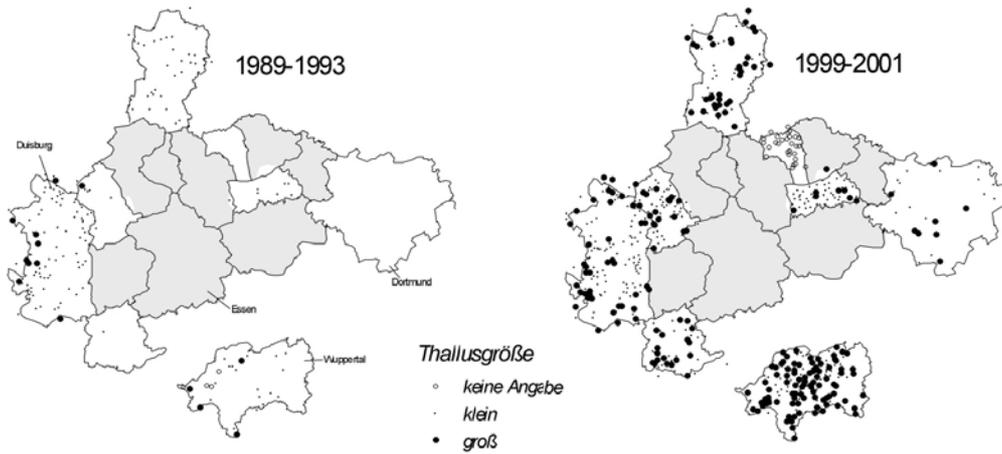


Abbildung 42: Forts.

Lepraria incana s.l.



Parmelia sulcata



Phaeophyscia orbicularis

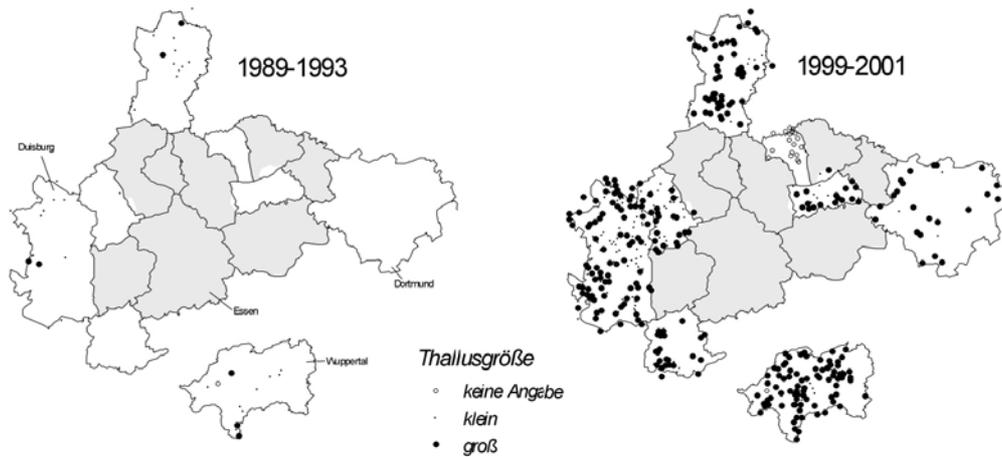


Abbildung 42: Forts.

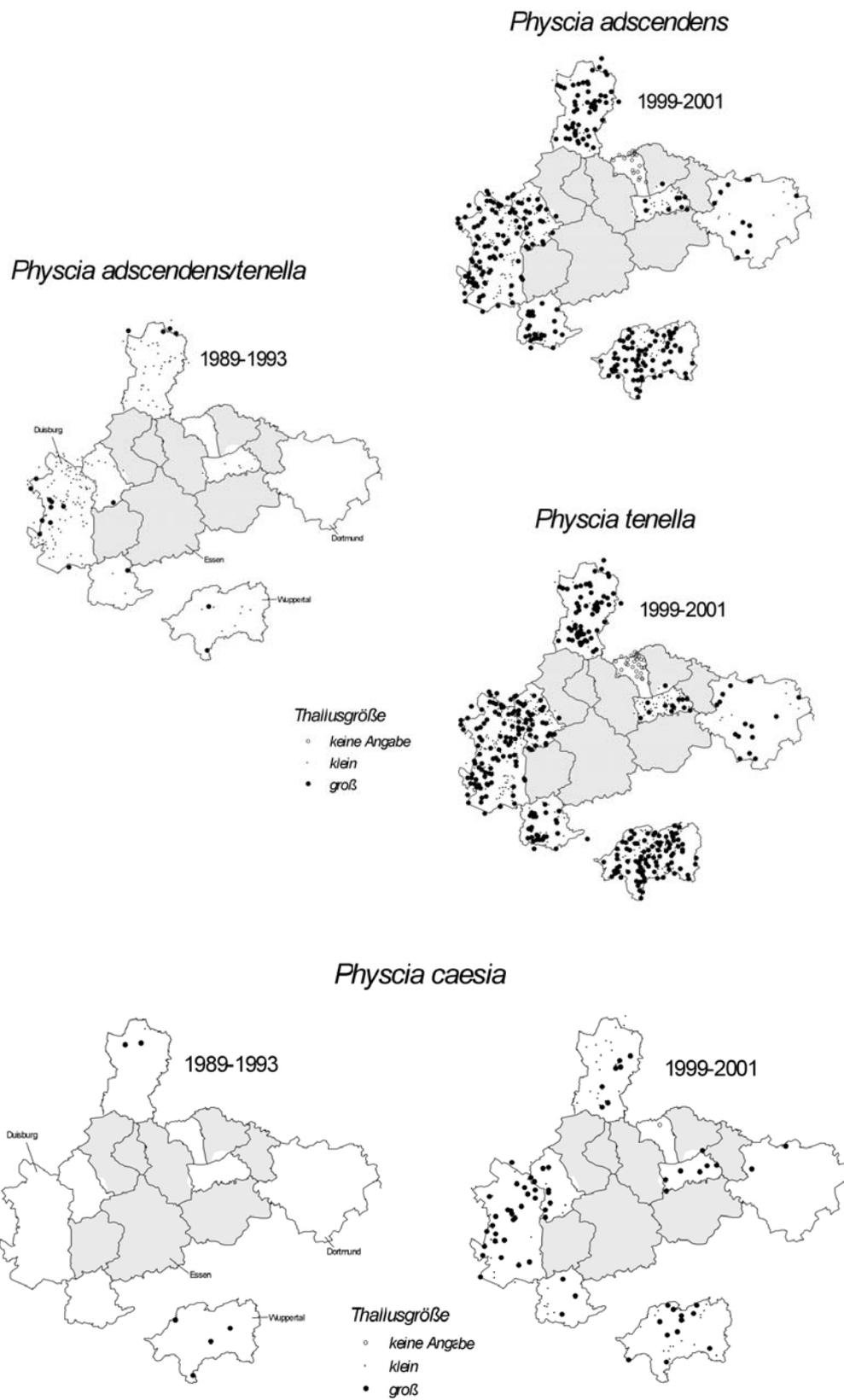
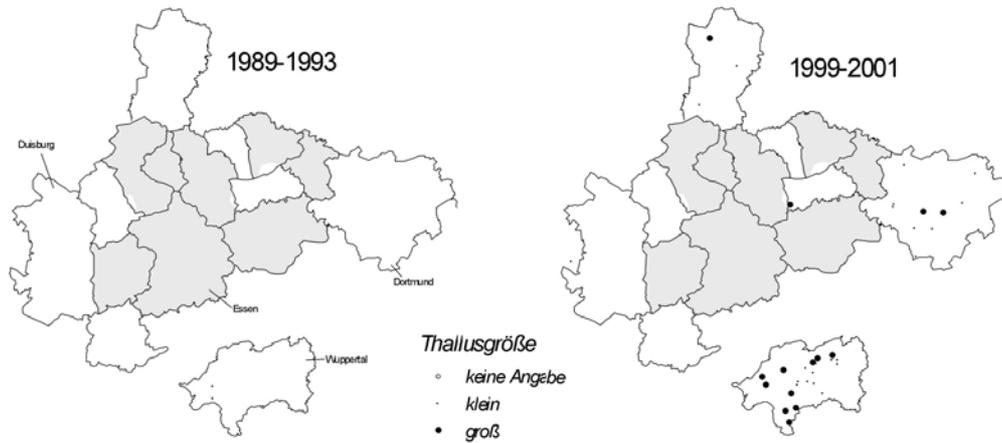
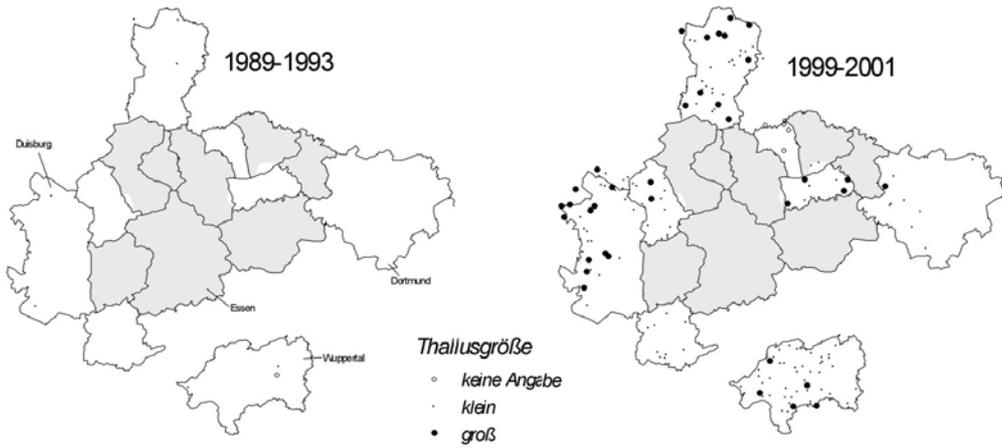


Abbildung 42: Forts.

Pseudevernia turturacea



Xanthoria candelaria



Xanthoria parietina

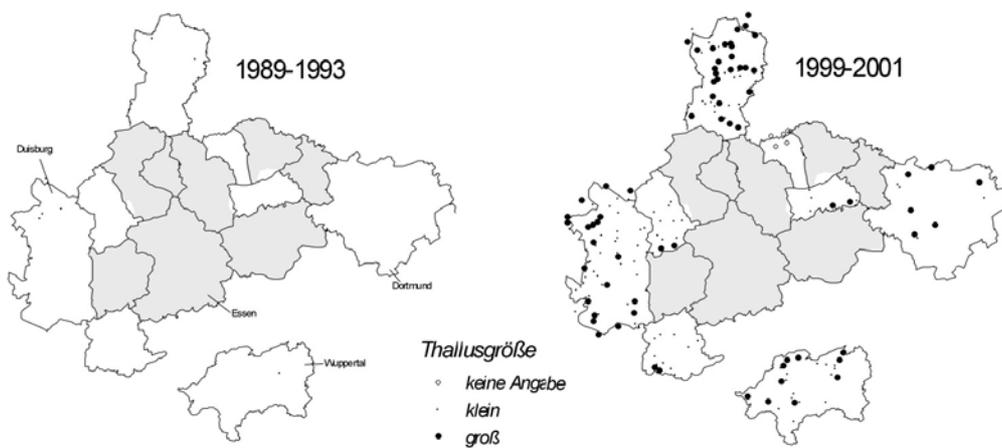


Abbildung 42: Forts.

Xanthoria polycarpa

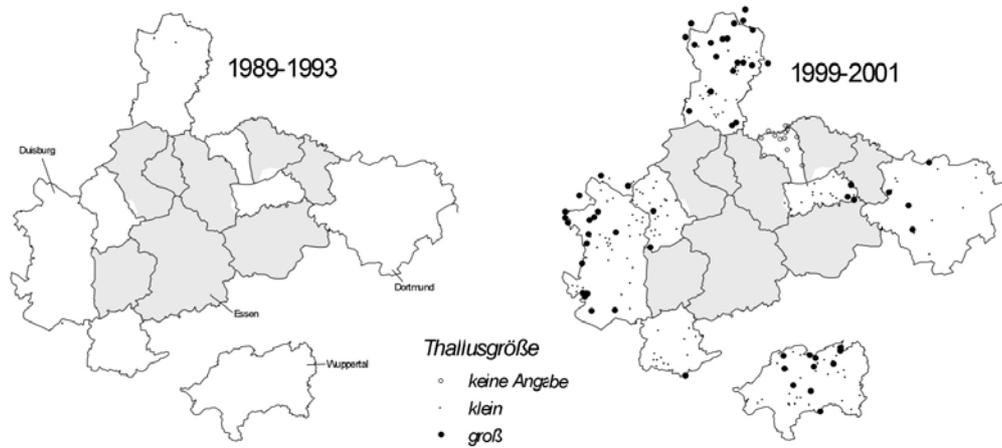


Abbildung 42: Forts.

Neben der reinen Verbreitung der Arten soll im Folgenden das Kriterium der Thallusgröße als Maß für das Alter der jeweiligen Exemplare hinzugezogen werden (vgl. S. 7). Entsprechend dieser Vorgehensweise kann der Datenbestand nach den in Abbildung 43 dargestellten Kategorien differenziert werden.

Die Säulengruppen in Abbildung 43 a) stellen die erstmalige Besiedelung von Standorten dar. Insofern spiegeln die Säulengruppen das Bild der jeweiligen Verbreitungskarten wider. Darüber hinaus kann jedoch aus dieser Darstellung abgeleitet werden, dass sich zum einen die hier betrachteten Arten noch immer in einer Phase des Wiederansiedelns befinden, da sie alle zu einem hohen Anteil mit kleinen und daher anscheinend jungen Individuen an den zugrundeliegenden Aufnahmepunkten vorkommen. Besonders auffällig ist der hohe Anteil an Jungwuchs bei *Evernia prunastri* (79,5 %), *Xanthoria candelaria* (73,6 %), *Xanthoria polycarpa* (72,3 %), *Pseudevernia furfuracea* (57,5 %) und *Xanthoria parietina* (56 %). Verhältnismäßig gering ist der Anteil junger Individuen der sonst häufigen Arten *Melanelia glabratula/subaurifera* (35,7 %), *Physcia adscendens/tenella* (35,5 %) und *Phaeophyscia orbicularis* (29,4 %). Bei der erst- und letztgenannten Artengruppe bzw. Art zeigt sich bei der Betrachtung der rechten Säulengruppe in Abbildung 43 a), dass diese zu einem hohen Prozentsatz im Gebiet aktuell mit großen Individuen vertreten sind (*Melanelia glabratula/subaurifera* 63 %, *Phaeophyscia orbicularis* 61,6 %), während die Arten mit deutlich überwiegendem Anteil an jungen Thalli hier weniger häufig sind (z.B. *Xanthoria candelaria* 20,1 %, *Evernia prunastri* 13,1 %). Dieser Vergleich zeigt recht anschaulich, dass solche Arten, die wie *Evernia prunastri* besondere Ansprüche an die Umweltbedingungen haben oder sich wie die drei *Xanthoria*-Arten durch Sporen verbreiten, längere Zeit für die Besiedelung neuer Standorte benötigen. Hier kann aus den vorliegenden Daten ein maximaler Zeitraum von bis zu 14 Jahren abgeleitet werden, der für die Neubesiedelung benötigt wird. Als kürzeste Zeitspanne können sechs Jahre veranschlagt werden. Zudem wird bei Betrachtung dieser Säulengruppierung erneut die Förderung nitrophiler Arten aufgrund der Verbesserung der Standortverhältnisse (Nährstoffgehalt, pH-Wert) deutlich. Dies erklärt den hohen Prozentsatz an größeren (älteren) Individuen für die Arten *Phaeophyscia orbicularis* (61,6 %) und *Physcia caesia* (46,3 %). Das starke Vorkommen älterer Exemplare von *Melanelia glabratula/subaurifera* lässt sich jedoch nicht so einfach mit dem Eintrag von Stickstoffimmissionen erklären, da die Arten (*M. glabratula* und *M. subaurifera*) nicht besonders durch Stickstoffimmissionen gefördert werden. Allerdings reagiert insbesondere *M. subaurifera* (s. S. 96 ff.) verhältnismäßig euryök gegenüber Standortfaktoren; vor dem Hintergrund der gesunkenen sauren Immissionskonzentrationen könnte diese Art daher innerhalb der letzten Jahre rasch wiedereingewandert sein. Es kann vermutet werden, dass die Art vor etwa 8 Jahren oder noch etwas früher zurückgekehrt ist.

Bemerkenswert ist, dass *Pseudevernia furfuracea* sowohl verhältnismäßig oft mit jungen Individuen nachgewiesen wurde, und auch der Anteil an großen Thalli mit 32,5 % recht hoch ist. Dies könnte den Schluss nahe legen, dass sich die Umweltverhältnisse in den letzten Jahren soweit verändert haben, dass die Art nicht nur wiedereinwandern konnte, sondern auch dauerhafte Populationen bildet. Dahingegen scheint *Evernia prunastri* weniger lang etabliert zu sein, da der Anteil junger Thalli sehr hoch ist, aber nur an etwa 13 % aller Vergleichsstandorte große Exemplare angetroffen werden.

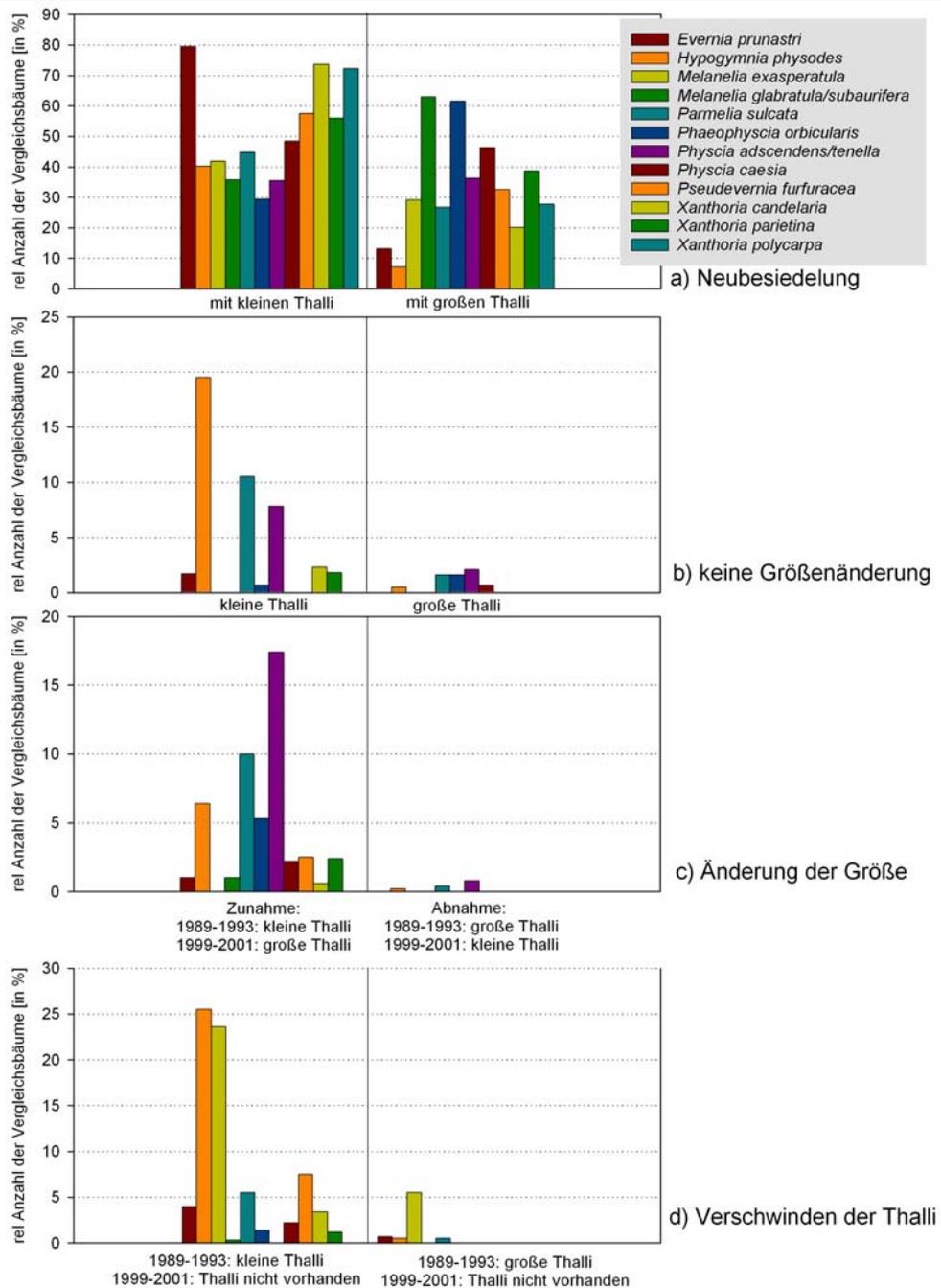


Abbildung 43: Entwicklung der Thallusgrößen ausgewählter Arten an den Vergleichsbäumen anhand der Daten aus den Zeiträumen 1989-1993 und 1999-2001. a) Neubesiedelung: die Arten fehlten im Zeitraum 1989-1993 und wurden aktuell mit großen oder kleinen Thalli nachgewiesen; b) keine Größenänderung: in beiden Untersuchungszeiträumen sind die Arten in der angegebenen Größe angetroffen worden; c) Änderung der Größe: entweder wurden die Arten zwischen 1989 und 1993 mit kleinen Thalli und aktuell mit großen Thalli nachgewiesen, so dass ein Zuwachs stattfand, oder die Exemplare waren vormals größer als aktuell; d) Verschwinden der Thalli: die entsprechenden Arten konnten nicht mehr nachgewiesen werden. (Quelle: RWTÜV und UBE (s. Tabelle 12) sowie eigene Daten).

In diesem Zusammenhang sei auf *Hypogymnia physodes* hingewiesen, die zwar wie die anderen Arten eine deutliche Wiederbesiedelungstendenz zeigt, jedoch nur an etwa 40 % aller Vergleichsstandorte jung vorkommt. Sie ist mit großen Exemplaren lediglich an 7,1 % der Standorte vertreten und weist somit im Vergleich zu den übrigen Arten das geringste Vorkommen älterer Thalli auf.

Bemerkenswert hoch (19,5 %) und damit von den meisten anderen Arten deutlich unterschieden ist zudem der Anteil der Aufnahmepunkte, an denen die Art bereits 1989-1993 mit kleinen Exemplaren anzutreffen war (Abbildung 43 b)). Lediglich *P. sulcata* zeichnet sich ebenfalls durch einen relativ hohen Anteil an Aufnahmepunkten ohne erkennbaren Thalluszuwachs aus, während die übrigen Arten *Evernia prunastri*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Xanthoria candelaria* und *Xanthoria parietina* aktuell an den Vergleichsstandorten nur sehr vereinzelt ebenfalls kleine Thalli aufweisen. Bemerkenswerterweise zeigt die euryöke und durch Stickstoffimmissionen geförderte Artengruppe *Physcia tenella/adscendens* an 7,8 % der Aufnahmepunkte keinen Zuwachs, da hier möglicherweise diese Standorte auch für diese Art entsprechend suboptimal sind. Dagegen scheinen – wenn auch an relativ wenigen Vergleichspunkten – für einige verhältnismäßig unempfindliche Arten (*Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia caesia* und *Physcia adscendens/tenella*) entsprechend gute Bedingungen bereits früh vorhanden gewesen zu sein, so dass dort bereits in der ersten Erhebungsperiode große Thalli angetroffen werden konnten.

Wesentlich mehr Arten zeigen hingegen im Vergleich zum ersten Erhebungszeitraum einen erkennbaren Zuwachs (Abbildung 43 c)), wobei bei *P. adscendens/tenella* am häufigsten eine Zunahme großer Thalli zu verzeichnen ist (17,4 %). Auch *Parmelia sulcata* und *Hypogymnia physodes* weisen neben einigen anderen Arten – wenn auch weniger häufig – den Trend auf, dass ehemals kleine Exemplare sich weiterentwickelt haben.

Ferner konnten nur bei *Physcia tenella/adscendens*, *Parmelia sulcata* und *Hypogymnia physodes* während des ersten Kartierzeitraums größere Exemplare als danach festgestellt werden. Für diese negative Entwicklung könnten als Gründe angeführt werden, dass die Thalli etwa durch Abplatzen der Borke oder durch mechanische Störungen vom Standort verschwanden und durch junge Exemplare ersetzt wurden. Eine Erhöhung der Schadstoffbelastung oder sonstige negative Veränderungen der Standortfaktoren können ebenfalls nicht ausgeschlossen werden, erscheinen aber vor dem Hintergrund, dass ja kleine Thalli vorhanden sind, als weniger wahrscheinlich.

Veränderung der Standortfaktoren können hingegen als Gründe dafür angeführt werden, dass an manchen Aufnahmepunkten Exemplare im Rahmen des aktuellen Kartierzeitraumes nicht nachgewiesen werden konnten (Abbildung 43 d)). Hier können mechanische Einflüsse – sei es durch Abplatzen der Borke oder durch das mutwillige bzw. unabsichtliche Entfernen auffälliger Thalli besonders bei den Strauchflechten – ebenfalls als Erklärung für das Verschwinden entsprechender Individuen genannt werden. Besonders auffällig ist an mehr als 20 % der Vergleichsstandorte das Verschwinden von kleinen Thalli der Arten *Hypogymnia physodes* und *Melanelia exasperatula*. Für die erstgenannte Art mögen Veränderungen der Immissionssituation am wahrscheinlichsten als Begründung in Frage kommen, da *H. physodes* als Azidophyt die Erhöhung des pH-Wertes und die Anreicherung des Substrates mit Nährstoffen möglicherweise nicht tolerieren konnte. Dafür sprechen die bereits zuvor dargestellten Beobachtungen, dass nur in vergleichsweise wenigen Fällen ein Zuwachs von

kleinen zu großen Thalli erfolgte (Abbildung 43 c)), der Anteil an kleingeblienen Thalli recht hoch ist (Abbildung 43 b)), und das de novo-Vorkommen von großen Exemplaren ebenfalls nur an wenigen Aufnahmepunkten beobachtet werden konnte (Abbildung 43 a)). Mit Ausnahme von *Melanelia exasperatula* können im Falle der übrigen Arten für das Verschwinden von den Vergleichsstandorten ebenfalls sowohl klimatische als auch mechanische Effekte als Gründe angeführt werden.

Für das Verschwinden von *Melanelia exasperatula* ist zu vermuten, dass es sich um Fehlbestimmungen der Thalli im Rahmen der früheren Untersuchungsperiode handelt (s. 5.2). Diese Aussage wird durch die Tatsache wahrscheinlich, dass diese Art an den Vergleichsstandorten, an denen sie früher nachgewiesen wurde, aktuell nicht gefunden werden konnte. Aktuelle Nachweise liegen lediglich von solchen Aufnahmepunkten vor, die damals kein Vorkommen aufwiesen. Es erscheint sehr wahrscheinlich, dass die Art mit *M. subaurifera* (hier unter *Melanelia glabratala/subaurifera* geführt) verwechselt wurde; dies würde auch erklären, weshalb bei dieser Artengruppe aktuell so viele große Individuen an Stellen, von denen ein damaliger Nachweis fehlt, gefunden wurden. Ferner fehlen für diese Artengruppe Funde von Individuen, die keinen Zuwachs zeigen, und die Anzahl von Exemplaren mit Zuwachs ist auffallend gering. Insofern kann davon ausgegangen werden, dass die hier dargestellten scheinbaren Entwicklungstendenzen der *Melanelia*-Arten nicht den tatsächlichen Vorgängen und Verhältnissen entsprechen.

7.1.2 Zusammenfassende Darstellung der Entwicklung der epiphytischen Flechtenvegetation im Ruhrgebiet

Aus dem zuvor gesagten soll im folgenden versucht werden, die zeitliche Entwicklung der Epiphyten im Ruhrgebiet darzustellen wie sie in Abbildung 44 illustriert wird. Zunächst ist davon auszugehen, dass bereits vor der ersten Untersuchung der Flechtenvegetation im Ruhrgebiet durch DOMRÖS (1966) eine großflächige Flechtenwüste anzutreffen war. Aufgrund der weit in das 19. Jahrhundert zurückreichenden industriellen Vergangenheit des Areals kann vermutet werden, dass bereits um die Jahrhundertwende aufgrund der hohen Luftbelastung kaum mehr epiphytische Flechten anzutreffen waren. Da jedoch keine Daten aus dieser Zeit vorliegen, bleibt dies hypothetisch. Fest steht, dass noch bis über die Untersuchung von SCHÖNBECK (1972) hinaus keine Änderung der Situation eingetreten ist, obwohl bereits ein deutlicher Trend zur Reduktion von SO₂-Immissionen erkennbar war. Erst etwa 10 Jahre später (1985) konnte der RWTÜV eine beginnende Wiederbesiedelung feststellen, die in der Folgezeit immer deutlicher wurde. Allerdings scheint die Rückkehr der Flechten nicht im gesamten Gebiet zur selben Zeit begonnen zu haben, da WEITKAMP (1988) im Stadtgebiet von Essen keine Anzeichen für eine Wiederbesiedelung erkennen konnte.

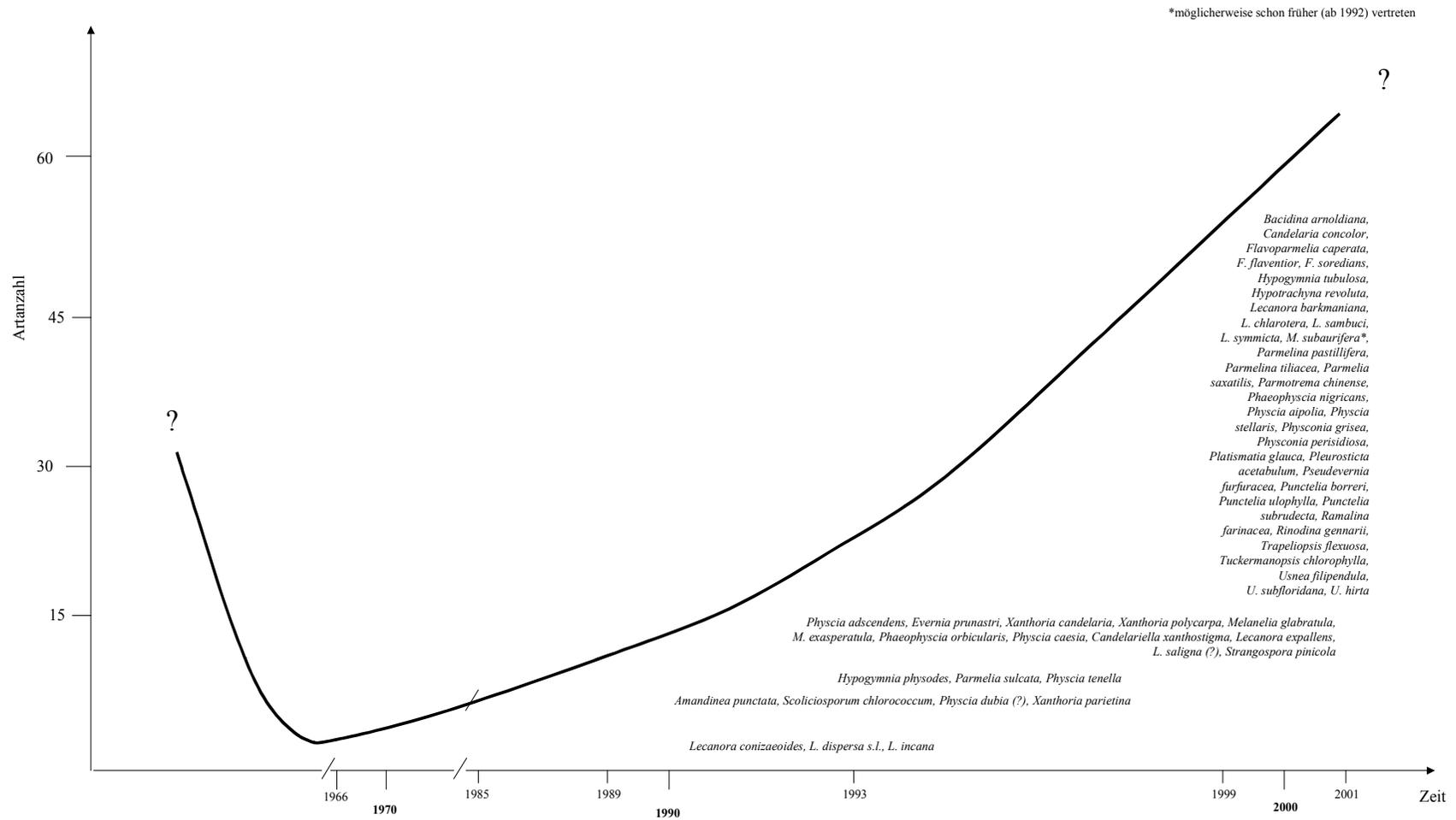


Abbildung 44: Hypothetischer Verlauf der Entwicklung der Flechtenvegetation im Ruhrgebiet (Quelle: RWTÜV und UBE (s. Tabelle 12) und eigene Daten).

Bemerkenswert ist der lange Zeitraum, der zwischen der Unterschreitung bestimmter mittlerer Grenzkonzentrationen und dem Auftreten der entsprechenden Arten liegt.

Zieht man beispielsweise die Skala von HAWKSWORTH & ROSE (1970) heran (die nur sehr bedingt auf mitteleuropäische Verhältnisse zu übertragen ist) und setzt die dort dargestellten Angaben zu den mittleren SO₂-Konzentrationen im Ruhrgebiet in Beziehung (s. Abbildung 15), so ergibt sich, dass:

- ◆ z.B. *Hypogymnia physodes*, *Parmelia saxatilis*, *Parmelia sulcata*, *Physcia adscendens* und *Xanthoria parietina* bereits seit etwa Anfang der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts
- ◆ z.B. *Melanelia glabratula*, *Punctelia subrudecta*, *Ramalina farinacea*, *Physconia grisea* und *Xanthoria candelaria* bereits seit etwa Mitte der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts
- ◆ und z.B. *Flavoparmelia caperata*, *Hypotrachyna revoluta*, *Melanelia exasperatula*, *Usnea subfloridana*, *Parmelina tiliacea* und *Physcia aipolia* bereits seit etwa Ende der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts

hätten vorkommen können (s. auch Tabelle 20).

Tabelle 20: Angabe des Jahres, in dem die maximal tolerierbare SO₂-Konzentration ausgewählter Flechtenarten (nach HAWKSWORTH & ROSE 1970) letztmalig im Rhein-Ruhr-Gebiet auftrat.

Flechtenart	Zone nach HAWKSWORTH & ROSE (1970)	korrespondierende SO ₂ -Konzentration [µg/m ³]	Jahr, ab dem der entsprechende Jahresmittelwert im Rhein-Ruhr-Gebiet unterschritten wurde (vgl. Abbildung 15)
<i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Parmelia saxatilis</i> , <i>Parmelia sulcata</i> , <i>Physcia adscendens</i> , <i>Xanthoria parietina</i>	4	ca. 70	1981
<i>Melanelia glabratula</i> , <i>Punctelia subrudecta</i> , <i>Ramalina farinacea</i> , <i>Physconia grisea</i> , <i>Xanthoria candelaria</i>	5	ca. 60	1986
<i>Flavoparmelia caperata</i> , <i>Hypotrachyna revoluta</i> , <i>Melanelia exasperatula</i> , <i>Usnea subfloridana</i> , <i>Parmelina tiliacea</i> , <i>Physcia aipolia</i>	7	ca. 40	1988

Tatsächlich zeigt sich, dass minimal etwa 4 Jahre (für *Xanthoria parietina* und möglicherweise auch für *Physcia adscendens*), maximal aber bis zu 17 Jahre (im Falle von *Parmelia saxatilis*) nach Unterschreitung der entsprechend kritischen SO₂-Konzentration ein entsprechender Nachweis erfolgte.

Im Vergleich mit Zeiträumen, die für die Neubesiedelung von bislang unbesiedeltem Substrat beobachtet werden, vergeht im Ruhrgebiet vergleichsweise viel Zeit. So berichtet BAILEY (1976), dass selbst in der Innenstadt von London innerhalb von 4 Jahren ein verhältnismäßig großer Anteil frischen Betons von *Lecanora dispersa* besiedelt wurde. 3 Jahre werden von KRISTINSSON (1972) als Zeitraum für die Besiedelung der Insel Surtsey bei Island mit einigen

epigäischen Flechtenarten genannt, und DEGELIUS (1964) beobachtete innerhalb von 2 Jahren die Ansiedelung von Flechten auf Eschenzweigen.

Für die verzögerte Wiederbesiedelung im Ruhrgebiet können mehrere Gründe angeführt werden. Zum einen nahmen zwar die mittleren jährlichen Immissionskonzentrationen von SO₂ ab, kurzzeitig auftretende Spitzenkonzentrationen dürften jedoch für eine Reihe von Arten über den von HAWKSWORTH & ROSE (1970) genannten Werten gelegen und damit für eine verzögerte Rückkehr gesorgt haben. Darüber hinaus trifft sicherlich die Beobachtung von VAN DER GUCHT & HOFFMANN (1990) zu, die auf die Bedeutung von jahre- bzw. jahrzehntelangen sauren Immissionen mit der Konsequenz hinweisen, dass entsprechende (Borken-)Substrate versauerten und mit Schadstoffen angereichert wurden. Erst nach einer ganzen Weile dürfte über das Niederschlagswasser eine genügende Auswaschung und „Entsauerung“ der Borken stattgefunden haben. Wie pH-Wert-Messungen von WEITKAMP (1988) belegen, wiesen noch gegen Ende der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts (unter dem Eindruck bereits verringerter SO₂-Immissionen) untersuchte Baumarten wie z.B. *Tilia spec.* und *Acer spec.* stark versauerte Borken auf. Wie aktuelle pH-Wert-Messungen an Bäumen im Ruhrgebiet (Abbildung 6, S. 21) im Vergleich zu anderen Gebieten (Tabelle 3, S. 22) und den von WEITKAMP erhobenen Werten (Tabelle 21) zeigen, ist ein „Memoryeffekt“, also das langsame Abklingen der Wirkung saurer Immissionen aus der Vergangenheit, erkennbar. Demnach sind zwar allgemein die pH-Werte der Baumborken angestiegen, weisen aber meist immer noch Werte von z.T. weit unter pH 5 auf.

Tabelle 21: Vergleich der pH-Werte ausgewählter Baumarten zwischen 1988 und heute.

Baumart	Messungen von WEITKAMP (1988)	eigene Messungen
<i>Acer pseudoplatanus</i>	pH 3,4	pH 4,1 - 5,75
<i>Quercus spec.</i>	pH 2,7 - 2,95	pH 4,7
<i>Tilia spec.</i>	pH 2,9 - 3,2	pH 4,2 - 4,6
<i>Salix spec.</i>	pH 3,2	pH 4,5

Weiterhin ist anzunehmen, dass sich die Schädigung der Flechtenvegetation in der Umgebung (vgl. 7.2.1) als Hemmnis für eine rasche Wiederbesiedelung infolge eines verminderten Diasporenflusses in das Ruhrgebiet hinein ausgewirkt hat.

In der weiteren Entwicklung haben sich dann vermutlich vor dem Hintergrund weiter sinkender SO₂-Konzentrationen erste Arten ansiedeln können; dies waren in der Mehrzahl Azidophyten wie *Lecanora conizaeoides*, die die Borkenversauerung tolerieren konnten. Obwohl widersprüchlich behandelt, könnten die z.T. dichten Überzüge von *Lecanora conizaeoides* sowie von Grünalgen anfangs eine weitere Ansiedelung von Arten auf dem Stamm verhindert haben (vgl. VAN DER GUCHT & HOFFMANN 1990 und 7.4.2). Erst mit zunehmendem Einfluss stickstoffhaltiger Immissionen, die gegenüber den sauren Schadstoffen mehr und mehr an Bedeutung gewannen, kam es zu einer Veränderung des Substrates (ansteigender pH-Wert, Nährstoffanreicherung), so dass insbesondere nitro-/basiophile Arten einwandern konnten. Dieses Phänomen wird in allen Gebieten deutlich, die sich in einer Phase der Wiederbesiedelung befinden bzw. befanden (s. z.B. WIRTH 1993).

Fortschreitende Verringerung der sauren Immissionskonzentrationen sowie eine vermehrte Verbesserung der Nährstoffeigenschaften dürften ab etwa der Mitte der 90er Jahre zu einer „Explosion“ der Individuen- und Artenmenge geführt haben. Dabei sei nochmals besonders auf die Rolle solcher Flechten hingewiesen, die nährstoffreiche und basische Borken

bevorzugen bzw. durch diese gefördert werden, so dass das heutige Bild der epiphytischen Flechtenvegetation im Ruhrgebiet eindeutig durch nitrophile Arten bestimmt wird. Somit hat sich im Gebiet ein eklatanter Wandel von der ursprünglichen, nicht mehr rekonstruierbaren Flechtenvegetation, über die Flechtenwüste und anschließende durch Azidophyten geprägte Zusammensetzung zum heutigen nitrophytischen Artenbestand ergeben (s. auch 7.1.1). Über die weitere Entwicklung der Flechtenvegetation kann nur spekuliert werden; vor dem Hintergrund unveränderter Stickstoffimmissionen und der Tatsache, dass sich die durch das große, dicht besiedelte Gebiet bewirkten abiotischen Faktoren (z.B. Lufttrockenheit) nicht ändern werden, ist anzunehmen, dass die dominierende Stellung der an urbane Verhältnisse angepassten Nitrophyten bestehen bleibt. Es ist unbegründet, davon auszugehen, dass in absehbarer Zeit noch wesentlich mehr Arten in das Ruhrgebiet nachwandern werden und sich somit ein (allmählicher) Wandel der Vegetation ergeben könnte. Zu erwarten wären noch relativ tolerante Arten wie z.B. *Diploicia canescens*. Voraussetzung hierfür wie auch für eine weitere Ausbreitung bereits vorhandener relativ seltener Arten (*Flavoparmelia soredians*, *Flavopunctelia flaventior*, *Cetrelia olivetorum*) ist ein entsprechender Diasporentransport entweder aus der Umgebung des Ruhrgebietes oder innerhalb des Arels.

7.2 Herkunft der Flechten

Generell lassen sich zwei Hypothesen für die Herkunft der wiederbesiedelnden Arten im Ruhrgebiet formulieren:

- ◆ Als Quellregion für die Wiedereinwanderung von Flechten in das Ruhrgebiet kommen sämtliche Areale, weiter entfernte wie näher gelegene, gleichbedeutend in Frage. Dabei wird vorausgesetzt, dass die Häufigkeit entsprechender Arten in den potentiellen Herkunftsgebieten ebenso von untergeordneter Bedeutung ist wie die Entfernung der Quellgebiete und die Windrichtung. So ist vorstellbar, dass nur einige wenige Thalli einer Art z.B. in der Umgebung des Ruhrgebietes ausreichen, um Diasporen in das nahezu flechtenfreie Areal zu entsenden. Aus diesen könnten neue Thalli erwachsen sein, die sich wiederum ihrerseits schrittweise ausgebreitet haben.

Demgegenüber kann postuliert werden:

- ◆ Eine Unterscheidung potentieller Herkunftsregionen ist unter der Annahme möglich, dass die Häufigkeit der wiederbesiedelnden Arten in den Quellgebieten große Bedeutung für das Wiederbesiedlungspotential hat, da durch ein größeres Vorkommen an Individuen auch mehr Diasporen verfügbar sind, und die Wahrscheinlichkeit, dass Diasporen aus diesem Areal in das Ruhrgebiet gelangen, entsprechend hoch ist. Ferner spielen Entfernung und Lage in der Hauptwindrichtung eine große Rolle. Somit wird nahegelegenen Gebieten mit einem vergleichsweise guten Flechtenvorkommen – wie z.B. dem NSG Hofermühle-Süd (JENSEN 1995) – im Sinne von „Pionierstandorten“ eine besondere Rolle zugewiesen.

Für beide Hypothesen gilt die Voraussetzung, dass dem Diasporentypus keine Bedeutung für das Überwinden der erforderlichen Distanzen zukommt. So konnte vielfach belegt werden, dass durch vermeintlich größere und schwerere Verbreitungseinheiten wie Soredien, Isidien und sogar Thallusbruchstücke nicht zwangsläufig geringere Entfernungen überbrückt werden können als mit Sporen; selbst bei sporenverbreitenden Arten sind solche mit dickwandigen

Sporen (die entsprechend schwerer sind und daher weniger für einen Langstreckentransport geeignet erscheinen) in der Lage, weite Strecken zu überwinden (SMITH 1995). Weitere Untersuchungsergebnisse (z.B. von PENTECOST 1981, PRINTZEN et al. 1999, SILLETT et al. 2000) weisen darauf hin, dass das Verbreitungspotential relativ artspezifisch ist und nicht generell an die Form der Fortpflanzung (vegetativ oder generativ) gebunden zu sein scheint. Da insgesamt über die artspezifischen Verbreitungsmöglichkeiten bislang zu wenig bekannt ist, um in die folgenden Betrachtungen einbezogen zu werden, wird angenommen, dass sich alle Diasporenarten in etwa gleich weit verbreiten lassen.

Nachfolgend werden anhand der zweiten Arbeitsthese einige Aspekte der Wiedereinwanderung in das Ruhrgebiet erörtert und herausgearbeitet, ob es eine höhere Wahrscheinlichkeit für das Zutreffen einer der beiden Hypothesen gibt.

7.2.1 Eigenschaften potentieller Quellgebiete

Unter der Annahme, dass gewisse Eigenschaften ein bestimmtes Areal als Herkunftsregion begünstigen, sind zwei wesentliche Aspekte zu nennen:

- 1) Das potentielle Quellgebiet sollte viele Flechten aufweisen, damit eine große Menge an Diasporen zur Verfügung steht. Dabei ist nicht alleine die Artenvielfalt entscheidend, da in Gebieten mit einer großen Individuendichte auch die Artenvielfalt meist relativ groß ist (Ausnahmen bilden natürlich Gegenden, in denen z.B. durch stickstoffhaltige Luftbelastungen bestimmten Arten, wie in diesem Falle Nitrophyten, gefördert werden). Als Spiegelbild für den Artenreichtum kann neben den später Erwähnung findenden Verbreitungsangaben von HEIBEL (1999) auch die Beurteilung der Luftqualität gelten, wie sie in Abbildung 45 dargestellt ist.

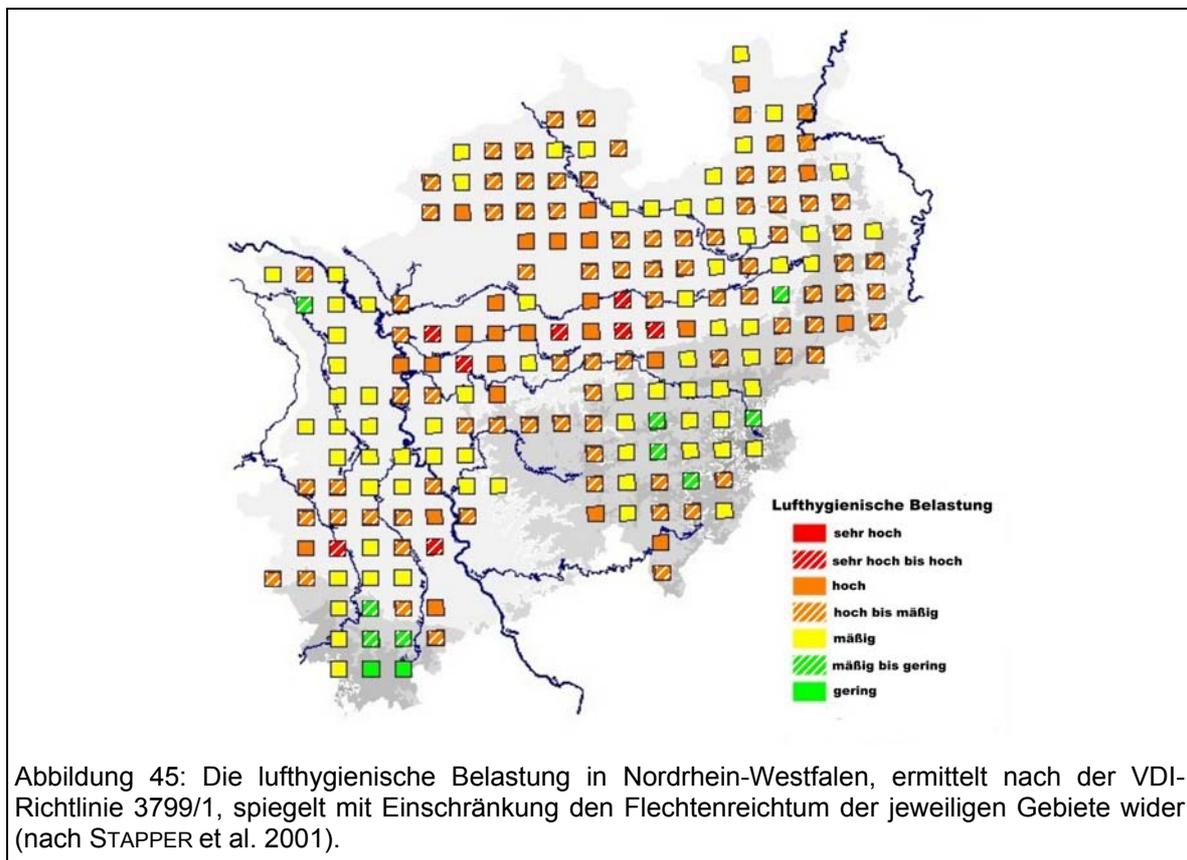
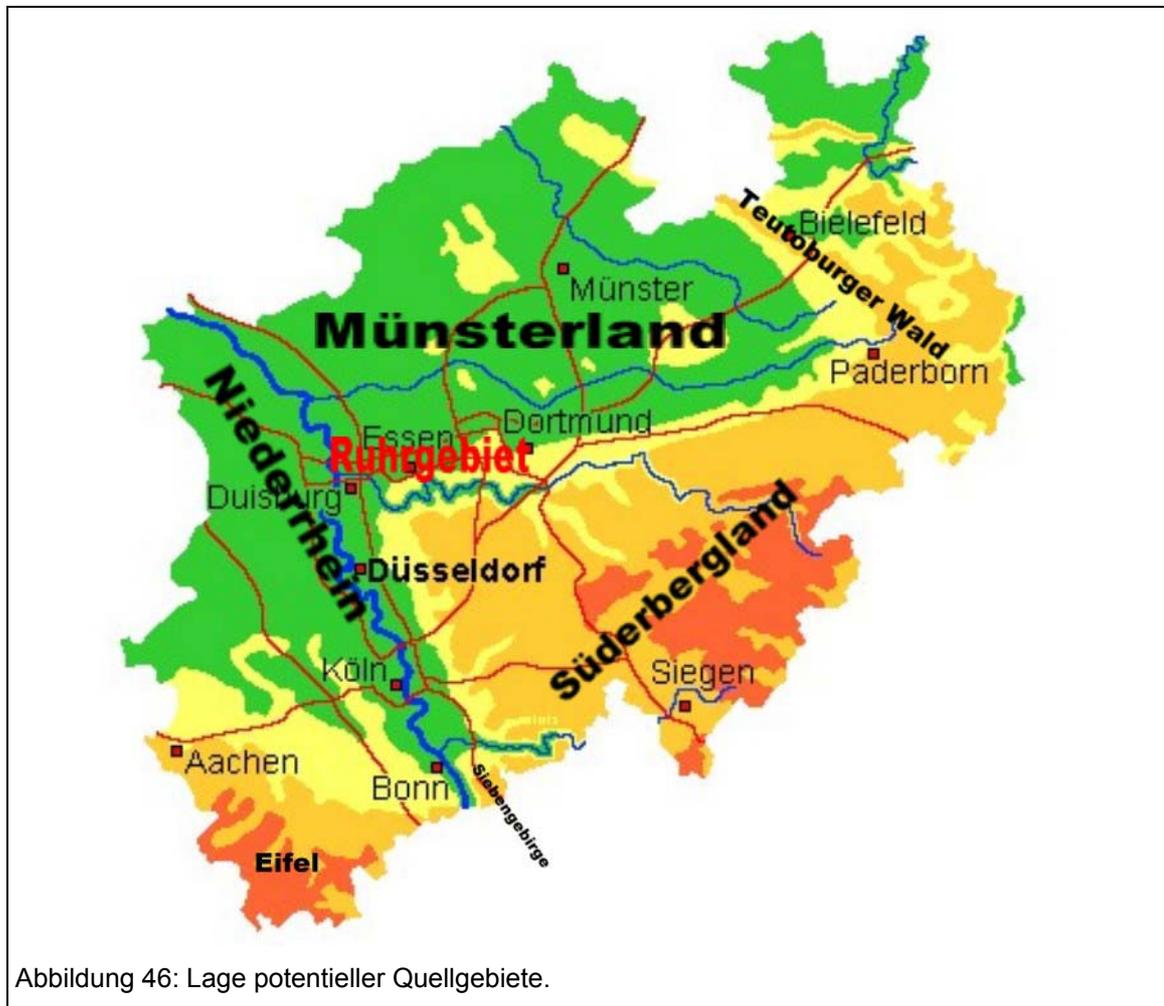


Abbildung 45: Die lufthygienische Belastung in Nordrhein-Westfalen, ermittelt nach der VDI-Richtlinie 3799/1, spiegelt mit Einschränkung den Flechtenreichtum der jeweiligen Gebiete wider (nach STAPPER et al. 2001).

- 2) Die Distanz zwischen der potentiellen Herkunftsregion und dem Ruhrgebiet sollte möglichst gering sein. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass der Wind als wesentlicher Transportmechanismus angesehen wird, so dass die Quellregion der Diasporen in der Einfallrichtung der Hauptwindrichtungen liegen sollte.



Unter diesen Aspekten betrachtet kommen die folgenden Gebiete in Betracht (Abbildung 46):

- Hohes Venn/Eifel: Diese Mittelgebirgsregion ist zumindest in ihren östlichen Abschnitten weder in der Vergangenheit noch Gegenwart einer hohen Belastung mit Luftschadstoffen ausgesetzt gewesen bzw. ausgesetzt. Die verhältnismäßig reine Luft sowie die guten hygri-schen Verhältnisse (mittlere jährliche Niederschläge bis 1500 mm) führen zu einer reichen Flechtenvegetation in diesem Gebiet. Die Entfernung zwischen dem Nordrand der Eifel (Bad Münstereifel) und der Südgrenze des westlichen Ruhrgebietes beträgt etwa 90 km, etwa ebenso weit ist das Hohe Venn (Roetgen) entfernt, während die Distanz zwischen der zentralen Eifel (Gerolstein) und dem Ruhrgebiet sich auf ca. 130 km beläuft.

- Bergisches Land, Sauerland (mit Rothaargebirge und Ebbegebirge)/Süderbergland: Ebenfalls flechtenreich ist die Mittelgebirgsregion des Sauerlandes zu nennen, das mit seinem westlichen Ausläufern, dem Bergischen Land, direkt an das Ruhrgebiet angrenzt. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass das Gebiet in der Winddrift der Rheinschiene mit Industrie- bzw. Ballungsräumen wie Bonn, Köln und Leverkusen liegt; wie eigene Beobachtungen, der Vergleich mit der Eifel im Hinblick auf das Auftreten seltener bzw. empfindlicher Arten vermuten lassen sowie die in Abbildung 45 dargestellten Ergebnisse untermauern, scheint das Gebiet des Sauerlandes, zumindest in seinen westlichen Abschnitten, von den Schadstoffeinflüssen der genannten Region in der Hinsicht betroffen zu sein, dass empfindliche Arten fehlen oder erst in jüngster Zeit wieder vorkommen. So berichtet ZIMMERMANN (pers. Mitt.) von einer deutlichen Zunahme offenbar junger Individuen z.B. von *Parmotrema chinense*. Daher kann auch in Teilen des Sauerlandes von einer derzeitigen Wiederbesiedelung gesprochen werden.
- Münsterland: Das zur Westfälischen Bucht gehörende Münsterland grenzt nördlich an das Ruhrgebiet an. Aufgrund der leeseitigen Lage zum Ruhrgebiet ist die Flechtenvegetation im Münsterland einer Beeinflussung durch die im Ruhrgebiet emittierten Schadstoffe ausgesetzt. Dies führte besonders in der Vergangenheit zu einer Dezimierung der natürlichen Flechtenflora, wie bereits SCHÖNBECK (1972) feststellte und HEIDT in seiner Arbeit belegte, indem er lediglich 16 von 689 Arten, die um 1885 von LAHM berichtet wurden, nachweisen konnte (HEIDT 1978). Auch BOLLE (1992) weist auf den weitreichenden Einfluß der „Abluftfahne“ des Ruhrgebietes im Münsterland hin. Wie die Untersuchungen von HEIBEL (1999) aus den letzten Jahren zeigen, hat sich jedoch das Bild gewandelt, so dass das Münsterland als verhältnismäßig flechtenreich gelten kann. Insbesondere in der Region um Ladbergen konnte eine hohe Artendichte festgestellt werden. Dennoch sind gerade die ruhrgebietsnahen Areale auch heute noch einer mäßigen bis hohen Belastung ausgesetzt (s. Abbildung 45), so dass die Flechtenvegetation im Vergleich zu der Eifel oder den zentralen bzw. östlichen Bereichen des Sauerlandes als verarmt betrachtet werden muss.
- Weserbergland (Teutoburger Wald und Eggegebirge): Dieser Mittelgebirgszug begrenzt nach Osten hin das Münsterland. Auch hier kann generell von einer Beeinflussung der Flechtenvegetation durch das Ruhrgebiet ausgegangen werden; aufgrund der verbesserten lufthygienischen Verhältnisse konnte sich, wie die Untersuchungen von HEIBEL (1999) zeigen, allerdings ebenso wie im Münsterland die Flechtenflora erholen, so dass dort heutzutage in einigen Bereichen ein verhältnismäßig reiches Arteninventar vorzufinden ist, während andere noch immer einer hohen Belastung unterliegen (s. Abbildung 45). Die Distanz zwischen dem östlichen Ruhrgebiet (Dortmund) und dem Teutoburger Wald (bzw. Bielefeld) beläuft sich auf ca. 90 km.
- Niederrhein (Niederrheinische Bucht und Niederrheinisches Tiefland): Das westlich des Ruhrgebietes angrenzende Gebiet des Niederrheines unterlag in seinen nördlichen Bereichen in der Vergangenheit bei östlichen bis südöstlichen Winden einer Immissionsbelastung durch das Ruhrgebiet (vgl. SCHÖNBECK 1972). Diese Winddrift mag noch auf niederländischer Seite zur Schädigung der Flechtenvegetation beigetragen haben; wie auch im Münsterland hat sich die Immissionssituation allerdings gewandelt. HEIBEL (1999, S. 25) stuft den Niederrhein sicherlich zurecht als verhältnismäßig artenarmes Gebiet ein, da zu den Schadstoffeinwirkungen der Vergangenheit vor allem die

starke landwirtschaftliche Nutzung mit den negativen Auswirkungen von Pestiziden und Düngemitteln für die Flechtenarmut verantwortlich sein dürften. Wie jedoch neuerliche Untersuchungen durch STAPPER et al. (2001) zeigen (s. Abbildung 45), hat sich die Flechtenvegetation dort erholt, so dass selbst empfindlichere Arten wie z.B. *Ramalina farinacea* in größerer Anzahl angetroffen werden können.

- Rheintal, Siebengebirge und Westerwald: Dieser Bereich wird hier differenziert von den naturräumlichen Einheiten Niederrheinische Bucht und Süderbergland, zu denen die genannten Areale zu zählen sind, aufgefasst, da hierfür separate Untersuchungsergebnisse vorliegen (KILLMANN & BOECKER 1998, KILLMANN & FISCHER 1999, 2000a, b, KIRSCHBAUM & SIEGMUND 1988, MIES & WÜRZ 1993) und sich zudem die Windverhältnisse entlang des Rheintales von den umgebenden Windfeldern unterscheiden. Den neusten Untersuchungen zufolge befindet sich im Siebengebirge (und dem auf rheinland-pfälzischer Seite angrenzenden Westerwald) eine reichhaltige Flechtenvegetation. Die Entfernung zum Südrand des Ruhrgebietes beträgt ca. 75 km.

Überprüft man nun die genannten potentiellen Herkunftsgebiete auf die Wahrscheinlichkeit, dass Diasporen von ihnen in das Ruhrgebiet transportiert werden, so sind die wichtigsten Kriterien

- ◆ Häufigkeit der entsprechenden Windrichtung
- ◆ Flechtenreichtum
- ◆ Entfernung.

Windrichtungsverteilung in Nordrhein-Westfalen

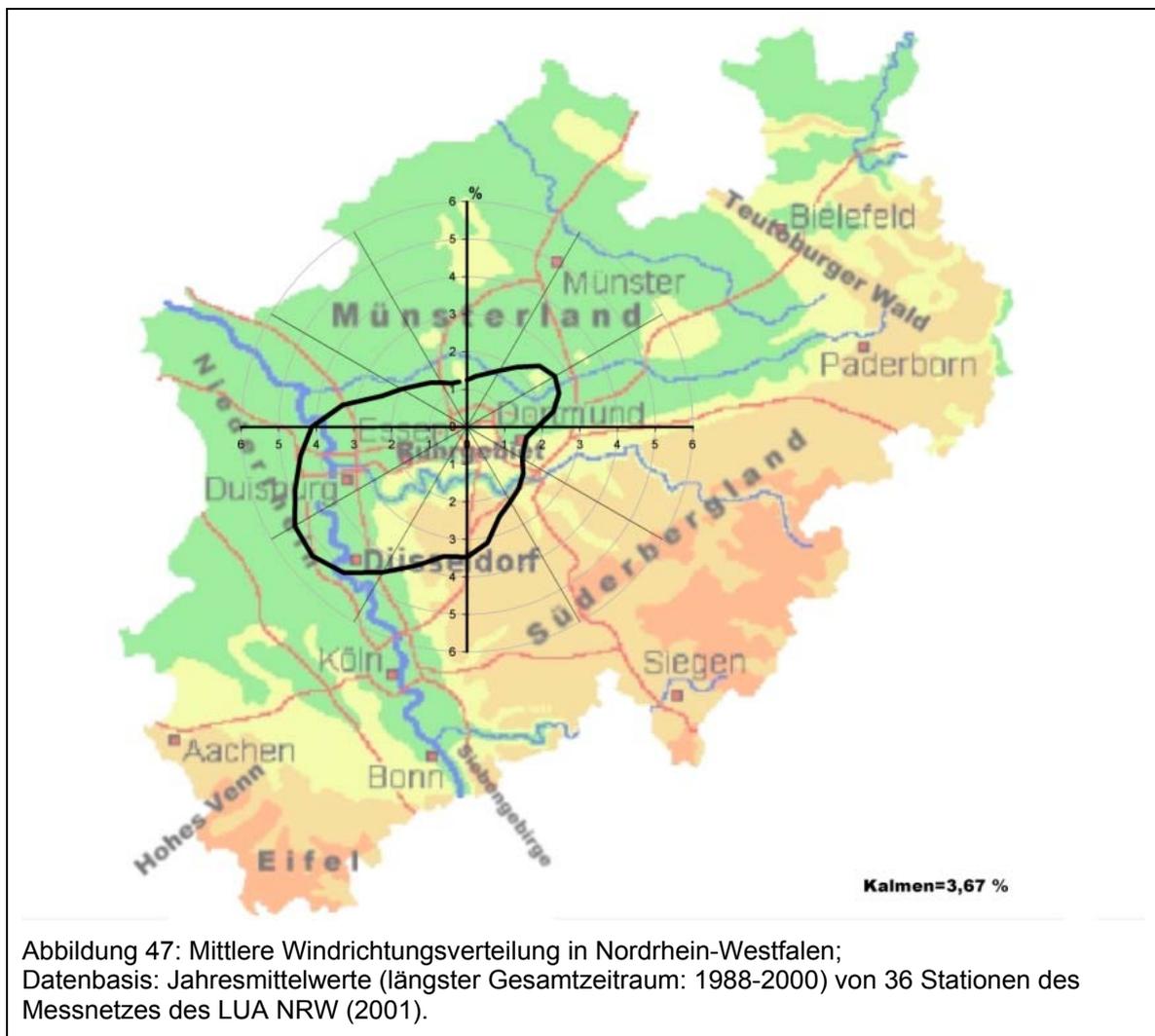
Die mittlere Windrichtungsverteilung für Nordrhein-Westfalen wurde auf Basis von Daten aus dem Messnetz des LUA NRW (2001) erstellt und ist in Abbildung 47 wiedergegeben.

Die im folgenden nicht näher behandelte Geschwindigkeitskomponente spielt für den Diasporentransport insofern eine Rolle, als dass generell bei höherer Windgeschwindigkeiten (bis hin zu Starkwinden), wie sie vornehmlich bei westlichen Windrichtungen auftreten, größere Strecken überwunden werden können. Dagegen ist im allgemeinen die Transportkraft bei geringen Windgeschwindigkeiten (im Zusammenhang mit Ostwinden) geringer (s. GEIGER 1961).

Entsprechend der geografischen Lage von Nordrhein-Westfalen dominieren Winde aus südwestlicher bis westlicher Richtung, auch die Südkomponente ist relativ stark ausgeprägt. Dagegen treten Winde aus nördlichen bzw. südöstlichen Richtungen sehr selten oder selten auf, während dem ostnordöstlichen Sektor eine relativ große Bedeutung zukommt.

Somit kommen bei der Betrachtung des bodennahen Windfeldes als bevorzugte Quellregionen sowohl die im Luv der Hauptwindrichtung gelegene Eifel, der mittlere bis südliche Niederrhein und Teile der Rheinschiene in Betracht. Aufgrund der weniger häufigen Ostwinde kann großen Teilen des Münsterlandes sowie dem westlichen Weserbergland als Quellgebiete für den atmosphärischen Diasporentransport eine geringere Bedeutung zugesprochen werden, während Sauerland, Rheintal sowie westliches Münsterland und der nördliche

Niederrhein dagegen bezogen auf die Windrichtungsverteilung kaum eine Rolle spielen dürften.



Unter dem Aspekt der Häufigkeit des Auftretens der jeweiligen Windrichtungen betrachtet mag es gerechtfertigt sein, den südlich bis westlich vom Ruhrgebiet gelegenen Arealen (Eifel, Niederrhein und Rheintal) eine größere Bedeutung zuzumessen als den östlich gelegenen (Münsterland und Weserbergland). Neben der Häufigkeitsverteilung spielt aber auch die „Qualität“ der jeweiligen Winde eine Rolle. So ist folgender Aspekt beachtenswert: Westwindlagen kommen in Zusammenhang mit Tiefdruckgebieten vor; die Luftmassen, die dann mit den Westwinden transportiert werden, sind atlantischen Ursprungs und daher meist feucht und verhältnismäßig kühl. Ferner sind meist mittlere bis hohe Windgeschwindigkeiten, in Ausnahmen Stürme, typisch. Ostwinde treten im Gebiet nur bei Hochdruckeinfluss auf, wenn sich sommers der nordhemisphärische Westwindgürtel nach Norden bzw. winters nach Süden bis in das Mittelmeergebiet hinein verlagert. Diese Wetterlagen transportieren kontinentale Luftmassen mit sich, die trocken und im Sommer heiß bzw. im Winter kalt sind. Geringe Windgeschwindigkeiten sind ebenfalls typisch. Berücksichtigt man diese gegensätzlichen Eigenschaften der jeweiligen Windsysteme, so gewinnen die folgenden Überlegungen für das Verbreitungspotential an Bedeutung (s. Tabelle 22): Westwinde treten zwar häufiger auf und ihre Windstärke ist größer als im Falle von östlichen Winden, jedoch erscheint in beiden

Fällen die Transportkraft des Windes als Vektor für Verbreitungseinheiten nur mäßig. Der Grund dafür ist darin zu sehen, dass Partikel in feuchter und kühler Luft schneller wieder zu Boden sinken bzw. mit Niederschlägen aus der Atmosphäre gewaschen werden, als bei trockener und warmer Luft (vgl. KUTTLER 1986, OKE 1987). Die höhere Windstärke westlicher Winde kompensiert durch Bildung von Turbulenzen diesen Effekt jedoch zum Teil. Der Vorteil östlicher Winde, Teilchen aufgrund von Wärmekonvektionsströmen länger im Luftstrom halten zu können, wird durch die geringen Windgeschwindigkeiten relativiert.

Tabelle 22: Eigenschaften der wichtigsten Wetterlagen und ihre hypothetische Bedeutung für den Diasporentransport.

Merkm ^{al}	Westwindwetterlage	Ostwindwetterlage
Windstärke	hoch	gering
Häufigkeit des Auftretens	oft	selten
Transportkraft für Soredien und Isidien	mäßig	mäßig
witterungsbedingte Verfügbarkeit von Soredien und Isidien	mäßig	hoch

Die Verfügbarkeit entsprechender Diasporen könnte beim Auftreten von Hochdruckwetterlagen höher sein, da aufgrund der trockenen Luft (und entsprechender Niederschlagsarmut) die Oberfläche des Flechtenthallus (oder sogar die gesamte Flechte) austrocknet und Soredien (und möglicherweise auch Isidien) leichter abgegeben werden (BAILEY 1966, ARMSTRONG 1991, 1992, 1994). Zwar können Flechten auch während atlantischer Wetterlagen aufgrund eines fehlenden Austrocknungsschutzes rasch abtrocknen und somit entsprechende Verbreitungseinheiten zur Verfügung stehen, jedoch kann aufgrund einer generell höheren Luftfeuchte angenommen werden, dass ein optimales Austrocknen weniger oft als bei Ostwindwetterlagen stattfindet. Nach BAILEY (1976) ist jedoch nicht für alle Arten ein Austrocknen der Thallusoberfläche Voraussetzung für eine gute Verbreitung, da beobachtet werden konnte, dass das Freisetzen von Soredien z.B. bei *Lecanora conizaeoides* größer bei feuchten als bei trockenen Thalli ist. Anders dagegen scheint sich BAILEYS Beobachtungen zufolge *Hypogymnia physodes* zu verhalten.

Eine Gewichtung und Beurteilung der jeweiligen Faktoren bzw. eine Beurteilung der jeweiligen Windrichtung im Hinblick auf ihren Wert als Transportvektor fällt schwer. Vernachlässigt man die Verfügbarkeit von Diasporen, so scheinen Westwinde wirkungsvoller beim Transport zu sein. Zählt man den Parameter der witterungsbedingten Diasporenverfügbarkeit mit hinzu, so wird der scheinbare Vorteil der Westwinde ausgeglichen. Als Ergebnis dieser Betrachtungen kann also festgehalten werden, dass bei Berücksichtigung aller Faktoren sowohl Ost- als auch Westwinde gleichermaßen für den Transport von Diasporen geeignet sind.

Daher soll als weiteres auf die Bedeutung der witterungsunabhängigen Faktoren, wie z.B. die gebietsspezifische Arten- bzw. Individuendichte sowie der Distanz zwischen möglicher Quellregion und dem Ruhrgebiet betrachtet werden.

Potentielle Verfügbarkeit von Diasporen in den möglichen Herkunftsgebieten

Grundlage für Angaben über die potentielle Verfügbarkeit von Diasporen der einzelnen Arten in den jeweiligen Regionen bildet die landesweite Kartierung von HEIBEL (1999). Dabei ist nicht das Gesamtartenspektrum ausschlaggebend, sondern das Vorkommen der Arten, die auch im Ruhrgebiet angetroffen werden können. Die Häufigkeit einer Art wird hier als

„Diasporendichte“ definiert, da angenommen wird, dass jedes vorkommende Exemplar Diasporen erzeugt. Als Maß für die Häufigkeit einer Art (= Diasporendichte) wurde die Anzahl der jeweiligen Messtischblätter pro Herkunftsgebiet gewählt, in denen die Art nachgewiesen wurde. Dieses Vorgehen ermöglicht zwar nur sehr eingeschränkt eine Aussage über die tatsächliche Individuendichte und damit verfügbare Diasporenmenge (eine Art kann ja z.B. lediglich einmal oder aber sehr oft pro Messtischblatt gefunden worden sein), andere, genauere Daten sind jedoch nicht verfügbar.

Auf eine relative Angabe der Häufigkeit etwa in der Form, dass die Art X in 20 von insgesamt 60 MTBs, also zu 33 %, vertreten ist, wurde verzichtet, da es nicht beabsichtigt ist, die einzelnen Gebiete hinsichtlich der Individuenhäufigkeit zu vergleichen. Die absolute Angabe der Individuenhäufigkeit hat dagegen den Vorteil, dass sie das reale Potential widerspiegelt, da die Größe des jeweiligen Areals in die Betrachtung mit einfließt.

Die Darstellung der Häufigkeitsangaben (Abbildung 48) in den Quellgebieten ergibt, dass jeweils 18 der insgesamt 63 Arten im Münsterland und im Sauerland am häufigsten vorkommen, während die Eifel in 9 Fällen das größte Vorkommen aufweist. Bei einigen Arten (*Parmelina tiliacea*, *Parmotrema chinense*) gibt es nach dieser Auswertungsmethode kein prominentes Vorkommen in einem der potentiellen Verbreitungsgebiete. Auffallend bei der Betrachtung des Diagramms ist die große Häufigkeit des Flechtenvorkommens in Münsterland und Sauerland; Arten wie z.B. *Amandinea punctata*, *Evernia prunastri*, *Hypogymnia physodes*, *Phaeophyscia orbicularis* oder *Physcia tenella* treten in beiden Gebieten mit großem Abstand vor Eifel oder Niederrhein auf. Dies ist in erster Linie auf die Größe der Quellgebiete zurückzuführen und wohl auch der Grund, weshalb die insgesamt flechtenreichere Eifel (vgl. HEIBEL 1999) oftmals weit in der Häufigkeit einzelner Arten hinter den beiden Gebieten zurückliegt.

Im Hinblick auf die Diasporenverfügbarkeit, abgeleitet aus der Häufigkeit des Vorkommens einzelner Arten, kann festgehalten werden, dass Münsterland und Sauerland einen großen Beitrag im Rahmen der Wiederbesiedelung des Ruhrgebietes spielen könnten.

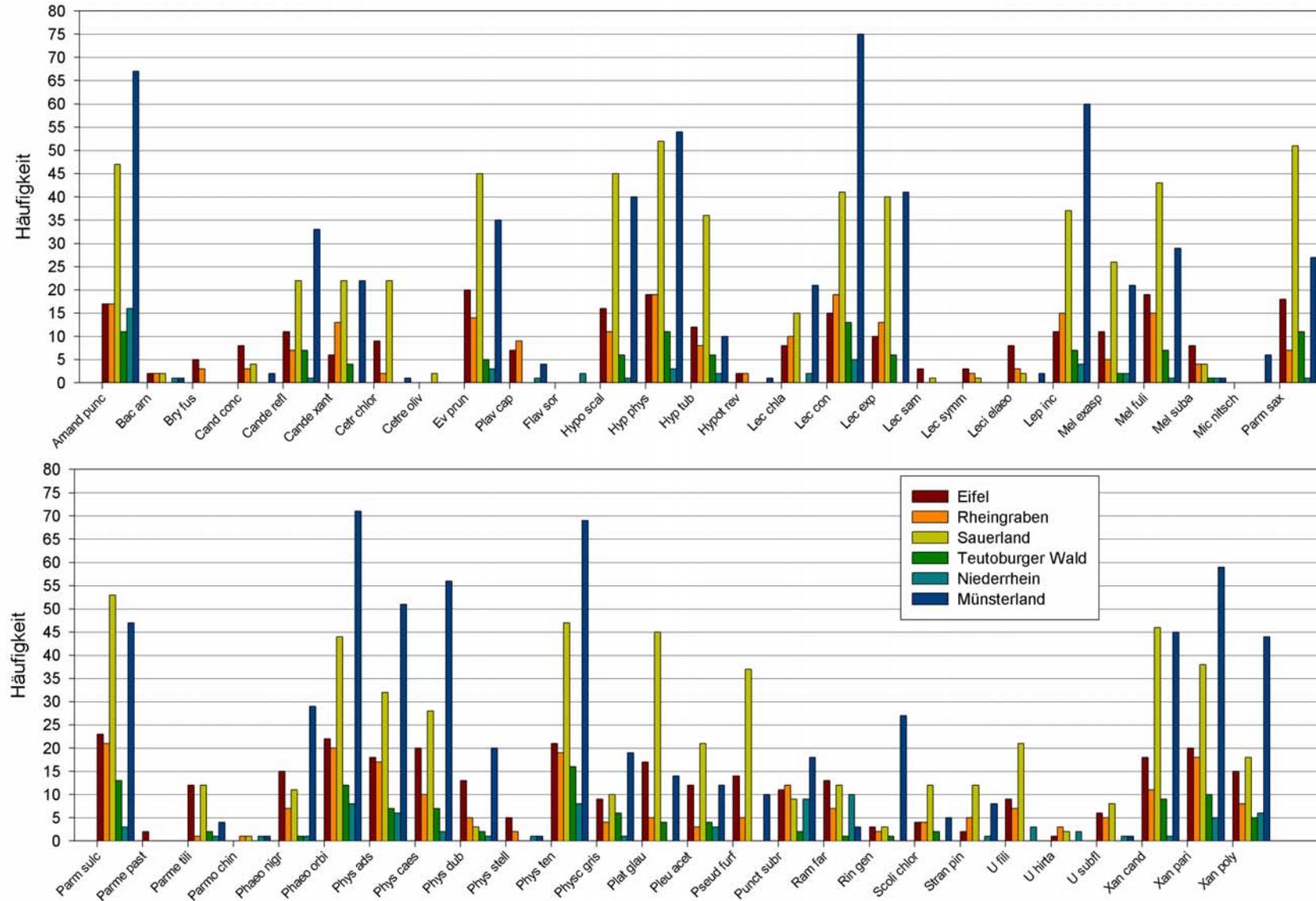


Abbildung 48: Häufigkeit potentiell wiedereinwandernder bzw. wiedereingewanderter Arten in Gebieten Nordrhein-Westfalens.

Entfernung möglicher Quellgebiete zum Ruhrgebiet

Unter dem Aspekt der Entfernung betrachtet, erscheint ein Herantransport von Diasporen mit westlichen Winden aus dem Gebiet des Niederrheins, bei östlichen Winden aus dem Münsterland sowie bei südöstlichen Winden aus dem Sauerland am wahrscheinlichsten, während Weserbergland und insbesondere die höheren Regionen der Eifel wesentlich weiter entfernt sind und daher in dieser Hinsicht von geringerer Bedeutung erscheinen.

Tabelle 23: Entfernung potentieller Quellgebiete zum Ruhrgebiet.

Herkunftsgebiet	geringste Entfernung zur Peripherie des Ruhrgebietes (in km)	größte Entfernung zur Peripherie des Ruhrgebietes (in km)
Niederrhein	direkt angrenzend	ca. 60
Eifel/Hohes Venn	ca. 90	> 150
Münsterland	direkt angrenzend	ca. 80
Weserbergland (Teutoburger Wald, Eggegebirge)	ca. 80	ca. 100
Sauerland	direkt angrenzend	ca. 100
Rheingraben	ca. 40	ca. 100

Gegenüberstellung der Gebiete

In der nachfolgenden Tabelle 24 sind die Ergebnisse der Faktorenbetrachtungen für die einzelnen potentiellen Quellgebiete aufgeführt.

Tabelle 24: Beurteilung der potentiellen Quellgebiete im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Wiederbesiedelung des Ruhrgebietes anhand der ausgewählten Kriterien.

Gebiet	Windrichtungshäufigkeit	Diasporenvorkommen	Entfernung
Eifel/Hohes Venn	hohe Bedeutung	mittlere Bedeutung	geringe Bedeutung
Rheingraben	mittlere Bedeutung	mittlere Bedeutung	mittlere Bedeutung
Sauerland	geringe Bedeutung	hohe Bedeutung	mittlere bis hohe Bedeutung
Weserbergland (Teutoburger Wald, Eggegebirge)	geringe Bedeutung	geringe Bedeutung	geringe Bedeutung
Niederrhein	mittlere bis hohe Bedeutung	geringe Bedeutung	hohe Bedeutung
Münsterland	geringe Bedeutung	hohe Bedeutung	hohe Bedeutung

Es ist schwierig, die einzelnen Faktoren gegeneinander zu gewichten, um eine Gesamtbeurteilung der jeweiligen Gebiete vorzunehmen. Daher kann lediglich abgeschätzt werden, dass z.B. Münsterland, Sauerland und auch der Niederrhein möglicherweise eine größere Rolle bei der Wiederbesiedelung des Ruhrgebietes spielen als etwa der Teutoburger Wald. Genauere Aussagen lassen sich jedoch mit Hilfe der hier dargestellten Überlegungen nicht treffen.

7.2.2 Untersuchung der Chemorassenverbreitung

Das Ergebnis der Untersuchung zur Verteilung der Chemorassen zeigt (Abbildung 41), dass sich sowohl im Untersuchungsgebiet als in den außerhalb gelegenen Areale keine distinkte räumliche Verteilung von *Ramalina farinacea*-Populationen erkennen lässt. Dies mag darauf zurückzuführen sein, dass die Chemotypen gemäß SIPMAN (pers. Mitt.) in Mitteleuropa weit verbreitet sind und daher keine räumliche Auflösung in chemisch definierbare Populationen erlauben. Ferner ist auch in Betracht zu ziehen, dass das Vorhandensein oder Fehlen von Sekundärstoffen nicht ohne weiteres als Merkmal für die Zugehörigkeit zu einer bestimmten Population gezählt werden darf. Punktmutationen einzelner Populationsmitglieder können insbesondere bei den hier sehr nahe verwandten Stoffwechselwegen dazu führen, dass sich eine Population scheinbar aufspaltet, indem bei den Individuen verschiedene Sekundärstoffe nachgewiesen werden.

Aufgrund der großen Durchmischung der Chemotypen im Untersuchungsgebiet ist es mit dieser Methode nicht möglich anzugeben, woher *Ramalina farinacea* in das Ruhrgebiet eingewandert ist.

7.2.3 Schlußbetrachtung und Ausblick

Anhand der dargestellten Betrachtungen zu den möglichen Quellgebieten und der Untersuchung zur Verbreitungscharakteristik der Chemotypen von *Ramalina farinacea* lässt sich keine der beiden eingangs vorgestellten Hypothesen widerlegen oder mit Fakten stärken. Somit muss wie bereits zuvor bei HEIBEL et. al. (1999a) unklar bleiben, woher die Flechten kommen, die das Ruhrgebiet und die anderen untersuchten Areale wiederbesiedeln. Weitere zukünftige Untersuchungen z.B. mit Hilfe verbesserter genetischer „fingerprint“-Methoden könnten bei dieser Fragestellung für Klärung sorgen

7.3 Vergleich mit anderen Wiederbesiedelungsuntersuchungen

Eine Auswahl von Wiederbesiedelungsuntersuchungen soll hier vorgestellt und mit den Ergebnissen des Ruhrgebietes verglichen werden.

7.3.1 Unterschiede in der Wiederbesiedelung zwischen dem Ruhrgebiet und den südlich gelegenen Städten Ratingen und Wuppertal

Bereits in der ersten Untersuchungsphase im Ruhrgebiet durch den RWTÜV konnte festgestellt werden, dass die außerhalb des Ruhrgebietes gelegenen Städte Ratingen und Wuppertal sich in Bezug auf ihre Flechtenvegetation von den meisten Städten des zentralen Ballungsraumes unterscheiden. So konnten 1991 in Ratingen mit insgesamt 10 Arten mehr als in Oberhausen, Dortmund, Herne oder Herten nachgewiesen werden; lediglich in Duisburg war das Arteninventar (13 Arten) größer. Sehr deutlich von der Situation des Ballungsraumes unterschied sich Wuppertal, wo bereits 1989 21 verschiedene Arten angeführt werden konnten. Einschränkend ist hier jedoch zu erwähnen, dass nicht das gesamte Stadtgebiet gut mit Flechten bewachsen war. Die enge Talzone wies beispielsweise eine vergleichsweise ähnliche Verarmung der Lichenen auf wie das Ruhrgebiet. Dafür präsentierten sich die Außenbezirke als recht arten- und individuenreich.

Aktuell können in Ratingen 33 bzw. in Wuppertal 48 Flechtenarten festgestellt werden (vgl. Tabelle 12, S. 65). Verglichen mit der Artenanzahl im Ruhrgebiet von 59 weisen die beiden Städte eine geringere Menge verschiedener Taxa auf; relativierend muss jedoch hinzugefügt werden, dass einige der im Ruhrgebiet nachgewiesenen Arten lediglich einmal angetroffen und daher möglicherweise in Ratingen oder Wuppertal zufälligerweise nicht erfasst wurden. Ferner sind die Flächengrößen der gegenübergestellten Gebiete sehr unterschiedlich, d.h. der Nachweis selten auftretender Arten gelingt bei einer größeren Anzahl von Untersuchungspunkten (= größere Fläche) eher als bei kleineren Arealen. Auf der anderen Seite finden sich in Wuppertal mit *Bryoria fuscescens* und *Cetrelia olivetorum* Nachweise, die aus dem Ruhrgebiet fehlen. Aufgrund der hohen Empfindlichkeit dieser Arten ist davon auszugehen, dass diese Flechten im Ruhrgebiet nicht übersehen wurden, sondern dort (noch) nicht vorkommen, und Wuppertal somit aufgrund seiner ballungsraumfernen Lage zu den Gebieten gehört, die von derart empfindlichen Arten wiederbesiedelt werden können. Hier spielt nicht nur die Entfernung zum Ruhrgebiet eine Rolle, sondern auch die Nähe zu möglichen Herkunftsgebieten entsprechender Arten wie z.B. dem Süderbergland/Sauerland (s.o.). Dass der bloße Vergleich der Gesamtartenzahlen wenig Aussage bietet, zeigt sich mit Blick auf die mittlere Anzahl der Arten pro Untersuchungspunkt. Hier weist das Ruhrgebiet im Schnitt 8,88 verschiedene Taxa auf (Standardabweichung (SD): 4,1), während es in Wuppertal 9,62 (SD: 4,3) und in Ratingen sogar 10,36 (SD: 3,6) sind. Diese Angaben spiegeln recht gut wider, dass zwar Ratingen und Wuppertal nicht unbedingt mehr Arten als das Ruhrgebiet aufweisen, dafür jedoch an den einzelnen Standorten eine reichhaltigere Flechtenvegetation zeigen. Dies spricht dafür, dass in den Städten außerhalb des Ruhrgebietes etwas günstigere Bedingungen herrschen, so dass sich hier eine höhere mittlere Diversität entwickeln konnte. Beim Vergleich von Ratingen und Wuppertal untereinander wird deutlich, dass Ratingen aufgrund der anderen topografischen und städtebaulichen Verhältnisse sogar noch bessere Umweltbedingungen aufweist, da hier im Schnitt die meisten Arten pro Standort vertreten sind.

Betrachtet man die relative Häufigkeit der jeweiligen Arten (Abbildung 49), so ist grundsätzlich festzustellen, dass sowohl im Ruhrgebiet wie auch in den beiden Vergleichsstädten Arten wie *Physcia tenella*, *Parmelia sulcata* oder *Physcia adscendens* das Bild der Flechtenvegetation bestimmen und andere Arten (*Xanthoria polycarpa*, *Xanthoria candelaria* oder *Ramalina farinacea*) seltener sind. Bemerkenswert ist jedoch, dass manche Arten in Ratingen und/oder Wuppertal häufiger als im Ruhrgebiet auftreten. Hier sind als wichtigste zu nennen: *Evernia prunastri*, *Hypogymnia physodes*, *Candelariella reflexa/xanthostigma*, *Lecanora conizaeoides*, *Melanelia subaurifera* (und *Melanelia glabratula/subaurifera*), *Lepraria incana* s.l., *Punctelia subrudecta/ulophylla*, *Flavoparmelia caperata*, *Pseudevernia furfuracea* und *Parmotrema chinense*. In manchen Fällen (*Evernia prunastri*, *Lecanora conizaeoides*, *Hypogymnia physodes*) scheinen entsprechend saure Substrate vorhanden zu sein, so dass diese Arten recht häufig vorkommen. Das häufigere Vorkommen anderer Arten (*Flavoparmelia caperata*, *Pseudevernia furfuracea* oder *Parmotrema chinense*) mag dagegen auf allgemein günstigere Umweltbedingungen (geringere Schadstoffbelastung, höhere Luftfeuchte) in den Städte außerhalb des Ruhrgebietes zurückzuführen sein. Generell sind diese Differenzen jedoch als recht gering anzusehen; festzuhalten bleibt, dass auch in den außerhalb des Ruhrgebietes gelegenen Städten Ratingen und Wuppertal sich im Zuge der Wiederbesiedelung eine Flechtenvegetation entwickelt hat, die im wesentlichen aus nitrophytischen Arten besteht, und somit unabhängig vom Vorhandensein eines großen urbanen Gebietes ähnliche Wiederbesiedelungsprozesse abgelaufen sind bzw. ablaufen.

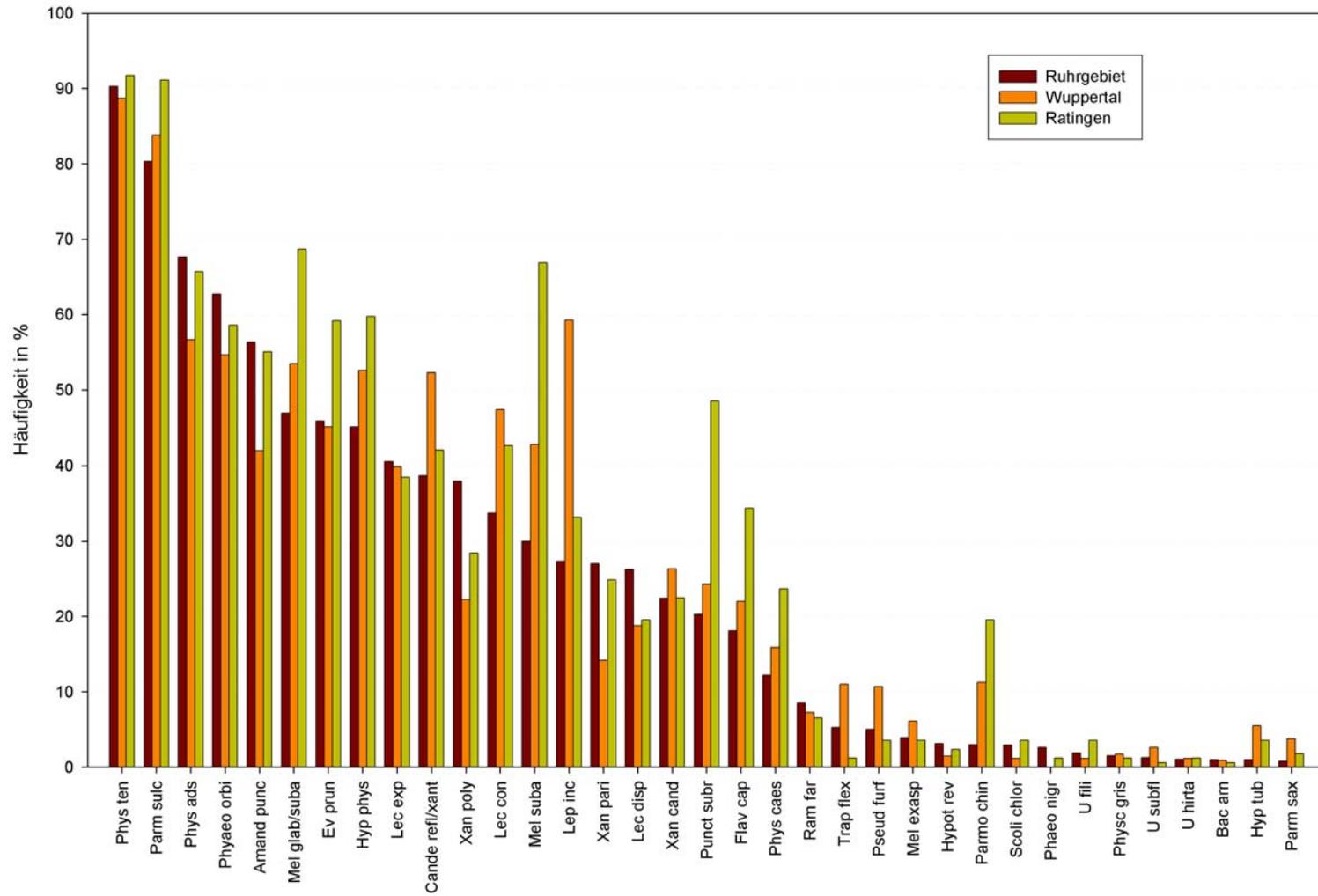
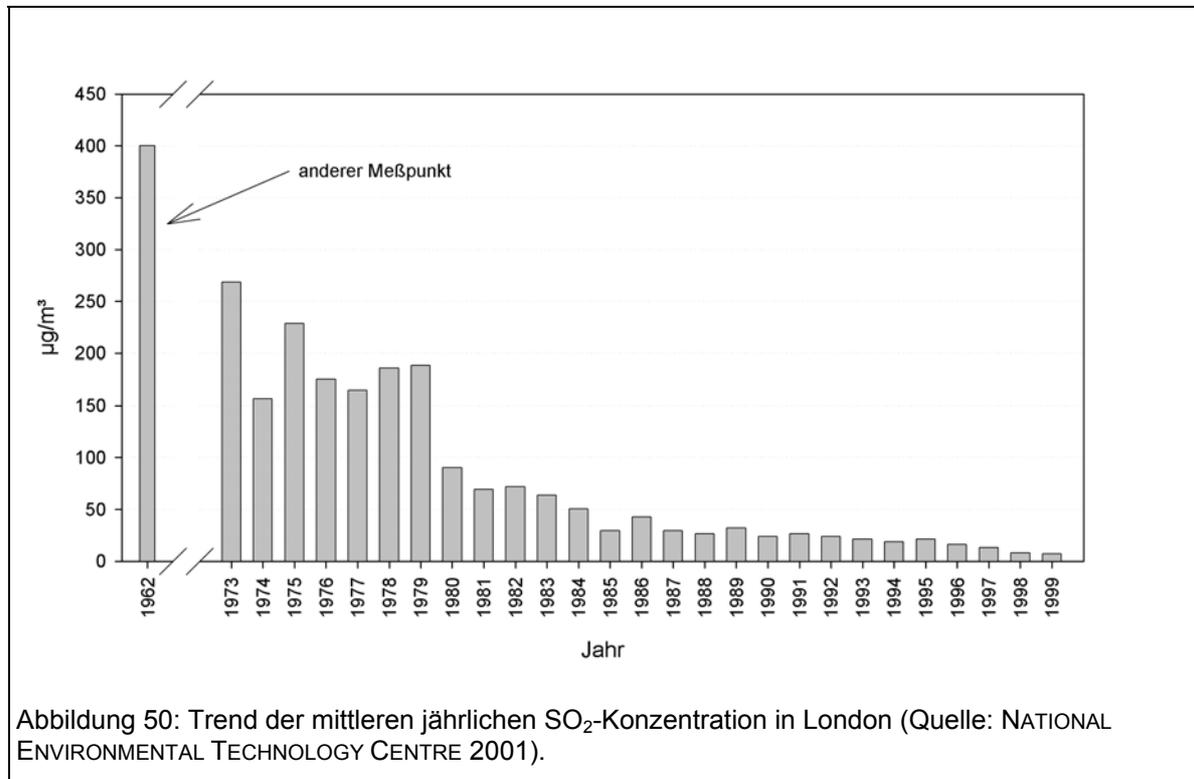


Abbildung 49: Vergleich der relativen Häufigkeit ausgewählter Arten zwischen dem Ruhrgebiet, Ratingen und Wuppertal.

7.3.2 Großbritannien mit Schwerpunkt London

Einen weit zurückreichenden und detaillierten Überblick über die Entwicklung der Flechtenvegetation im Großraum London gibt LAUNDON (1967, 1970). So berichtet er, dass bereits seit dem 13. Jahrhundert die durch die Großstadt verursachte Luftverschmutzung einen nega-



tiven Einfluss auf die Flechtenvegetation ausgeübt hat, der sich jedoch besonders im 19. und 20. Jahrhundert auswirkte, so dass von ehemals 159 Arten lediglich 62 nach 1950 nachgewiesen werden konnten, davon ca. 10 epiphytisch. Ähnlich sah es auch in anderen Städten und Industriegebieten Englands aus, so etwa in West Yorkshire (SEAWARD 1975, 1989, SEAWARD et al. 1994) oder der Umgebung von Halifax (HENDERSON 1995).

Besonders betroffen war vor allem die epiphytische Flechtenflora; hohe SO₂-Konzentrationen (s. Abbildung 50) etwa in Central London führten dazu, dass es abgesehen von Grünalgenüberzügen (*Desmococcus viridis*) keinen Epiphytenbewuchs gab. Erst ab einer Entfernung von etwa 12 oder 14 km vom Zentrum waren die Immissionskonzentrationen gering genug, um einen Bewuchs von *Amandinea punctata* bzw. *Hypogymnia physodes* zu ermöglichen (LAUNDON 1967). Die legislativ bewirkte Senkung der Luftbelastung mittels der Clean Air Acts von 1956 und 1968 führte zu einer Reduzierung besonders der SO₂-Immissionen, in deren Folge es zu einer Erholung der Flechtenvegetation sowohl in den Industriegebieten Mittelenglands als auch in London selber kam.

Für London berichtet LAUNDON (1970) von einem Anstieg des Vorkommens von *Lecanora conizaeoides* zwischen 1953 und 1967, zu einer Wiederbesiedelung mit weiteren, empfindlicheren Arten kam es aber nach ROSE & HAWKSWORTH (1981) erst zu Beginn der 70er Jahre. Als besonders begünstigt erwiesen sich die geschützt gelegenen, luftfeuchten Bereiche von

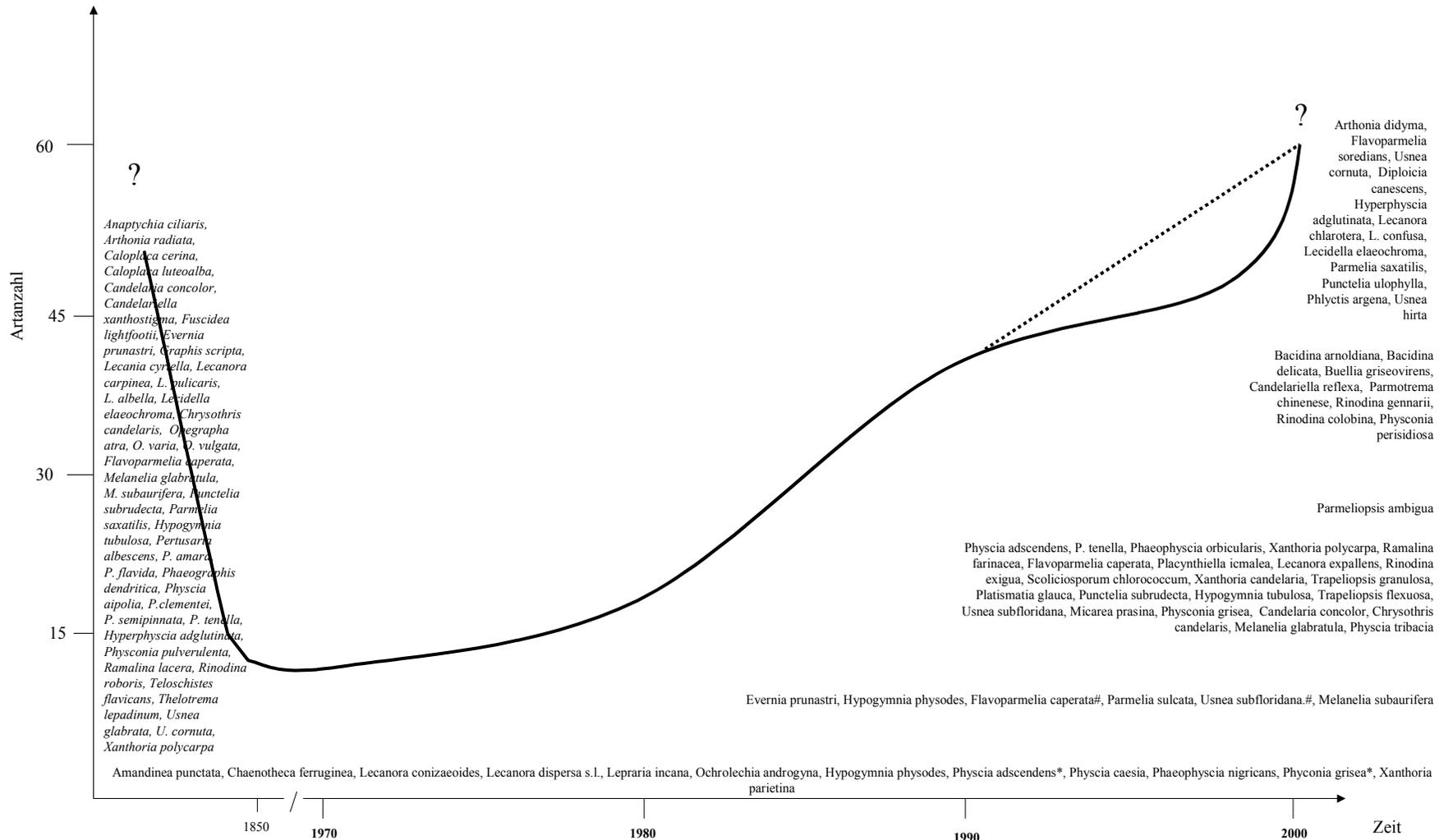
Ruislip am Nordwestrand Londons, während in näherer Umgebung zur City (z.B. in Kew) weniger Flechten festgestellt werden konnten.

HAWKSWORTH & MCMANUS führten diese Untersuchungen 1989 fort und stellen fest, dass mittlerweile 49 epiphytische Flechten in den Großraum London eingewandert sind, darunter 25 Arten, die bereits vor nahezu einem Jahrhundert aus dem unmittelbaren Umkreis der Innenstadt verschwunden waren (HAWKSWORTH & MCMANUS 1989). Die Strauchflechten *Evernia prunastri* und *Ramalina farinacea* konnten in den größeren Parkanlagen (z.B. Kew Gardens) nachgewiesen werden, und auch *Flavoparmelia caperata* war bereits in den Außenbezirken wieder zu finden. Das von SEAWARD (SEAWARD 1997, SEAWARD et al. 1994) berichtete Phänomen, dass Arten mit größerer Empfindlichkeit früher als solche mit geringerer Sensibilität gegenüber SO₂-Immissionen auftreten, wurde von den Autoren ebenfalls berichtet und mit dem Begriff „zone skipping“ („recolonisation without the orderly return of species progressively lost under conditions of gradually rising ambient air pollution“) belegt (HAWKSWORTH & MCMANUS 1989).

Ergebnisse von Transektuntersuchungen durch BATES et al. (1990, 2001) zeigen, dass *Lecanora conizaeoides* ähnlich wie in anderen Untersuchungen z.B. durch WIRTH (1993), offenbar auf die Wirkungen moderater SO₂-Immissionen angewiesen ist und mit abnehmender SO₂-Konzentration verschwindet. Ebenso scheint die azidophytische *Hypogymnia physodes* auf einen gewissen Säuregehalt des Substrates angewiesen zu sein und empfindlich auf nährstoffreiche Immissionen zu reagieren. Darüber hinaus wird die Bedeutung der Qualität der Trägerbaumart herausgestellt, indem auf die im Vergleich zu anderen Baumarten verzögerte Wiederbesiedelung auf Eiche hingewiesen wird. Als Ursachen werden ein deutlich erniedrigter Borke-pH und eine möglicherweise hohe Speicherkapazität von Schadstoffen, die durch die Langlebigkeit der Borke gefördert wird (vgl. auch GUEST 1989) angeführt. Diese Überlegungen scheinen sich im Vergleich zu den Untersuchungen von BOREHAM (1992) als richtig herauszustellen, der im Osten Londons (West Ham Park) eine deutlich raschere Wiederbesiedelung auf Platanen, die einen wesentlich höheren mittleren pH-Wert als die untersuchten Eichen aufwiesen, feststellen konnte.

Jüngste Angaben von HAWKSWORTH (1996) und APTROOT (1998) sowie eigene Beobachtungen im Jahr 2000 belegen, dass auf geeigneten Substraten eine deutlich fortschreitende Wiederbesiedelung selbst durch empfindliche Arten wie *Usnea spec.*, *Flavoparmelia caperata*, *Flavoparmelia soredians*, *Ramalina farinacea* oder *Parmotrema chinense* stattfindet. Wie durch BOREHAM bereits angedeutet, nimmt der Anteil solcher Arten zu, die wenig saure und nährstoffreiche Substrate bevorzugen. Hierin wird der zunehmende Einfluss stickstoffhaltiger Immissionen, verursacht durch das enorme Verkehrsaufkommen dieses Ballungsraumes, deutlich.

Der anhand der Literaturdaten rekonstruierte Ablauf der Wiederbesiedelung in London ist in Abbildung 51 dargestellt.



*als Epiphyt ca. 1850 verschwunden

= etwa 8 km außerhalb des von Laundon untersuchten Gebietes

Abbildung 51: Hypothetischer Verlauf der Entwicklung der Flechtenvegetation in London (Quelle: s. Text S. 169 ff. und eigene Daten).

7.3.3 Paris

Dem Umstand, dass NYLANDER seit den 60er Jahren des 19. Jahrhunderts in Paris weilte, ist es zu verdanken, dass für diese Großstadt bereits frühe Angaben über den Zustand der Flechtenvegetation vorliegen. NYLANDER, der den zentral gelegenen Jardin du Luxembourg 1866 untersuchte, stellte eine starke Verarmung der Flechtenvegetation fest und führte dies bereits damals auf Auswirkungen der städtischen Luftverschmutzung zurück (NYLANDER 1866). Sämtliche 16 epiphytische Arten waren 30 Jahre später verschwunden, und auch die epilithischen Arten zeigten selbst auf kalkhaltigen Untergründen eine deutliche Reaktion auf die Schadstoffbelastung. BOULY DE LESDAIN, der die Anlage 1943 und 1946 besuchte, konnte die 50 Jahre zurückliegenden Angaben von NYLANDER bestätigen (BOULY DE LESDAIN 1948). Einzig *Lecanora dispersa* s.l. wurde an einer Stelle nahe am Boden nachgewiesen. Keine weiteren Arten außer dieser wurden auch von SEAWARD 1986 festgestellt; während einer erneuten Untersuchung der Bäume im Jardin du Luxembourg konnten 1990 allerdings bereits 11 epiphytische Arten festgestellt werden, wovon lediglich 4 auch von NYLANDER genannt worden waren (LETROUIT-GALINOU et al. 1992, SEAWARD & LETROUIT-GALINOU 1991). Viele der wiedereingewanderten Arten sind angepasst an staubimprägnierte und damit sowohl basische als auch nährstoffreiche Borke, wobei allerdings in der Häufigkeit des Auftretens *Lecanora conizaeoides*, *Lecanora dispersa* s.l. und *Scoliciosporum chlorococcum* dominieren. Weitere Untersuchungen in Paris, die auf einen Großteil des Stadtgebietes ausgedehnt wurden und die Studien von DÉRUELLE & GUILLOUX (1993) fortführen, ergaben für die Jahre 1991, 1993 und 1995 eine stetige Zunahme der Gesamtartenzahl (bis auf 46 Epiphyten) und auch der Häufigkeit. Gegenüber den Ergebnissen aus dem Jardin du Luxembourg von 1990 stieg der Anteil sowohl empfindlicher als auch nitrophiler Arten an (LETROUIT-GALINOU et al. 1997).

7.3.4 München

Wie kaum ein anderes Areal, ausgenommen vielleicht Paris, wurde die Landeshauptstadt Bayerns seit über einem Jahrhundert lichenologisch untersucht, so dass sich hier ein gutes Bild von der zeitlichen Entwicklung der Flechtenvegetation ergibt. Erste Untersuchungen von ARNOLD (1891, 1892, 1897, 1899, 1900a, b) belegen, dass das Zentrum Münchens eine Epiphytenwüste war. Als Grund für seine Beobachtung („Im Inneren der Stadt, nämlich dem einst von einer Mauer umschlossenen Theile von München, kommen Flechten jetzt nicht mehr vor. [...] An den Bäumen vom Sendlingerhorstplatz durch die Sonnenstraße über den Dultplatz sowie im Hofgarten und in den Anlagen am Gasteige gegen Bogenhausen gibt es keine Flechten mehr.“) vermutet ARNOLD allgemein urbane Einflüsse sowie Auswirkungen von Schadstoffimmissionen. Etwa 50 Jahre später konnte SCHMID (1956) ein Anwachsen der von ARNOLD berichteten Flechtenwüste gemäß dem Zuwachs der Stadt berichten. Erst Ende der 60er Jahre deuteten kleine Blatflechtenthalli im Stadttinneren sowie eine Verkleinerung der Flechtenwüste auf eine beginnende Wiederbesiedelung hin (JÜRGING 1975), die bis 1983 (KANDLER & POELT 1984) so weit fortschritt war, dass eine Flechtenwüste nicht mehr nachzuweisen war. Ferner konnten KANDLER & POELT eine Reihe empfindlicher Arten feststellen. Die Autoren bemerkten ferner, dass sich die Wiederbesiedelung in München im wesentlichen durch nährstoffliebende Arten vollzieht, die sich vornehmlich über vegetative Fortpflanzungseinheiten verbreiten.

Kurz nach der Untersuchung von KANDLER & POELT führte MACHER (1987) eine Luftgütekartierung in München durch, bei der sie 43 epiphytische Arten nachweisen konnte; Angaben über eine fortschreitende Wiederbesiedelung gegenüber den von JÜRGING oder SCHMID erhobenen Daten lassen sich daraus nicht ableiten, zumal die Studie von MACHER ein größeres Areal einbezieht. Ebenfalls im Hinblick auf lufthygienische Fragestellungen bearbeiteten VORBECK & WINDISCH (2001) das Stadtgebiet, wobei im Vergleich zu MACHER auf einer kleineren Fläche 57 Epiphyten nachgewiesen werden konnten. Da im Rahmen dieser Studie auch Aufnahmepunkte von JÜRGING und KANDLER & POELT aufgesucht wurden, war es möglich, die Wiederbesiedelung weiterzuverfolgen. Der Verlauf der Wiederbesiedelung Münchens ist anhand der Literaturdaten in Abbildung 52 dargestellt.

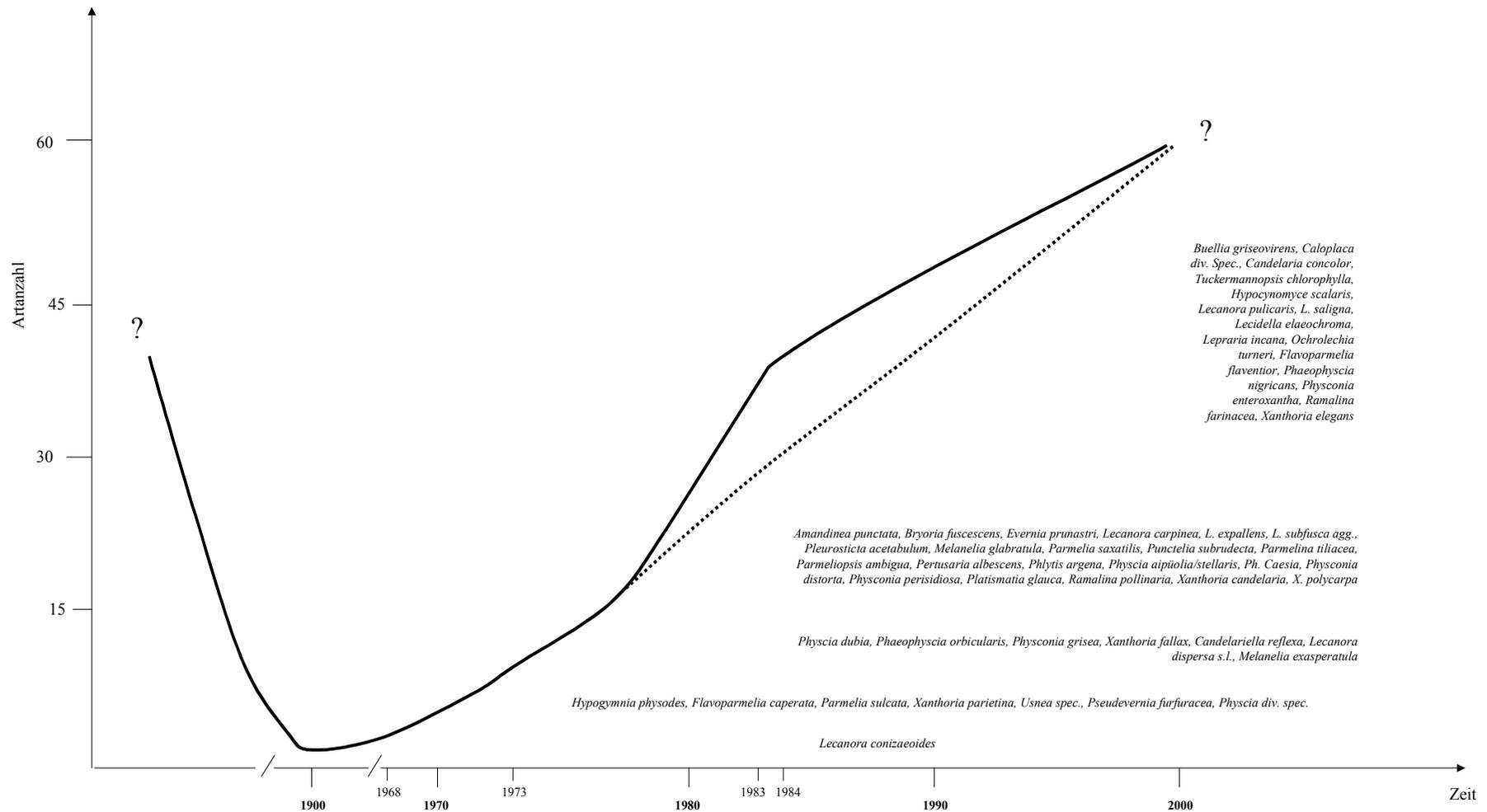


Abbildung 52: Hypothetischer Verlauf der Entwicklung der Flechtenvegetation in München (Quelle: s. Text S. 172 ff.). Da MACHER auch das Umland Münchens in ihre Untersuchung einbezog, scheint das Arteninventar etwa um 1984 sprunghaft auf 43 Arten anzusteigen; werden Arten ausgeklammert, von denen aufgrund der späteren Untersuchungsergebnisse angenommen werden kann, dass sie im unmittelbaren Stadtbereich nicht vorkamen, so ergibt sich der durch die gepunktete Linie angedeutete Verlauf.

7.3.5 Vergleich der Gebiete untereinander

Von den aufgeführten Beispielen lassen sich Paris und London am besten mit dem Ruhrgebiet vergleichen, da es sich bei diesen Gebieten um große urban geprägte Ballungsräume handelt. Da München zwar eine Großstadt, aber kein vergleichbar großer Ballungsraum ist, hebt es sich von den genannten Städten und dem Ruhrgebiet ab.

Zunächst ist bei der Gegenüberstellung in allen Räumen zu erkennen, dass es eine Zeitverzögerung zwischen der Absenkung der SO_2 -Immissionen unter einen bestimmten Schwellenwert und einer beginnenden Rückkehr der Flechten gibt. Meist handelt es sich dabei um einen Zeitraum von 5 Jahren (HENDERSON-SELLERS & SEAWARD 1979). Auch lässt sich in allen Untersuchungen das Phänomen des „zone skipping“ feststellen; ferner wird deutlich, dass sich das Bild der „neuen“ Flechtenvegetation von der ehemals vorhandenen unterscheidet. Überall hat der Anteil der Nitrophyten so stark zugenommen, dass sie das Aussehen der heutigen Flechtengesellschaften bestimmen.

Auffallend ist beim zeitlichen Vergleich der Wiederbesiedelung der Stadtgebiete, dass sowohl in Paris als auch im Ruhrgebiet Flechten wesentlich langsamer zurückkehren als etwa in London oder München. So ist erst ab den 90er Jahren in Paris ein Anstieg der Arten (auf ca. 46) zu erkennen; auch im Ruhrgebiet zeigte sich eine Artenzunahme erst ab 1985 (Abbildung 44). Dagegen konnte in London wie auch in München bereits zu Beginn der 70er Jahre, also 15-20 Jahre vorher, ein Einsetzen der Flechtenrückkehr berichtet werden (Abbildung 51 und Abbildung 52). Während im Großraum London Mitte der 80er Jahre eine ganze Reihe von Arten sowie in München und Umgebung zur gleichen Zeit etwa 43 epiphytische Flechten gefunden wurden, waren im Ruhrgebiet lediglich höchstens 8-10 festzustellen; selbst wenn nur das eigentliche Stadtgebiet von München Berücksichtigung fände, wäre das Arteninventar verglichen mit dem Ruhrgebiet höher. Bemerkenswert ist im Zusammenhang mit dem Zeitpunkt der Wiederbesiedelung und der zeitlichen Entwicklung der Artenzahl der Aspekt des aktuellen Arteninventars. Hierbei unterscheiden sich die Areale nur unwesentlich voneinander:

- ◆ Ruhrgebiet: 59 Arten (inklusive Wuppertal und Ratingen: 63 Arten)
- ◆ München: 57 Arten
- ◆ London: ca. 60 Arten.

Insofern ist von einer regelrechten „Explosion“ der Artenvielfalt innerhalb eines vergleichsweise kurzen Zeitraumes zu sprechen. Ähnliches dürfte möglicherweise auch für Paris festzustellen sein; hierzu fehlen jedoch aktuelle Angaben.

Neben dem Aspekt des Wiederbesiedelungsbeginns und der Entwicklung der Gesamtartenzahl ist die zeitliche Entwicklung des Artenspektrums zwischen den hier genannten Beispielen verschieden. Das Phänomen des „zone skipping“ ist zwar allgemein zu beobachten, jedoch ist das Ausmaß des „Überspringens“ entsprechender Stufen der Skala nach HAWKSWORTH & ROSE (1970) verschieden. Tabelle 25 zeigt eine Auswahl von Arten, die in den drei Gebieten zu unterschiedlichen Zeitpunkten nachgewiesen wurden.

Tabelle 25: Zeitpunkt des Nachweises ausgewählter Arten in London, München und im Ruhrgebiet (Paris wird aufgrund fehlender Daten nicht aufgeführt).

Art	London	München	Ruhrgebiet
<i>Usnea spec.</i>	1979-80	1973	1998
<i>Flavoparmelia caperata</i>	1979-80	1973	1998
<i>Evernia prunastri</i>	1979-80	1984	1992
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	?	1973	1998
<i>Candelaria concolor</i>	1989	2000	1998
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	?	1984	2000

Demnach gehören verschiedene *Usnea*-Arten, *Flavoparmelia caperata*, *Evernia prunastri* und *Pseudevernia furfuracea* in London bzw. München zu denjenigen Arten, die verhältnismäßig früh in das Gebiet wiedereingewandert sind, also besonders typische „zone skippers“ sind. In der Münchener Innenstadt zählen die Bartflechten, *Flavoparmelia caperata* und *Pseudevernia furfuracea* zu den ersten Arten an neuen Standorten; somit haben sie selbst *Lecanora conizaeoides* „übersprungen“ (vgl. KANDLER & POELT 1984), die in der Regel zunächst bei sinkenden Belastungen einwandert, bevor dann schließlich weitere Arten, darunter auch „zone skippers“, hinzukommen. Im Ruhrgebiet dagegen hat es lange gedauert, bis sich die genannten Arten nach Beginn der Wiederbesiedelung eingefunden haben; bemerkenswert ist, dass *Evernia prunastri* in London auch im Vergleich zu München sehr früh anzutreffen war; immerhin dauerte es in München etwa 11-16 Jahre und im Ruhrgebiet nur 7 Jahre bis zum Nachweis dieser Art. Eine ähnlich späte Rückkehr zeigt sich im Falle von *Pleurosticta acetabulum*, wobei die Zeiträume für München und für das Ruhrgebiet in etwa gleich sind. Bei einigen wenigen Arten wie etwa bei *Candelaria concolor* liegt der Nachweis im Ruhrgebiet vor dem Fund in München, jedoch wiederum weit nach dem Nachweis in London.

Generell kann festgehalten werden, dass die Wiederbesiedelung im Ruhrgebiet verglichen mit anderen Arealen erst recht spät einsetzte und zunächst langsam verlief (s. Abbildung 56). Erst ab Mitte der 90er Jahre kam es zu einer deutlichen Zunahme der Gesamtartenzahl. Für die unterschiedlich verlaufende Rückkehr von Flechten in das Ruhrgebiet sind mehrere Gründe zu nennen. Als ein wesentlicher Faktor für die Wiederbesiedelung gilt der Nachschub mit Diasporen (vgl. 6.5). Zwar wurde in fast ganz Europa der Flechtenbewuchs durch hohe SO₂-Konzentrationen geschädigt, doch kam es in den ländlichen Bereichen infolge sinkender Belastungen bald zu einer Erholung der Flechtenbestände. Wie das Beispiel von *Usnea spec.* in Großbritannien zeigt (SEAWARD 1980), konnte sich die Art innerhalb relativ kurzer Zeit wieder ausbreiten. Dies soll verdeutlichen, dass in der Umgebung von London, besonders in den für die Diasporendrift wichtigen luvwärts gelegenen Landesteilen, die dort vorhandenen Flechtenvorkommen für einen hohen Diasporennachschub sorgen konnten. In noch viel stärkerem Maße gilt der Faktor Diasporennachschub für München, da hier die Alpen einen ungleich größeren Vorrat an Verbreitungseinheiten bereitstellen. Wie die Kartierungen von HEIBEL (1999), aber auch der Blick auf die historische Situation der Flechtenvegetation in den Niederlanden zeigt (z.B. VAN HERK & APTROOT 1998), stand für das Ruhrgebiet keine qualitativ wie quantitativ vergleichbare Diasporenquelle zur Verfügung. HENDERSON-SELLERS & SEAWARD (1979) weisen allerdings darauf hin, dass neben dem Anflug von Verbreitungseinheiten die Substratbedingungen für den (Wieder-)Ansiedelungserfolg entscheidend sind; unter diesem Aspekt betrachtet führten die jahrzehntelangen Schadstoffimmissionen im Ruhrgebiet zu einer extremen Borkenversauerung und Schadstoffanreicherung, so dass sehr viele potentielle Standorte auf lange Sicht hin lebensfeindlich wurden. Dieses Phänomen zeigt sich auch in London (vgl. BATES et al. 1990), doch führte hier der starke Diasporennachschub in Ver-

bindung mit geschützt gelegenen Standorten (wie. z.B. Ruislip) zu der geschilderten frühzeitigen Wiederbesiedelung. Zwar weist mit den vorhandenen Grünzügen und städtischen Parks auch das Ruhrgebiet mikroklimatisch günstige Areale auf, doch reicht möglicherweise der Diasporennachschub aus dem Umland nicht für eine Besiedelung dieser Gebiete aus bzw. dauerte eine Regeneration sehr lange. Möglich ist auch, dass die Grünzüge zwar aus mikroklimatischer Sicht günstig waren, jedoch die hohe Schadstoffbelastung nicht ausreichend von der Vegetation abgehalten werden konnte und sich daher auch hier dezimierend auf Flechten auswirkte (vgl. GRILL et al. 1988). In München schließlich gab es zu keiner Zeit ein derartiges Immissionsgeschehen wie in vergleichbaren Industrieräumen; hier waren die SO₂-Immissionen auf den Hausbrand oder den Brauereibetrieb (VORBECK & WINDISCH 2001) zurückzuführen, die relativ rasch durch Umstellung auf andere Energieträger abgesenkt werden konnten.

7.4 Allgemeine Betrachtungen zur Wiederbesiedelung ehemals flechtenarmer Räume

Aus den eigenen Beobachtungen und Ergebnissen im Ruhrgebiet sowie aus dem Vergleich mit Wiederbesiedelungsereignissen in anderen Gebieten soll im folgenden versucht werden, möglichst allgemeine Prinzipien abzuleiten.

7.4.1 Ausgangssituation

Im Hinblick auf die Rückkehr von Flechten erscheint es sinnvoll, zwischen Punktemittenten (z.B. ein einzelnes Kraftwerk oder eine einzelne Fabrik) und Flächenquellen (eine Stadt oder ein Ballungsraum) zu unterscheiden. Für den Fall einer einzelnen distinkten Quelle wird der Flechtenbewuchs meist in der Hauptwindrichtung am stärksten geschädigt, wobei sich die Schädigungen mit zunehmender Entfernung vom Emittenten abschwächen. Meist ist nur ein Hauptschadstoff (z.B. SO₂) für die Verarmung der Flechtenvegetation verantwortlich. Der Grad der Schädigung kann vom Ausfall einzelner besonders empfindlicher Arten bis hin zur globalen Reduzierung oder Vernichtung der epiphytischen Flechten führen. Für den Fall, dass die Schädigung nur einzelne Arten betrifft, kann recht bald (nach ca. 5 Jahren) eine Wiederausiedelung dieser Arten nach einer Belastungsreduzierung beobachtet werden (vgl. BECKETT 1995, SHOWMAN 1981, 1990, 1997).

In urban-industriell geprägten Arealen kommen neben der Hauptschadstoffkomponente (meist SO₂) noch weitere Schadstoffe (NO_x etc.) sowie bioklimatische Faktoren hinzu, die auch bei einer Reduzierung der Belastung durch SO₂ dazu führen, dass empfindliche Arten nicht wiederkehren oder auf wenige Standorte beschränkt bleiben.

Generell ist, verglichen mit den oben angesprochenen Punktquellen, in industriell geprägten Stadtgebieten bzw. Ballungsräumen eine viel tiefgreifendere und längerfristige Schädigung der Epiphytenvegetation zu beobachten. Typischerweise bilden sich Flechtenwüsten mit entsprechender Randzonierung (vgl. SERNANDER 1926).

7.4.2 Start und Entwicklung der Wiederbesiedelung

Wie vielfache Beobachtungen zeigen, ist die erste Phase der Flechtenrückkehr durch die Einwanderung und flächenhaften Ausbreitung von *Lecanora conizaeoides* geprägt. Dies ist dort der Fall, wo saure Immissionen zu einer Versauerung der Borkensubstrate führten und nur eine leichte Reduzierung der SO₂-Belastung stattfand. Die monotonen Überzüge von *Lecanora conizaeoides* (zusammen mit Grünalgen der Gattung *Desmococcus*) bewirken eine Ausbreitung flechtenparasitierender Pilze wie z.B. *Athelia arachnoidea*. Während im Ruhrgebiet die Startphase der Wiederbesiedelung recht lange andauerte, wurde beispielsweise in München und auch in den Außenbezirken Londons die Dominanz von *Lecanora conizaeoides* bald von anderen Arten durchbrochen. Verhältnismäßig schnell konnten Blatt- und Strauchflechten (*Evernia prunastri*, *Usnea* spec., *Flavoparmelia caperata*) angetroffen werden; diese Rückkehr von Arten, die nach der Zonierung von HAWKSWORTH & ROSE (1970), aber auch nach anderen Abschätzungen der Empfindlichkeit (z.B. Zeigerwerte nach WIRTH 1992), erst zu einem späteren Zeitpunkt zu erwarten gewesen wären, belegten HAWKSWORTH & MCMANUS (1989) mit dem Begriff des „zone skipping“ (s. 7.3.2). Das Auftreten von „zone skippers“ konnte in allen Arealen beobachtet werden, jedoch ist dies abhängig von den Diasporen in der Luft. Besonders extrem tritt „zone skipping“ dort auf, wo bedingt durch die geringe Belastung der Umgebung der Diasporennachschub empfindlicher Arten hoch ist (vgl. München, 7.3.4).

Im Gegensatz zu natürlichen Neubesiedelungsprozessen epiphytischer Flechten, wie z.B. auf jungen Zweigen, wird die Wiederbesiedelung flechtenfreier oder stark verarmter Gebiete im wesentlichen durch das Auftreten von *Lecanora conizaeoides* dominiert. Unter natürlichen Bedingungen als Pionierarten zu bezeichnende Spezies wie *Xanthoria polycarpa*, *Physcia tenella*, *Parmelia sulcata* oder *Melanelia subaurifera* (s. DEGELIUS 1964) treten bei der Wiederbesiedelung nicht als solche in Erscheinung, sondern kommen erst zusammen mit den wesentlich empfindlicheren „zone skippers“ vor.

Festzuhalten bleibt ferner im Zusammenhang mit der ersten Wiederbesiedelungsphase, dass überwiegend solche Arten ausgesprochene „zone skippers“ sind und dementsprechend rasch in ein Areal wiedereinwandern können, die sich mit vegetativen Diasporen (Soredien, Isidien) verbreiten (vgl. KANDLER & POELT 1984). Viele Krusten (etwa *Lecanora*-Arten) treten daher hinter Blatt- und Strauchflechten mit entsprechend „schnellen“ Verbreitungseinheiten zurück.

Schwierig zu beantworten ist die Frage nach der Konkurrenz in der Startphase der Wiederbesiedelung. Konkurrenz kann, sofern noch Relikte einer vorherigen, durch die Immissionen geschädigten Flechtenvegetation vorhanden sind, zwischen diesen und den Neuankömmlingen entstehen. Für den Fall der Flechtenwüste und einer Erstbesiedelung durch *Lecanora conizaeoides*, könnte es zu Konkurrenzverhältnissen zwischen dieser und den nachfolgenden „zone skippers“ kommen. Schließlich ist eine Konkurrenz zwischen den „zone skippers“ selbst vorstellbar. In der weiteren Entwicklung hat die Konkurrenz (auch später als dynamisches Element) großen Einfluss auf die Physiognomie der Flechtengesellschaft; auch Moose spielen dabei eine Rolle (BARKMAN 1958). Angaben über die Konkurrenzverhältnisse in epiphytischen Gemeinschaften finden sich z.B. bei DEGELIUS (1940, 1964) oder KISS (1982).

Aus den eigenen Beobachtungen sowie der Literatur (z.B. OTT & JAHNS 2000) kann gefolgert werden, dass in der frühen Initialphase genügend Raum für neue Individuen vorhanden ist. Ähnlich einer neu entstandenen Vulkaninsel bieten die Baumborken nach einer gewissen Zeit der „Entsauerung“ eine große Anzahl neu zu besiedelnder Standorte. Je nach Menge anfliegender Diasporen ist das Raumangebot also sehr groß, und die Konkurrenz zu bereits vorhandenen Flechten dürfte als gering einzustufen sein. Entgegen der Meinung von SEAWARD (1997) hat sich gezeigt, dass selbst flächenhafte Überzüge von *Lecanora conizaeoides* und Grünalgen nicht hinderlich für die Ansiedelung neuer Arten sind. Oftmals ist *Lecanora conizaeoides* durch den Pilz *Athelia arachnoidea* oder andere lichenicole Pilze geschwächt; ferner verschwindet die Flechte bei sinkender SO₂-Immission und eröffnet somit den Raum für die „zone skippers“ (vgl. BATES et al. 2001, WIRTH 1993). Eine Konkurrenz um günstige Standorte an einem Baumstamm entwickelt sich erst mit zunehmender Besiedelung bzw. nach einer entsprechenden Zeit des Wachstums. Hier kann es dann durchaus zu einem Aneinanderstoßen von Einzelthalli und somit zu Konkurrenzeffekten kommen (s. Abbildung 53), oder ein geschlossener Bestand von bestimmten Arten (z.B. *Physcia tenella*, s.u.) dazu führen, dass sich weitere Flechten nur sehr schwer anzusiedeln vermögen.



Abbildung 53: Raumkonkurrenz zwischen *Melanelia subaurifera* und *Hypogymnia physodes*. Beide Arten überwachsen sich gegenseitig (zwischen den Aufnahmen liegt ein Zeitraum von zwei Jahren).

7.4.3 Die „neue“ Flechtenvegetation

Wie bereits SEAWARD (1997) bemerkt, unterscheidet sich das Bild der neuangesiedelten Flechtenvegetation ganz erheblich von dem derjenigen, die durch die Immissionsbelastung vernichtet bzw. dezimiert wurde. Der globale Wandel von einer Belastung durch saure Schadstoffe hin zu nährstoffreichen Komponenten führt zu einer Anreicherung der Substrate epiphytischer Flechten mit Stickstoffverbindungen, die neutrophytische und nitrophytische Arten fördern. In zunehmendem Maße sind daher die sich neuansiedelnden Gemeinschaften von Flechten bestimmt, die diese Bedingungen präferieren (ROHLFS 2000). Hierzu gehören Vertreter der *Physciaceae* (in Europa *P. tenella* und *P. adscendens*, in Nordamerika *P. millegrana* (DELENDICK 1994)), aber auch der Gattung *Xanthoria* sowie *Amandinea punctata*. Bereits GILBERT (1968) führt für die letztgenannte Art an, dass diese erst seit kurzer Zeit in städtischen Gebieten auftritt und neben *Lecanora conizaeoides* das Bild der urbanen Lichenenflora beherrscht. Das Vorkommen von überwiegend saxicolen Arten wie *Lecanora muralis* oder der *Lecanora dispersa*-Gruppe auf Baumborken, und dort nicht nur an der Basis von Stäm-

men, spricht ebenfalls für eine starke Substratveränderung. Azidophytische Arten wie *Lecanora conizaeoides* oder *Hypogymnia physodes*, aber vermutlich auch *Evernia prunastri*, *Ramalina farinacea* oder *Usnea*-Arten profitieren nicht oder nur sehr begrenzt von den Nährstoffeinträgen und den daraus resultierenden Änderungen der Borkenazidität. Vielfach werden sie auf Standorte zurückgedrängt, an denen entsprechende Substratverhältnisse anzutreffen sind (s. Verteilung der Vorkommen auf entsprechende Trägerbäume bei den jeweiligen Artbeschreibungen, 6.2), oder die Arten (wie beispielsweise *Lecanora conizaeoides*) verschwinden großflächig (z.B. BATES et al. 2001, KIRSCHBAUM & HANEWALD 2001, ZIMMER 2000).

Schließlich ist zu bemerken, dass die Veränderung der Nährstoffbedingungen zu einer Förderung fädiger Grünalgen führte (z.B. *Klebsormidium crenulatum*), die weite Teile von Stammoberflächen besonders im Bereich der Regenwasserablaufbahnen überziehen können (s. FRAHM 1999). Diese Algendecken gehören heute schon zum typischen Bild urbaner Flechtengesellschaften (s. auch STAPPER et al. 2000) und haben sicherlich bezogen auf Konkurrenzverhältnisse eine große Bedeutung. STAPPER (pers. Mitt.) weist allerdings darauf hin, dass sich auch in den Kammlagen der Mittelgebirge (Sauerland, Eifel) Massenbestände fädiger Grünalgen bilden können, diese also kein ausschließliches Merkmal regenerierender Flechtenbestände in städtischen Gebieten sind.

Neben dem Aspekt, dass sich das Arteninventar der zurückgekehrten Flechtenvegetation von der ursprünglichen Vegetation unterscheidet, fand bereits SEAWARD (1982) bei Untersuchungen an *Lecanora muralis*, dass es offenbar unter dem Einfluss von Schadstoffen zu einer Bevorzugung von solchen Individuen kommt, die an ungünstige Verhältnisse angepasst sind. SEAWARD konnte diese Beobachtungen lediglich am Phänotyp der untersuchten Exemplare festmachen, also nicht entscheiden, ob es sich um Modifikation oder Mutation und genetische Auslese handelt. Jedoch gibt es neuerlich auch Hinweise darauf, dass sich der Genpool der wiederbesiedelnden Flechtenpopulationen von dem ursprünglichen Genpool unterscheidet. So stellen CRESPO et al. (1999) bei *Parmelia sulcata* in ungestörten Populationen drei verschiedene Genotypen fest, während in Gebieten, in denen über einen gewissen Zeitraum hinweg die Luftbelastung erhöht war, nur noch zwei Genotypen nachweisbar waren. Schließlich kam in durch Wiederbesiedelung entstandenen Populationen dieser Art nur noch ein Genotyp vor. Die Autoren führen den Verlust der genetischen Diversität darauf zurück, dass es im Rahmen der Wiederbesiedelung zu einem „Gründereffekt“ kam, d.h. Individuen eines Genotyps in das Areal einwanderten und sich dort ausgebreitet haben. Insbesondere bei sich vegetativ ausbreitenden Arten (wie bei der hier untersuchten *Parmelia sulcata*) führte dies dazu, dass die neu eingewanderte Population genetisch homogen und somit im Vergleich zur Situation vor dem belastungsbedingten Verschwinden der Art genetisch verarmt ist. Die interessante Frage, ob die genotypische Konstitution Auswirkungen auf das Wiederbesiedelungspotential bzw. die Toleranz gegenüber Schadstoffen ausübt, bleibt bei dieser Studie unbeantwortet. Es muss daher spekulativ bleiben, ob die weiteren Genotypen, die in ungestörten Populationen wesentlich seltener auftreten, weniger gut angepasst an die Bedingungen wiederzubesiedelnder Areale sind und daher fehlen, oder ob aufgrund der größeren Seltenheit Diasporen dieser Genotypen entsprechende Gebiete nicht erreichen bzw. unwahrscheinlicher auf passenden Substraten landen. Aus der genannten Untersuchung scheint jedoch deutlich zu werden, dass die Veränderungen der Umwelt selektiv auf den Genpool von Flechten einwirken und sich dies besonders bei der Wiederbesiedelung von Arealen in Form einer genetischen Verarmung der Flechtenvegetation auswirkt. Weitere populationsgenetische Untersuchungen sollten folgen.

7.4.4 Die Bedeutung der Verbreitungsstrategie

In Ergänzung zu den bereits angeführten Aspekten soll nun beispielhaft für andere Wiederbesiedelungsphänomene anhand des Ruhrgebietes auf die Verbreitungsstrategien von wieder einwandernden Flechten eingegangen werden. Nach PURVIS et al. (s. Tabelle 26) kann das vorhandene Artenspektrum hinsichtlich seiner primären Verbreitungsform wie folgt klassifiziert werden:

- ◆ Arten, die sich mit Soredien und Isidien verbreiten, sehr selten, selten oder gelegentlich auch mit Ascosporen
- ◆ Arten, bei denen nur Ascosporen gebildet werden
- ◆ Arten, die sowohl Ascosporen als auch Soredien und Isidien bilden.

Tabelle 26: Angaben zum Verbreitungsmechanismus nach PURVIS et al. (1992) der nachgewiesenen Arten (in runden Klammern: selten bis sehr selten, in eckigen Klammern: gelegentlich, S=Soredien, I=Isidien, Sp=Ascosporen, st=steril).

Art	Verbreitungsform	Art	Verbreitungsform
<i>Amandinea punctata</i>	Sp	<i>Parmotrema chinense</i>	S, (Sp)
<i>Bacidina arnoldiana</i>	(Sp)	<i>Parmelina tiliacea</i>	I, [Sp]
<i>Candelaria concolor</i>	S/I, (Sp)	<i>Phaeophyscia nigricans</i>	S/I
<i>Candelariella aurella</i>	Sp	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	S, [Sp]
<i>Candelariella vitellina</i>	Sp	<i>Physcia aipolia</i>	Sp
<i>Candelariella xanthostigma/C. reflexa</i>	S, (Sp)	<i>Physcia adscendens</i>	S, Sp
<i>Evernia prunastri</i>	S, (Sp)	<i>Physcia caesia</i>	S, (Sp)
<i>Flavoparmelia caperata</i>	S, (Sp)	<i>Physcia dubia</i>	S, (Sp)
<i>Flavoparmelia soredians</i>	S	<i>Physcia tenella</i>	S, Sp
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	S	<i>Physcia stellaris</i>	Sp
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	S, [Sp]	<i>Physconia grisea</i>	I/S, [Sp]
<i>Hypogymnia physodes</i>	S, (Sp)	<i>Physconia perisidiosa</i>	I/S, (Sp)
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	S, (Sp)	<i>Platismatia glauca</i>	I/S, (Sp)
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	(Sp)	<i>Pleurosticta acetabulum</i>	Sp
<i>Lecanora barkmaniana</i>	S, (Sp)	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	I, [Sp]
<i>Lecanora chlarotera</i>	Sp	<i>Punctelia borreri</i>	S, [Sp]
<i>Lecanora conizaeoides</i>	S, Sp	<i>Punctelia subrudecta</i>	S, (Sp)
<i>Lecanora dispersa</i> s.l.	Sp	<i>Punctelia ulophylla</i>	S
<i>Lecanora expallens</i>	S, (Sp)	<i>Ramalina farinacea</i>	S, (Sp)
<i>Lecanora muralis</i>	Sp	<i>Rinodina gennarii</i>	Sp
<i>Lecanora sambuci</i>	Sp	<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>	Sp
<i>Lecanora symmicta</i>	Sp	<i>Strangospora pinicola</i>	Sp
<i>Lecidella elaeochroma</i>	Sp	<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	S, Sp
<i>Lepraria incana</i> s.l.	st	<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	S, (Sp)
<i>Melanelia exasperatula</i>	I, (Sp)	<i>Usnea filipendula</i>	I/S
<i>Melanelia glabratula</i>	I, [Sp]	<i>Usnea hirta</i>	I
<i>Melanelia subaurifera</i>	I, S, (Sp)	<i>Usnea subfloridana</i>	S, (I), [Sp]
<i>Parmelia pastillifera</i>	I, [Sp]	<i>Xanthoria candelaria</i>	S, [Sp]
<i>Parmelia saxatilis</i>	I, [Sp]	<i>Xanthoria parietina</i>	Sp
<i>Parmelia sulcata</i>	S, [Sp]	<i>Xanthoria polycarpa</i>	Sp

Die Möglichkeit, dass auch Konidien bei der Verbreitung eine Rolle spielen, wurde hier aufgrund widersprüchlicher Angaben in der Literatur und eines allgemein unbefriedigenden Kenntnisstandes auf diesem Gebiet außer Acht gelassen.

Von den insgesamt 63 im Untersuchungsgebiet festgestellten Arten verbreiten sich 26 nahezu ausschließlich mit Soredien und Isidien (41 %), 17 nur durch Sporen (27 %) und die restlichen 20 sowohl vegetativ als auch durch Sporen (32 %), wobei hier anzumerken ist, dass bei einigen Arten (*Evernia prunastri*, *Melanelia glabratula*, *M. subaurifera*, *Parmelia sulcata*, *Phaeophyscia orbicularis*, *Pseudevernia furfuracea*, *Punctelia borreri*, *P. subrudecta*, *P. ulophylla*) als vorherrschende Diasporenform Soredien oder Isidien in Frage kommen, da fruchtende Exemplare mit fertilen Sporen äußerst selten angetroffen werden.

Nur vier Flechten mit generativer Vermehrung treten relativ häufig auf, können also an mehr als 20 % aller Aufnahmepunkte im Ruhrgebiet angetroffen werden, wobei nur eine Art (*Amandinea punctata*) sehr häufig ist (an mehr als 50 % aller Aufnahmepunkte) (s. Abbildung 54).

Dagegen kommen 15 Arten, die sich nahezu ausschließlich oder überwiegend durch vegetative Verbreitungseinheiten vermehren, an mehr als 20 % der Aufnahmepunkte vor, worunter vier Arten an über 50 % aller Trägerbäume angetroffen werden können. Schließlich ist noch zu berücksichtigen, dass unter den Arten mit vegetativer Verbreitung viele relativ hohe Standortansprüche haben und daher nicht nur im Untersuchungsgebiet, sondern auch in anderen Gebieten Nordrhein-Westfalens selten sind. Als Beispiele dafür seien *Bryoria fuscescens*, *Flavoparmelia flaventior*, *F. soredians*, *Tuckermannopsis chlorophylla* sowie die drei *Usnea*-Arten aufgeführt. Unter den sporenverbreitenden Arten dagegen können lediglich *Hypotrachyna revoluta*, *Lecanora sambuci*, *Micarea nitschkeana*, *Physcia aipolia* und *P. stellaris* für Nordrhein-Westfalen als selten bezeichnet werden.

Diese Befunde deuten darauf hin, dass sich trotz ähnlicher Empfindlichkeiten und Standortansprüche Arten mit vegetativer Verbreitung leichter als sporenverbreitende an Standorten mit möglicherweise wenig optimalen Bedingungen ansiedeln können. Dies mag darauf zurückzuführen sein, dass Flechten, die sich durch Soredien oder Isidien verbreiten, den Vorteil haben, dass beide Symbiosepartner, Pilz und Alge, zusammen an einen neuen Standort gelangen. Somit ist von vornherein eine Flechte als Gesamtes vorhanden. Das anschließende Wachstum kann selbst unter ungünstigen Bedingungen (z.B. pH-Wert, toxische Luftschadstoffe) in vielen Fällen gelingen, da die Algen durch den Pilz geschützt in gleicher Weise Stoffwechsel betreiben und den Pilz ernähren, wie dies in der „Mutterflechte“ oder bei anderen bereits großen Individuen am gleichen Standort der Fall ist (vgl. aber auch MIKHAILOVA & SCHEIDEGGER 2001, SCHUSTER 1985).

Eine Spore dagegen ist nach dem Keimen gezwungen, passende Algenzellen zu erreichen und diese in eine Symbiose einzubeziehen. Das Auffinden einer geeigneten Alge dürfte dabei möglicherweise das größte Problem sein, da insbesondere in städtischen Gebieten aufgrund der relativ geringen Luftfeuchte freilebende coccale Algen (mit Ausnahme von *Pleurococcus*) recht selten sind. Darüber hinaus ist vorstellbar, dass z.B. durch den zumeist niedrigen Borken-pH sowie Luftverunreinigungen frei vorkommende Flechtenalgen geschädigt werden und daher nur in geringer Anzahl verfügbar sind.

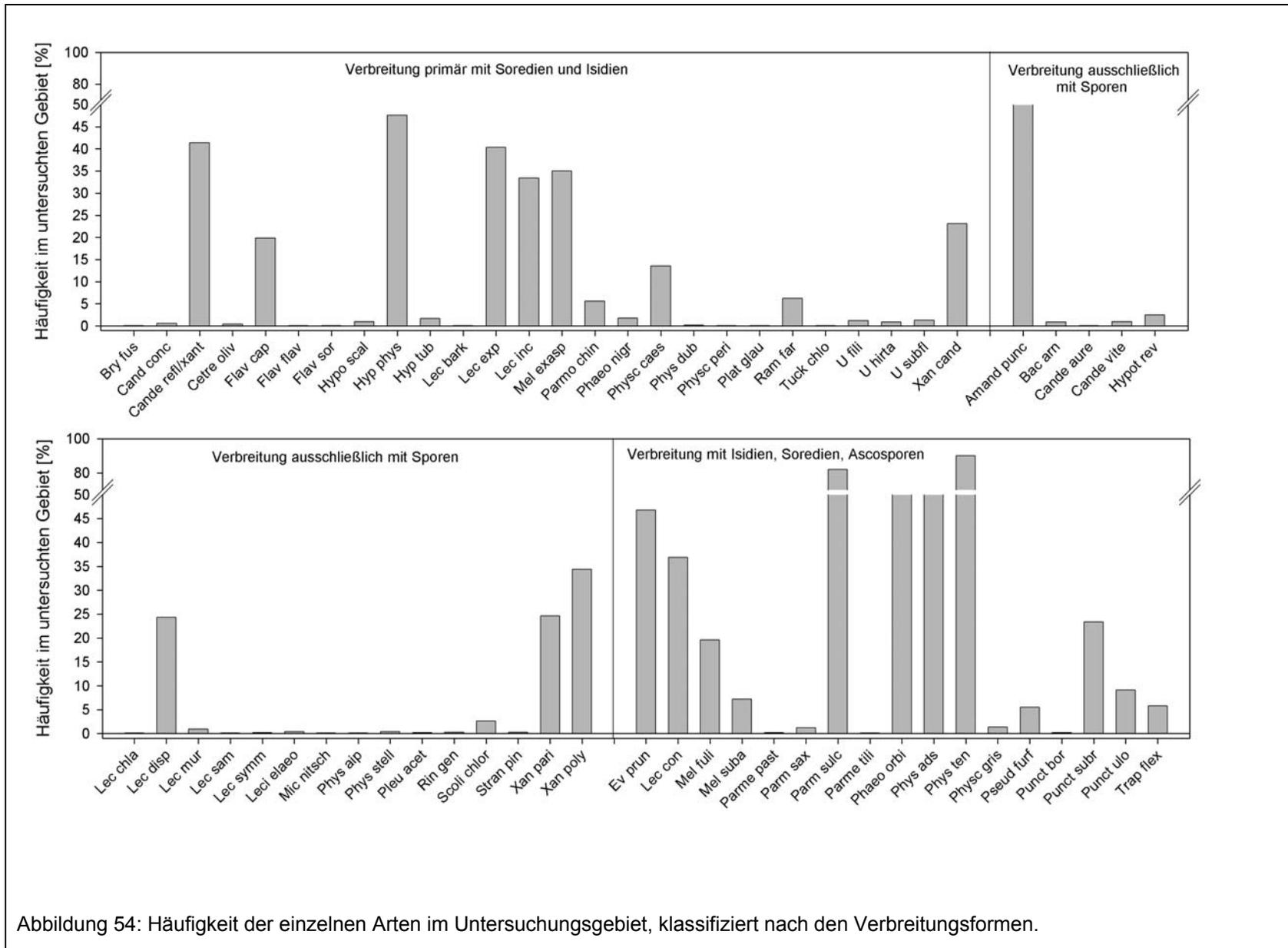


Abbildung 54: Häufigkeit der einzelnen Arten im Untersuchungsgebiet, klassifiziert nach den Verbreitungsformen.

Auch die Pilzspore selbst ist in ihrer Initialphase schädlichen Umwelteinflüssen ausgesetzt, insbesondere den direkt auf der Borke aufliegenden oder im Regenwasser gelösten Schadstoffen (BAILEY 1976). Ist nach dem Auskeimen keine geeignete Alge gefunden, so fehlt dem Pilz der Ernährungspartner, und er geht zugrunde. Nur solche Arten mit besonders widerstandsfähigen Sporen wie *Xanthoria parietina*, *Lecanora dispersa*, *L. conizaeoides* können sich auch bei ungünstigen Bedingungen mit Hilfe von Sporen verbreiten (BELANDRIA et al. 1989, KOFLER et al. 1968). Schließlich ist in Hinsicht auf das Auskeimen einer Spore und dem Zustandekommen der Flechtensymbiose darauf hinzuweisen, dass der Vorgang der Symbiosebildung ebenfalls von Schwierigkeiten geprägt sein kann. Frei vorkommende Algenzellen, deren Stoffwechsel aufgrund ungünstiger Umweltbedingungen nicht optimal funktioniert, werden möglicherweise bei dem Versuch des Pilzes, die Symbiose einzugehen, derart stark gestresst, dass sie rasch absterben und damit auch der Mykobiont.

Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass Vertreter der Gattung *Xanthoria*, die sich durch Ascosporen verbreiten, ebenso rasch wie asexuell verbreitende Arten erscheinen. Wie OTT bei Kulturversuchen nachweisen konnte, beruht möglicherweise der Erfolg der *Xanthoria*-Arten in erster Linie darauf, dass sie sehr viele und widerstandsfähige Sporen (vgl. KOFLER et al. 1968) entwickeln und diese nach dem Auskeimen nicht sofort auf den passenden Algenpartner (*Trebouxia spec.*) treffen müssen, sondern auch mit coccalen Grünalgen z.B. der Gattung *Pleurococcus* ohne Lichenisierung zusammenleben können und erst später im Zuge der räumlichen Ausbreitung auf den passenden Algenpartner treffen (OTT 1987a, b). Zudem kann aus verschiedenen Beobachtungen (OTT, pers. Mitt.) vermutet werden, dass die *Xanthoria*-Arten nicht sonderlich spezifisch in Bezug auf die *Trebouxia*-Art sind; auch muss entgegen der allgemeinen Vorstellung, dass freilebende lichenisierbare Algen nicht oder nur sehr selten auftreten, vermutet werden, dass sehr wohl z.B. aus verletzten Flechtenthalli *Trebouxia*-führender Arten Algen ausgespült werden und somit frei auf dem Substrat vorliegen. Ferner scheinen nach OTT (OTT 1987a, b, OTT & JAHNS 2000) zumindest *Xanthoria polycarpa* und *X. parietina* in der Lage zu sein, den entsprechend benötigten Algenpartner von anderen Flechten (besonders der häufigen Gattung *Physcia*) zu übernehmen (im Sinne von Parasitismus).

Generell kann aus den oben angeführten Gründen abgeleitet werden, dass Arten mit vegetativer Verbreitung gegenüber solchen mit generativer Verbreitungsstrategie erfolgreicher bei der Wiederbesiedelung ehemals flechtenfreier Räume sind.

Unterstützung findet dieser Befund durch die Beobachtung, dass bei natürlichen Prozessen der Flechtenrückkehr (etwa in nacheiszeitliche Areale) oder bei der Arealerweiterung Arten mit vegetativer Verbreitung gegenüber solchen mit Sporen erfolgreicher sind (BAILEY 1976, BOWLER & RUNDEL 1975, POELT 1963, 1970).

7.4.5 Potentielle Vektoren

Als Hilfsmittel für die Verbreitung der Diasporen kommt für alle Transportdistanzen dem Wind als Hauptagens besondere Bedeutung zu (BAILEY 1976, BARKMAN 1958). Sporen können in der Luftströmung extrem weite Entfernungen überbrücken (z.B. KAPPEN & STRAKA 1988), auch vegetative Diasporen wie Soredien oder Thallusbrückstücke können mit Winden weit verbreitet werden (z.B. HARMATA & OLECH 1991, MARSHALL 1996). GEIGER (1961) gibt

beispielsweise für Sporen des Bovist (*Lykoperdon spec.*) in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und der Wetterlage Transportweiten zwischen 13.000 und 100.000 km an. Selbst die schwereren Sporen des Bärlapp (*Lykopodium spec.*) überbrücken bis zu 70 km. Bei geringen Windstärken oder schweren Verbreitungseinheiten (Thallusbruchstücke, Isidien) dagegen können nur geringere Distanzen überwunden werden, wie der Vergleich z.B. mit Pollen und Früchten verschiedener Pflanzenarten zeigt (z.B. Pollen von *Pinus silvestris*: max. 8 km; Früchte von *Betula verrucosa*: max. 350 m) (GEIGER 1961).

Auch Wasser ist ein recht gutes Transportagens. So verfrachtet am Stamm herablaufendes Regenwasser Diasporen (BAILEY 1976, BARKMAN 1958), und auch Regentropfen sorgen für eine Freisetzung bzw. Verbreitung z.B. von Soredien (BAILEY 1966, 1968).

Als Überbringer von Flechten über weitere Distanzen könnten auch Tiere, im Falle der epiphytischen Flechten am ehesten Vögel, fungieren. So bleiben im Gefieder oder an den Füßen besonders bei feuchtem Wetter Soredien o.ä. haften und werden über z.T. große Entfernungen transportiert (BAILEY 1976, BAILEY & JAMES 1979, BARKMAN 1958). Besonders stammesbesuchende Vogelarten wie Baumläufer, Kleiber oder Meisen könnten als tierische Vektoren für mittelweite Transporte in Frage kommen. Eine Verbreitung über kurze Distanzen dagegen ist beispielsweise über Insekten wie Ameisen (z.B. *Lasius niger* und *Lasius alienus*), Milben, Spinnen, Schnecken oder Springschwänze möglich (BAILEY 1970, HENDERSON & HACKETT 1986, MCCARTHY & HEALY 1978, SLOCUM & LAWREY 1976, STUBBS 1995).

Als ein besonderer Transportfaktor mag bei der Wiedereinwanderung von Flechten in flechtenfreie Räume der Mensch gelten (vgl. BAILEY 1976); denkbar ist, dass über Kraftfahrzeuge, die bei entsprechender Witterung in flechten- und damit diasporenenreichen Gebieten unterwegs sind und eine entsprechende Beladung mit Verbreitungseinheiten erfahren, ein Transport in Ballungsgebiete hinein erfolgt. Hier würden dann die nach Abtrocknen der bei Feuchtigkeit am Autolack klebenden Soredien, Isidien etc. bereits bei geringen Windgeschwindigkeiten (z.B. Fahrtwind) in der Luft verwirbelt und könnten so an passende Standorte gelangen. Daneben erscheint der Transport epiphytischer Flechten zusammen mit Bäumen, die in Baumschulen außerhalb des Ballungsraumes herangewachsen sind und als Straßenbäume im Stadtbereich angepflanzt werden, von Bedeutung. Beispielsweise legt das extrem lokale Auftreten im Ruhrgebiet von *Physcia stellaris*, *Lecanora symmicta* und *L. chlarotera* auf gleichaltrigen angepflanzten Eichen die Vermutung nahe, dass sich die genannten Arten bereits im Aufwuchsgebiet der Bäume auf diesen angesiedelt haben und mit diesen dann an den jetzigen Fundort gelangten. Da die Standortverhältnisse entsprechend optimal zu sein scheinen, haben die Flechten den Ortswechsel unbeschadet überstanden und zeigen heute eine gute Vitalität. Dass die Arten jedoch auf anderen (augenscheinlich ebenfalls optimalen) Phorophyten in der näheren Umgebung fehlen, deutet stark darauf hin, dass entsprechend natürliche Einwanderungswege (z.B. über die Windverbreitung) fehlen.

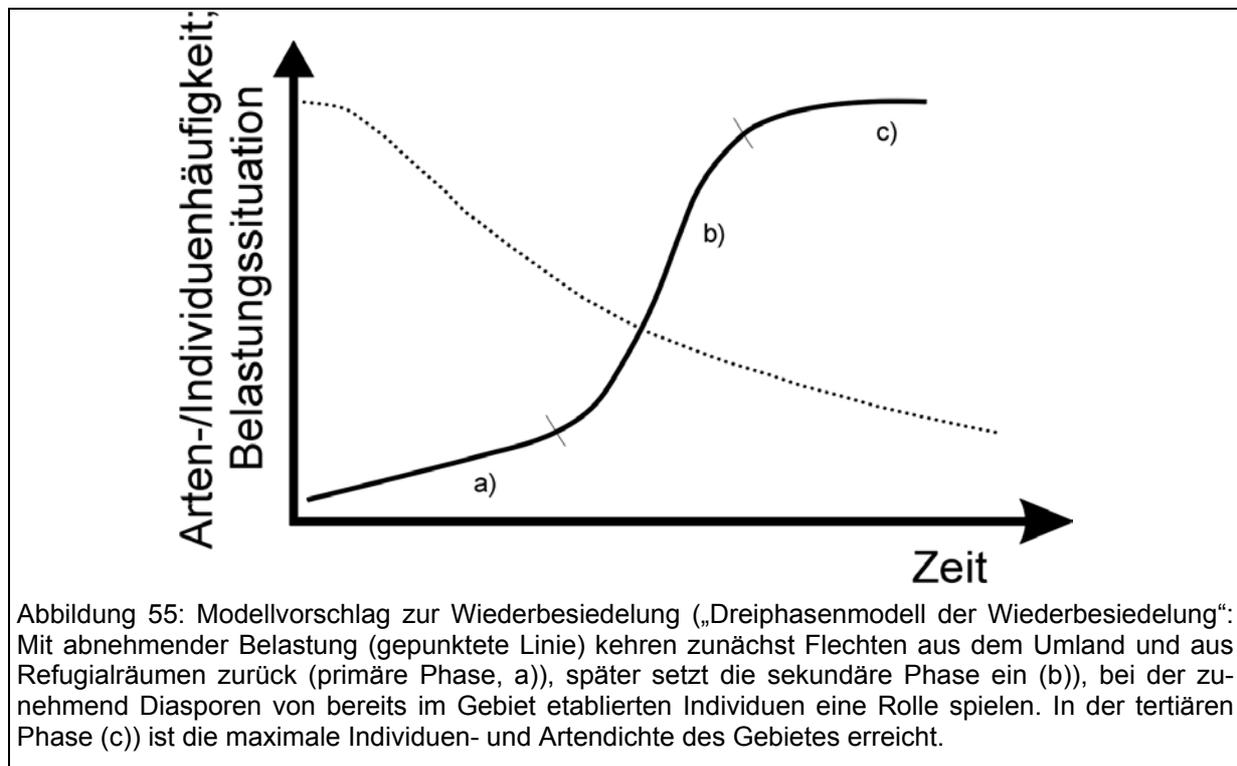
7.4.6 „Dreiphasenmodell der Wiederbesiedelung“

Unter Berücksichtigung des zeitlichen Verlaufs der Luftbelastung und weiterer Faktoren ist ein Modell vorstellbar, nach dem die Wiederausbreitung von Flechten in drei Phasen abläuft (s. Abbildung 55). Diesem nachfolgend vorgestellten Modell liegen die zeitlichen Verläufe der Wiederbesiedelung im Untersuchungsgebiet sowie anderer vorgestellter Räume zugrunde (Abbildung 56).

Die primäre Wiederbesiedelungsphase

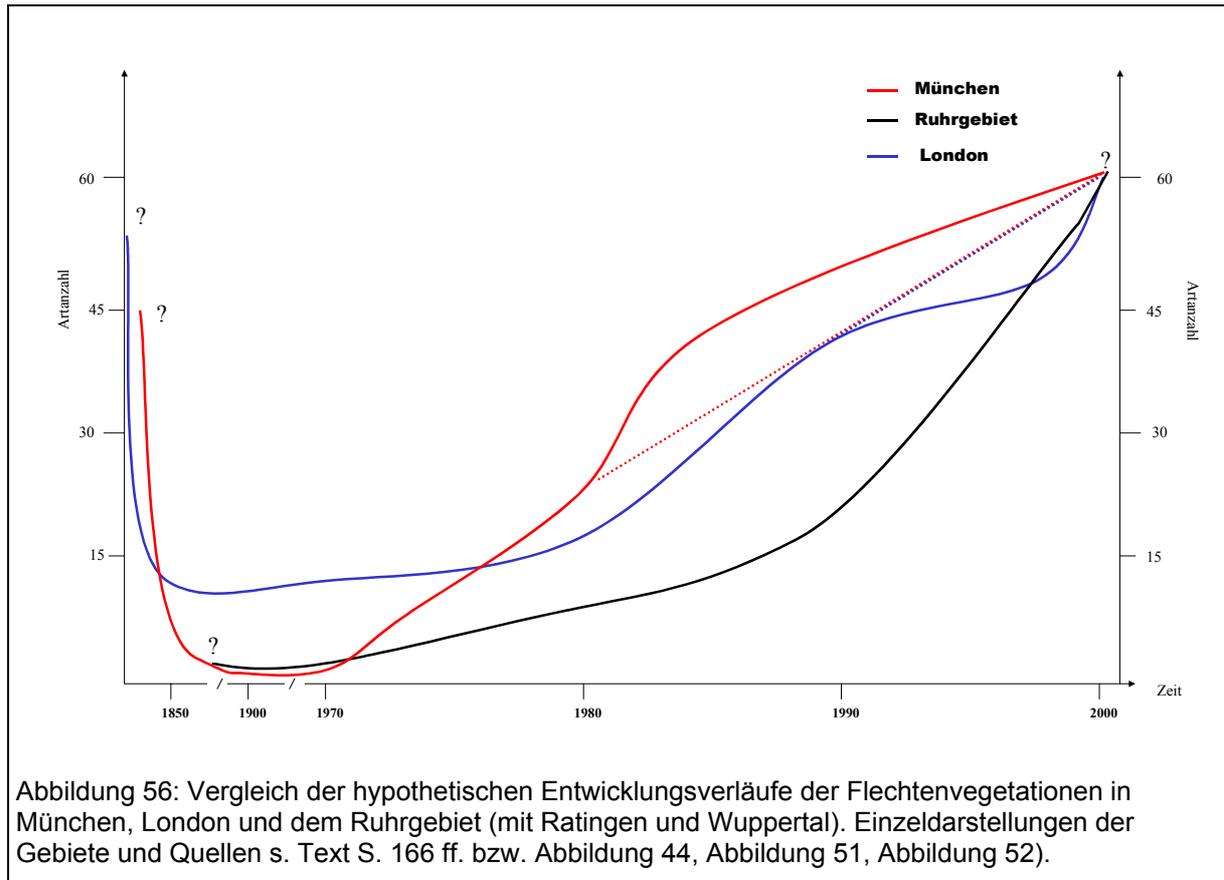
Die primäre Wiederbesiedelungsphase lässt sich unterteilen in

- ◆ die Rückkehr aus im Gebiet gelegenen Refugialräumen
- und
- ◆ die Wiedereinwanderung durch Diasporen aus der Umgebung des Ruhrgebietes.



Rückkehr aus Refugialräumen

Trotz der starken lufthygienischen Belastung im Ballungsraum könnten die Grünzüge, die zwischen oder in den einzelnen Städten vorhanden sind, als Rückzugsgebiete zumindest für die am wenigsten empfindlichen Arten gedient haben (vgl. LAUNDON 1973); es ist vorstellbar, dass sich hier wie auch in innerstädtischen Parkanlagen und auf Friedhöfen Reliktpopulationen von z.B. *Parmelia sulcata*, *Hypogymnia physodes*, *Melanelia* div. spec. und *Physcia* div. spec. erhalten konnten. Dies erscheint aus dem Grunde plausibel, da die Vegetation derartiger Bereiche für eine gewisse Abschirmung und Filterung der Schadstoffe bewirkte (BERNATZKY 1968, 1974, GIVONI 1991, KIRSCHBAUM & STEUBING 1971, RÜMLER 1984); auch von meso-



klimatischer Seite konnten diese Areale den Flechten recht optimale Bedingungen bieten und somit den Schadstoffeinfluss relativieren. Als bevorzugte Trägerbäume für die genannten Reliktarten dürften verschiedene Arten der Gattungen *Salix* und *Populus* sowie *Fraxinus excelsior* gedient haben, da ihre Borken natürlicherweise wenig sauer reagieren und daher saure Immissionen abpuffern konnten. Auch kalkhaltige Steinsubstrate können für bestimmte Arten (z.B. *Parmelia sulcata*, *Xanthoria parietina*, *Physcia* div. spec. etc.) Rückzugsmöglichkeiten eröffnet haben. So beobachtete GILBERT (1968) Individuen von *Physcia tenella* und *Xanthoria parietina* auf asbesthaltigen Materialien um etwa 8 km näher am Stadtzentrum als auf *Fraxinus excelsior*. Schließlich ist vorstellbar, dass Verbreitungseinheiten von Flechten in einem als „Ruhezustand“ zu bezeichnenden Stadium längere Zeit überdauern können und auch den Einfluss z.B. hoher SO₂-Konzentrationen überstehen. JAMES (pers. Mitt.) erachtet dies neben anderen Ursachen als einen Grund, weshalb manche Arten (z.B. *Usnea hirta* in den Niederlanden) mit annähernd gleich großen Thalli relativ rasch nach dem Herabsinken der Immissionskonzentrationen zu beobachten sind. Zur Überprüfung dieser Hypothese sind jedoch weitere Studien notwendig.

Als Einschränkung für die Bedeutung der Rückzugsgebiete für die flächendeckende Wiederausbreitung von Flechten sind folgende Aspekte zu berücksichtigen: Reliktpopulationen sind zum einen in Anbetracht ehemals hohen SO₂-Konzentrationen sicher nicht sonderlich individuenstark, in vielen Fällen dürften sie wahrscheinlich lediglich einzelne Thalli umfassen. Zum anderen kann davon ausgegangen werden, dass die Fähigkeit, fertile Sporen zu bilden, durch die Schadstoffeinflüsse herabgesetzt war. Zwar mag dies nicht auf alle Arten zutreffen, jedoch selbst bei recht robusten Arten wie *Lecanora muralis* und *Lecanora conizaeoides*

konnte eine verminderte Bildung von Apothecien festgestellt werden (FEIGE et al. 1990, WEITKAMP 1988). Auch das Bildungspotential vegetativer Verbreitungseinheiten (Soredien, Isidien) ist bei Belastung durch Schadstoffe vermindert (GILBERT 1988, MIKHAILOVA & VOROBICHIK 1999). Vor dem Hintergrund verminderter Individuenstärke und Vitalität/Fertilität ist es wahrscheinlich, dass die grundsätzlich positiven Effekte der Vegetation höherer Pflanzen (Abschirmung gegenüber Schadstoffen und Anhebung der Luftfeuchte) sich negativ auf die Verbreitung der Flechten auswirkten, indem der Transport von Diasporen ebenfalls durch Herausfiltern und Herabsetzen der Windgeschwindigkeit behindert wurde.

Daher dürften insgesamt betrachtet Refugialräume nur eine sehr untergeordnete Rolle, d.h. allenfalls für wenige Arten und lediglich für die unmittelbare Umgebung, bei der primären Wiederbesiedelung gespielt haben.

Es ist anzunehmen, dass sich einige Zeit nach der Reduktion der starken Belastung, also zusammen mit dem Beginn der allgemeinen Primär-Wiederbesiedelung, die Flechten der Refugialräume wegen der dort herrschenden günstigen mesoklimatischen und lufthygienischen Verhältnisse rasch zu den heute in Parks und Grünflächen anzutreffenden Populationen entwickelt haben. Die gesteigerte Vitalität und das damit verbundene Diasporenpotential könnten im Zuge der weiteren Wiederbesiedelung (Sekundär-Wiederbesiedelung) beschleunigend gewirkt haben. Zwar werden wiederum aufgrund der Abschirmwirkung durch das Laub im wesentlichen die windoffene Areale eine besondere Rolle gespielt haben, doch ist eine Verbreitung über größere Distanzen z.B. im Winter vorstellbar. Die Bedeutung der ursprünglichen Rückzugsräume schwächt sich in dem Maße ab, wie im übrigen Stadtgebiet die Besiedelung zunimmt, da das Verfrachtungspotential für Diasporen von Flechten, die z.B. auf freistehenden Straßenbäumen wachsen, aufgrund der Windexponiertheit viel größer ist.

Die Wiedereinwanderung aus der Umgebung

Im Gegensatz zu der aus genannten Gründen eher untergeordnete Bedeutung besitzenden Ausbreitung aus autochthonen Quellen (den Refugialräumen) während der ersten Wiederbesiedelungsphase, spielt die Wiedereinwanderung von außen sowohl für die Qualität als auch die Quantität der Flechtenvegetation eine wesentlich größere Rolle. Diasporenreiche Quellgebiete können (wie das Beispiel der Wiederbesiedelung Münchens zeigt) einen großen Besiedelungsdruck ausüben. Zudem steht ein großes Angebot an unbesiedeltem Substrat zur Verfügung, so dass den neuankommenden Diasporen beim Wachsen kaum Konkurrenz droht.

Als generell hemmend dürfte sich jedoch der Umstand erweisen, dass eine große Anzahl der potentiellen Substrate in dieser frühen Regenerationsphase noch weitgehend unbesiedelbar ist, da zu wenig Zeit zur Auswaschung der angesammelten Schadstoffe zur Verfügung stand (vgl. SEAWARD 1979).

Darüber hinaus ist anzumerken, dass der Herantransport von Diasporen mit dem Luftstrom aus der Umgebung durch die Charakteristika der städtischen Atmosphäre behindert werden. Insbesondere bei autochthonen Wetterlagen bildet sich über dem Stadtkörper die sog. städtische Grenzschicht („urban boundary layer“) aus, die über vielen Stadtgebieten als recht gut von der übrigen Atmosphäre abzugrenzende Dunstschicht erkennbar ist. Wie die Ansammlung der Partikel in der Stadtgrenzschicht zeigt, ist der Austausch mit darüber liegenden Atmosphärenschichten behindert; demzufolge liegt der Schluss nahe, dass umgekehrt auch das Eindringen von Diasporen in die Stadtgrenzschicht zumindest bei Schwachwindwetterlagen stark begrenzt ist, und diese über die Stadt in höheren Schichten hinweggleiten (Abbildung 57). Bei Wetterlagen mit starken Windbewegungen dagegen kommt es zu einer starken Durchmischung der unteren Troposphäre, so dass sich die Stadtgrenzschicht nicht aufbauen kann und Diasporen ungehinderter herantransportiert werden können.

Schließlich ist anzumerken, dass mit Hilfe von Sporen verbreitende Arten zudem die Schwie-

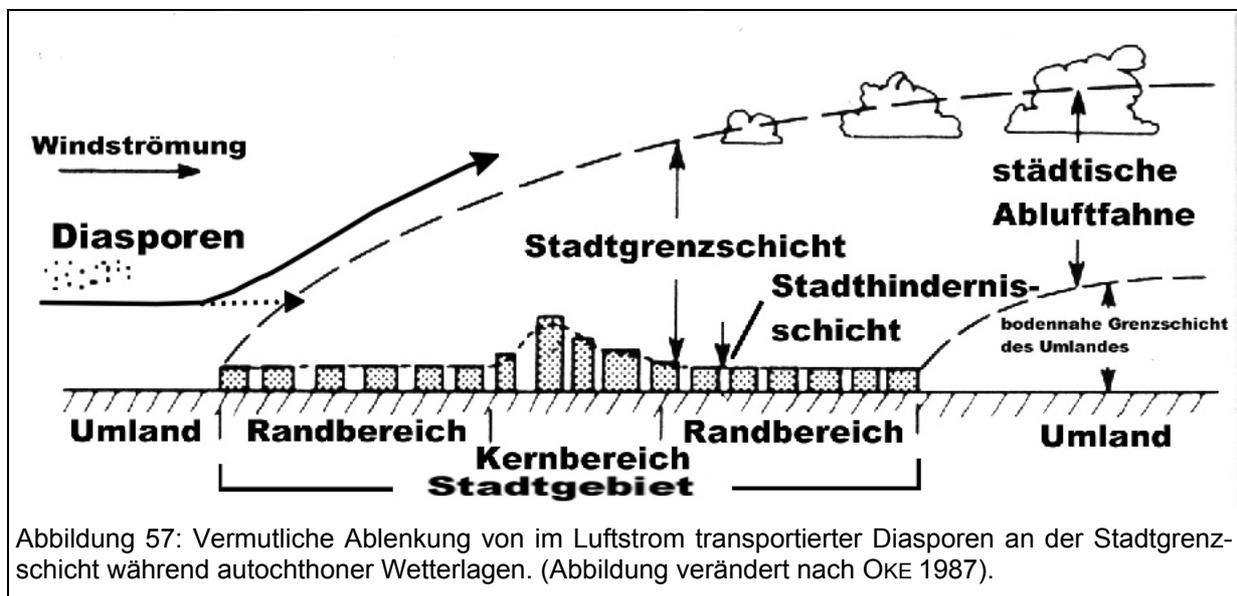


Abbildung 57: Vermutliche Ablenkung von im Luftstrom transportierter Diasporen an der Stadtgrenzschicht während autochthoner Wetterlagen. (Abbildung verändert nach OKE 1987).

rigkeit zu überwinden haben, entsprechend verfügbare Algen zu finden (s. auch 7.4.4), die in dieser Phase sicherlich in noch erheblich geringerer Anzahl vorhanden sind als dies auch in Gebieten mit einer gut entwickelten Epiphytenvegetation ohnehin ist. Der Aufbau einer neuen Flechtenvegetation, die auf der Wiedereinwanderung von Diasporen aus umgebenden Gebieten begründet ist, dauert daher recht lange.

Die sekundäre Wiederbesiedelungsphase

Einige Zeit nach Einsetzen der geschilderten ersten Wiedereinwanderungsphase beginnt die sekundäre Phase, die in ihrem zeitlichen Verlauf rascher, gleichsam exponentiell, abläuft. Dieses zweite Stadium ist geprägt durch die autochthone Entwicklung der neu etablierten und wachsenden Flechtenflora. Damit ist gemeint, dass aus dem Gebiet selbst stammende Diasporen für ein Anwachsen der Flechtenpopulationen verantwortlich sind. Für derartige Prozesse kommt in den meisten Fällen ein Kurzstreckentransport über wenige Zentimeter bis Meter, also meist am Stamm selbst, oder eine mittelweite Verfrachtung (einige 10er Meter) mit dem Wind in Betracht (ARMSTRONG 1987, 1994, TAPPER 1976). Zusätzlich erreichen weiterhin von außerhalb Diasporen das Gebiet; da die Schadstoffbelastung stetig absinkt und sich auch das

Angebot an geeigneten Standorten z.B. durch Auswaschen von Schadstoffen aus der Borke oder das Neupflanzen von Bäumen laufend optimiert, können auch neue, empfindliche Arten zusätzlich zu einem Anwachsen der Individuenstärke einen Zuwachs der Artanzahl bewirken.

Die tertiäre Wiederbesiedelungsphase

Wie der sich abflachender Verlauf der entsprechenden Kurve in Abbildung 55 darstellt (c)), nimmt die Besiedelungsgeschwindigkeit zu einem bestimmten Zeitpunkt ab, und Art- sowie Individuendichte verbleiben auf einem mehr oder weniger konstanten Level (steady state). Als Grund hierfür kann die Verknappung geeigneter und noch unbesiedelter Standorte angeführt werden. Viel entscheidender ist jedoch, dass – wie bei der Neubesiedelung eines jeden Ökosystems – nach einer gewissen Zeit die entsprechenden Habitate mit passenden Arten besetzt sind. Nachdem sich die Generalisten bereits zu einem frühen Zeitpunkt (in der primären Phase) und besonders während der sekundären Phase angesiedelt haben, rücken im Übergang von der sekundären zur tertiären Phase nur noch wenige Spezialisten nach.

Das hier dargestellte „Dreiphasenmodell der Wiederbesiedelung“ kann als Versuch gelten, Wiederbesiedelungsereignissen eine gewisse zeitliche Struktur zuzuordnen. Es kann dazu verwendet werden, Verläufe der Flechtenrückkehr zu prognostizieren; dies ist z.B. im Rahmen von Bioindikationsstudien von großem Wert.

Es sollte jedoch berücksichtigt werden, dass – wie bei jedem Modell – vereinfachte Bedingungen zugrundegelegt wurden. Anhand zukünftiger Untersuchungen zur Rückkehr von Flechten in urbane Räume sollte der Modellvorschlag überprüft und gegebenenfalls modifiziert werden.

Zusammenfassung

Die besonderen ökologischen Bedingungen städtischer Lebensräume werden in einem ersten Teil der Arbeit in ihrer Bedeutung für epiphytische Flechten dargelegt. Mit Hilfe des hier neudefinierten Urbanotoleranzfaktors können Flechten hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit gegenüber der städtischen Umwelt eingestuft werden.

Wie im zweiten Teil der Arbeit dargestellt, ergeben die aktuellen Untersuchungen zur Flechtenvegetation im Ruhrgebiet und einigen umliegenden Stadtgebieten im Vergleich zu früheren Studien, zumeist Luftqualitätserhebungen mit Flechten als Bioindikatoren, dass sich infolge der drastisch reduzierten (SO₂-)Immissionsbelastung eine relativ artenreiche epiphytische Flechtenflora etablieren konnte. Der Gesamtartenbestand stieg von höchstens drei Arten Mitte der 1960er Jahre auf über 60 an; auch die allgemein als Zeichen recht guter Luftqualität anerkannten Bartflechten haben sich im untersuchten Gebiet wieder mit drei Arten eingefunden.

Im Vergleich mit anderen großen urbanen Gebieten, die wie das Ruhrgebiet ähnlichen Belastungsbedingungen unterlagen bzw. aktuell ausgesetzt sind, hat sich eine recht langsame Wiederbesiedelung vollzogen. Dies ist vermutlich sowohl auf den sich nur langsam vollziehenden Entgiftungs- und Entsauerungsprozess der Borkensubstrate, als auch auf den vergleichsweise geringen Diasporenvorrat und –nachschieb im Ruhrgebiet sowie in der Umgebung zurückzuführen. Anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse lässt sich nicht klären, aus welchen Arealen die heute im Ruhrgebiet und weiteren Städten anzutreffenden Flechten zurückgekehrt sind.

Wie auch in anderen Wiederbesiedelungsstudien beobachtet, kehrten manche Arten überraschend schnell zurück. Dieses Phänomen des „zone-skipping“ ist also ein typisches Merkmal von Wiederbesiedelungsereignissen. Charakteristisch ist ferner, dass sich im wesentlichen Arten einfinden, die – wie die meisten zurückkehrenden Flechten – über vegetative Verbreitungseinheiten verfügen oder sehr erfolgreiche Strategien bei der Ausbreitung mit Hilfe von Sporen besitzen (s. z.B. *Xanthoria polycarpa* und *X. parietina*).

Aus dem Vergleich mehrerer Wiederbesiedelungsprozesse lässt sich ein Modell herleiten, das die Flechtenrückkehr in urbane Gebiete in drei Phasen beschreibt.

Danksagung

Diese Promotionsschrift wäre nicht ohne vielfache Hilfe zustande gekommen. Allen Personen oder Institutionen, die nachfolgend nicht ausdrücklich erwähnt werden, sei an dieser Stelle gedankt. Zunächst einmal gilt mein tiefer Dank Herrn Prof. Dr. G.B. Feige vom Botanischen Institut und Botanischen Garten der Universität Essen für die Aufnahme und Betreuung meiner Arbeit sowie für die familiäre Atmosphäre, die durch ihn und seine Arbeitsgruppe vermittelt wurde. Aus dem Kreise der Mitarbeiter am Botanischen Institut möchte ich für Ihre Unterstützung und Diskussionsbereitschaft Herrn Dr. M. Jensen, Herrn Dr. H. Kutzelnigg, Herrn Dr. S. Jahnke, Herrn PD Dr. H.T. Lumbsch, Herrn PD Dr. B. Mies, Frau K. Linke, Herrn M. Neugebauer und Herrn P. Neeff danken. Ferner wäre meine Arbeit ohne die folgend aufgeführten Personen nicht möglich gewesen, die mir entweder rasch und unbürokratisch Daten bzw. Herbarmaterial zur Verfügung stellten oder durch den Austausch von Erfahrungen mein gedankliches Gesamtbild vervollständigten: Herr H. Wiegel (RWTÜV, Essen), Frau S. Wilhelm (LUA NRW, Essen), Frau Dr. D. Killmann (Universität Koblenz), Frau Dipl.-Biol. I. Franzen (Universität Bonn), Herr Dr. N. Stapper (Monheim), Herr Dr. K. van Herk (Soest, NL), Herr Dr. W. Purvis (Natural History Museum London, GB), Herr P. James (Natural History Museum London, GB), Herr G. Zimmermann (Düsseldorf), Frau Dr. C. Fründ (Umweltamt Herten), Herr E. Kohlhaas (Umweltamt Wuppertal) und Herrn N. Krüwel (Umweltamt Herne).

Meinen Eltern möchte ich hiermit von Herzen danken, die weit über ihre finanzielle Unterstützung hinaus am Zustandekommen der Arbeit beteiligt waren und immer zur Seite standen, wenn Schwierigkeiten zu überwinden waren. Ebenso gilt meiner Freundin mein besonderer Dank für ihre Hilfe beim Austreiben des Fehlerteufels, ihren Rat und ihr Verständnis sowie einfach dafür, dass sie da war.

Mülheim/Essen, im April 2002

Verzeichnis der Abkürzungen der Artnamen

Flechten

Amand punc	<i>Amandinea punctata</i>
Bac arn	<i>Bacidina arnoldiana</i>
Bry fus	<i>Bryoria fuscescens</i>
Cand conc	<i>Candelaria concolor</i>
Cande aure	<i>Candelariella aurella</i>
Cande refl	<i>Candelariella reflexa</i>
Cande vite	<i>Candelariella vitellina</i>
Cande xant	<i>Candelariella xanthostigma</i>
Cetre oliv	<i>Cetrelia olivetorum</i>
Ev prun	<i>Evernia prunastri</i>
Flav cap	<i>Flavoparmelia caperata</i>
Flav flav	<i>Flavopunctelia flaventior</i>
Flav sor	<i>Flavoparmelia soledians</i>
Hypo scal	<i>Hypocenomyce scalaris</i>
Hyp phys	<i>Hypogymnia physodes</i>
Hyp tub	<i>Hypogymnia tubulosa</i>
Hypot rev	<i>Hypotrachyna revoluta</i>
Lec bark	<i>Lecanora barkmaniana</i>
Lec chla	<i>Lecanora chlarotera</i>
Lec con	<i>Lecanora conizaeoides</i>
Lec disp	<i>Lecanora dispersa</i> s.l.
Lec exp	<i>Lecanora expallens</i>
Lec mur	<i>Lecanora muralis</i>
Lec sal	<i>Lecanora saligna</i>
Lec sam	<i>Lecanora sambuci</i>
Lec symm	<i>Lecanora symmicta</i>
Leci elaeo	<i>Lecidella elaeochroma</i>
Lep inc	<i>Lepraria incana</i> s.l.
Mel exasp	<i>Melanelia exasperatula</i>
Mel glab	<i>Melanelia glabratula</i>
Mel suba	<i>Melanelia subaurifera</i>
Mel glab/suba	<i>Melanelia glabratula/Melanelia subaurifera</i>
Mic nitsch	<i>Micarea nitschkeana</i>
Parm sax	<i>Parmelia saxatilis</i>
Parm sulc	<i>Parmelia sulcata</i>
Parme past	<i>Parmelina pastillifera</i>
Parme tili	<i>Parmelina tiliacea</i>
Parmo chin	<i>Parmotrema chinense</i>
Phaeo nigr	<i>Phaeophyscia nigricans</i>
Phaeo orbi	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>
Phys ads	<i>Physcia adscendens</i>
Phys aip	<i>Physcia aipolia</i>
Phys caes	<i>Physcia caesia</i>
Phys dub	<i>Physcia dubia</i>
Phys stell	<i>Physcia stellaris</i>
Phys ten	<i>Physcia tenella</i>
Phyisc gris	<i>Physconia grisea</i>
Phyisc peri	<i>Physconia perisidiosa</i>
Plat glau	<i>Platismatia glauca</i>
Pleu acet	<i>Pleurosticta acetabulum</i>
Pseud furf	<i>Pseudevernia furfuracea</i>

Punct bor	<i>Punctelia borreri</i>
Punct subr	<i>Punctelia subrudecta</i>
Punct ulo	<i>Punctelia ulophylla</i>
Punct subr/ulo	<i>Punctelia subrudecta/Punctelia ulophylla</i>
Ram far	<i>Ramalina farinacea</i>
Rin gen	<i>Rinodina gennarii</i>
Scoli chlor	<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>
Stran pin	<i>Strangospora pinicola</i>
Trap flex	<i>Trapeliopsis flexuosa</i>
Tuck chlo	<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>
U fili	<i>Usnea filipendula</i>
U hirta	<i>Usnea hirta</i>
U subfl	<i>Usnea subfloridana</i>
Xan cand	<i>Xanthoria candelaria</i>
Xan pari	<i>Xanthoria parietina</i>
Xan poly	<i>Xanthoria polycarpa</i>

Bäume

Acer platan.	<i>Acer platanoides</i>
Acer pseudopl.	<i>Acer pseudoplatanus</i>
Acer sacch.	<i>Acer saccharinum</i>
Aesculus hipp.	<i>Aesculus hippocastanum</i>
Ailanthus alt.	<i>Ailanthus altissima</i>
Carpinus bet.	<i>Carpinus betulus</i>
Cathalpa big.	<i>Cathalpa bignonioides</i>
Crataegus mono.	<i>Crataegus monogyna</i>
Fraxinus exc.	<i>Fraxinus excelsior</i>
Gleditsia tri.	<i>Gleditsia triacanthos</i>
Liquidam. styr.	<i>Liquidambar styraciflua</i>
Liriodend. tul.	<i>Liriodendron tulipifera</i>
Platanus ori.	<i>Platanus orientalis</i>
Robinia pseud.	<i>Robinia pseudoacacia</i>
Sorbus auc.	<i>Sorbus aucuparia</i>
Sorbus interm.	<i>Sorbus intermedia</i>
Tilia platyph.	<i>Tilia platyphyllos</i>

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildung 1: Zustand der Flechtenvegetation in Nordrhein-Westfalen um 1972.....	5
Abbildung 2: Lage der Aufnahmepunkte im Untersuchungsgebiet.	9
Abbildung 3: <i>Xanthoria parietina</i> (und <i>Phaeophyscia orbicularis</i> sowie <i>Physcia caesia</i>) an einem durch Staubdepositionen beeinflussten Standort.	15
Abbildung 4: bevorzugte Ansiedlungsbereiche sind die Stammabflussbahnen.....	18
Abbildung 5: Beeinflussung der epiphytischen Flechtenvegetation durch Anbringen von Plakaten.	20
Abbildung 6: pH-Werte ausgewählter Baumarten im Ruhrgebiet.	21
Abbildung 7: Mittlere Anzahl der Flechtenarten für die jeweilige Baumart in Abhängigkeit vom mittleren pH-Wert.	23

Abbildung 8: Mittlere Anzahl der an den im Gebiet untersuchten Trägerbaumarten vorkommenden Flechten.	25
Abbildung 9: Relative Häufigkeit der Begleitartenwerte in Abhängigkeit von der Flächennutzung (Urbanitätsgrad).	32
Abbildung 10: Graphische Darstellung der Stadttoleranzwerte der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten.	35
Abbildung 11: Vergleich der Urbanotoleranzwerte im Ruhrgebiet zwischen den Untersuchungsperioden 1989-1993 und 1998-2001.	47
Abbildung 12: Vergleich der Urbanotoleranzwerte in Gent zwischen der Untersuchung von 1963 und 1987.	49
Abbildung 13: Vergleich der Urbanotoleranzwerte in München zwischen der Untersuchung von 1984 und 2000.	51
Abbildung 14: Das Untersuchungsgebiet.	55
Abbildung 15: Verlauf der mittleren jährlichen SO ₂ -Konzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet.	57
Abbildung 16: Verlauf der mittleren jährlichen Schwebstaubkonzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet.	59
Abbildung 17: Verlauf der mittleren jährlichen NO ₂ -Konzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet.	60
Abbildung 18: Verlauf der mittleren jährlichen CO-Konzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet.	61
Abbildung 19: Verlauf der mittleren jährlichen O ₃ -Konzentration im Rhein-Ruhr-Gebiet.	62
Abbildung 20: Häufigkeit des Vorkommens der zwischen 1989 und 1993 im Ruhrgebiet gefundenen Arten.	68
Abbildung 21: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Evernia prunastri</i>	81
Abbildung 22: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Flavoparmelia caperata</i>	83
Abbildung 23: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Hypogymnia physodes</i>	87
Abbildung 24: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Hypotrachyna revoluta</i>	89
Abbildung 25: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Parmelia saxatilis</i>	99
Abbildung 26: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Parmelia sulcata</i>	101
Abbildung 27: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Parmotrema chinense</i>	104
Abbildung 28: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Phaeophyscia orbicularis</i>	106
Abbildung 29: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Physcia adscendens</i>	108
Abbildung 30: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Physcia tenella</i>	112
Abbildung 31: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Pseudevernia furfuracea</i>	116
Abbildung 32: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Punctelia subrudecta</i>	118
Abbildung 33: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Punctelia ulophylla</i>	119
Abbildung 34: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Ramalina farinacea</i>	121
Abbildung 35: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Usnea filipendula</i>	125
Abbildung 36: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Usnea hirta</i>	127
Abbildung 37: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Usnea subfloridana</i>	128

Abbildung 38: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Xanthoria candelaria</i> .	130
Abbildung 39: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Xanthoria parietina</i> .	132
Abbildung 40: Trägerbaumpräferenz sowie Verteilung der Thallusgrößen von <i>Xanthoria polycarpa</i> .	134
Abbildung 41: Verbreitung des <i>Ramalina farinacea</i> -Chemosyndroms im Untersuchungsgebiet sowie in der Umgebung.	140
Abbildung 42: Vergleich der Verbreitung ausgewählter Arten zwischen den Zeiträumen 1989-1993 und 1999-2001.	142-148
Abbildung 43: Entwicklung der Thallusgrößen ausgewählter Arten an den Vergleichsbäumen anhand der Daten aus den Zeiträumen 1989-1993 und 1999-2001.	151
Abbildung 44: Hypothetischer Verlauf der Entwicklung der Flechtenvegetation im Ruhrgebiet.	153
Abbildung 45: Die lufthygienische Belastung in Nordrhein-Westfalen spiegelt mit Einschränkung den Flechtenreichtum der jeweiligen Gebiete wider.	157
Abbildung 46: Lage potentieller Quellgebiete.	158
Abbildung 47: Mittlere Windrichtungsverteilung in Nordrhein-Westfalen;	161
Abbildung 48: Häufigkeit potentiell wiedereinwandernder bzw. wiedereingewanderter Arten in Gebieten Nordrhein-Westfalens.	164
Abbildung 49: Vergleich der relativen Häufigkeit ausgewählter Arten zwischen dem Ruhrgebiet, Ratingen und Wuppertal.	168
Abbildung 50: Trend der mittleren jährlichen SO ₂ -Konzentration in London.	169
Abbildung 51: Hypothetischer Verlauf der Entwicklung der Flechtenvegetation in London.	171
Abbildung 52: Hypothetischer Verlauf der Entwicklung der Flechtenvegetation in München.	174
Abbildung 53: Raumkonkurrenz zwischen <i>Melanelia subaurifera</i> und <i>Hypogymnia physodes</i> .	179
Abbildung 54: Häufigkeit der einzelnen Arten im Untersuchungsgebiet, klassifiziert nach den Verbreitungsformen.	183
Abbildung 55: Modellvorschlag zur Wiederbesiedelung ("Dreiphasenmodell der Wiederbesiedelung").	186
Abbildung 56: Vergleich der hypothetischen Entwicklungsverläufe der Flechtenvegetationen in München, London und dem Ruhrgebiet.	187
Abbildung 57: Vermutliche Ablenkung von im Luftstrom transportierter Diasporen an der Stadtgrenzschicht während autochthoner Wetterlagen.	189
Tabelle 1: Definition der vier Häufigkeitsklassen.	8
Tabelle 2: Charakteristische Veränderungen wesentlicher Parameter des Klimas im urbanen Raum.	15
Tabelle 3: Gegenüberstellung von pH-Werten, die an Bäumen im Ruhrgebiet und anderen Arealen gemessen wurden.	22
Tabelle 4: Begleitartenwerte der im Untersuchungsgebiet angetroffenen Arten.	29
Tabelle 5: Klassifizierung der Flächennutzung nach Urbanitätsgraden.	31
Tabelle 6: Zuordnung der Begleitartenwerte zum Verhalten der Arten gegenüber dem städtischen Lebensraum.	34
Tabelle 7: Klassifizierung der im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten nach ihrer Urbanität.	36

Tabelle 8: Klassifizierung der Arten aus verschiedenen Untersuchungsgebieten und -zeiten in bezug auf die Toleranz gegenüber urbanen Einflüssen.	40
Tabelle 9: Vorschlag einer Zuordnung ausgewählter Flechtenarten zu Stadttoleranzklassen.	42
Tabelle 10: Vergleich der Toxitoleranzwerte nach WIRTH (1992) mit der Einteilung nach Stadttoleranzwerten.	44
Tabelle 11: Vergleich der Empfindlichkeitsabschätzung nach DE WIT (1976) mit der Einteilung nach Stadttoleranzwerten.	45
Tabelle 12: Ergebnisse der Untersuchungen durch den RWTÜV und das Umweltbüro Essen.	65
Tabelle 13: Gesamtarteninventar im Ruhrgebiet (mit Ratings und Wuppertal) zwischen 1989 und 1993.	66
Tabelle 14: Übersicht der Einteilung des <i>Ramalina farinacea</i> -Chemosyndroms.	71
Tabelle 15: Absolute und prozentuale Häufigkeit der im Untersuchungsgebiet zwischen 1998 und 2001 angetroffenen Arten.	71
Tabelle 16: Zuordnung der Urbanotoleranzwerte zum Verhalten der Arten gegenüber dem städtischen Lebensraum.	74
Tabelle 17: Arten der Roten Liste NRW im Untersuchungsgebiet.	135
Tabelle 18: Arten, für die ein Vorschlag zur Änderung des Rote-Liste-Status auf Grundlage der aktuellen Kartiererergebnisse sinnvoll erscheint.	136
Tabelle 19: Häufigkeit der Chemorassen im Untersuchungsgebiet.	139
Tabelle 20: Angabe des Jahres, in dem die maximal tolerierbare SO ₂ -Konzentration ausgewählter Flechtenarten letztmalig im Rhein-Ruhr-Gebiet auftrat.	154
Tabelle 21: Vergleich der pH-Werte ausgewählter Baumarten zwischen 1988 und heute.	155
Tabelle 22: Eigenschaften der wichtigsten Wetterlagen und ihre hypothetische Bedeutung für den Diasporetransport.	162
Tabelle 23: Entfernung potentieller Quellgebiete zum Ruhrgebiet.	165
Tabelle 24: Beurteilung der potentiellen Quellgebiete im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Wiederbesiedelung des Ruhrgebietes anhand der ausgewählten Kriterien.	165
Tabelle 25: Zeitpunkt des Nachweises ausgewählter Arten in London, München und im Ruhrgebiet.	176
Tabelle 26: Angaben zum Verbreitungsmechanismus der nachgewiesenen Arten.	181

Literaturverzeichnis

- Ahti, T. & Vitikainen, O. 1974: *Bacidia chlorococca*, a common toxitolerant lichen in Finland. – Memoranda Societatis pro fauna et flora fennica 49: 95-100.
- Aptroot, A. & Roos, R. 1993: Korstmoss-oases in Amsterdam. – Levende Natuur 4: 130-134.
- Aptroot, A. & van Herk, C.M. 1999: *Lecanora barkmaneana*, a new nitrophilous sorediate corticolous lichen from the netherlands. – Lichenologist 31: 3-8.
- Aptroot, A. 1998: Lichens in Kew Gardens, Richmond, Surrey. – British Lichen Society Bulletin 82: 36-37.
- Armstrong, R.A. 1981: Field experiments on the dispersal, establishment and colonization of lichens on a slate rock surface. – Environmental and Experimental Botany 21: 115-120.
- Armstrong, R.A. 1987: Dispersal in a population of the lichen *Hypogymnia physodes*. – Environmental and Experimental Botany 27: 357-363.
- Armstrong, R.A. 1991: The influence of climate on the dispersal of lichen soredia. – Environmental and Experimental Botany 31: 239-245.
- Armstrong, R.A. 1992: Soredial dispersal from individual soralia in the lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. – Environmental and Experimental Botany 32: 55-63.
- Armstrong, R.A. 1994: Dispersal of soredia from individual soralia of the lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. in a simple wind tunnel. – Environmental and Experimental Botany 34: 39-45.
- Arnold, F. 1891: Zur Lichenenflora in München. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 1: 1-147.
- Arnold, F. 1892: Zur Lichenenflora in München. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 2: 1-76.
- Arnold, F. 1897: Zur Lichenenflora in München. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 5: 1-45.
- Arnold, F. 1899: Zur Lichenenflora in München. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 6: 1-82.
- Arnold, F. 1900a: Zur Lichenenflora in München. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 7.
- Arnold, F. 1900b: Zur Lichenenflora in München. – Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 8.
- Bailey, R. 1966: Studies on the dispersal of lichen soredia. – Botanical Journal of the Linnean Society 59: 479-490.
- Bailey, R. 1968: Dispersal of lichen soredia in water trickles. – Revue bryologique et lichénologique 36: 314-315.

- Bailey, R. 1970: Animals and the dispersal of soredia form *Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Cromb. – Lichenologist 4: 256.
- Bailey, R.H. & James, P.W. 1979: Birds and dispersal of lichen propagules. – Lichenologist 11: 105-106.
- Bailey, R.H. 1976: Ecological aspects of dispersal and establishment in lichens. - In: Brown, D.H., D.L. Hawksworth & R.H. Bailey (Hrsg.): Lichenology: Progress and Problems. – Academic Press, London, New York. S. 215-247.
- Barkman, J.J. 1958: Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. – Assen. 628 S.
- Barkman, J.J. 1963: Die epifyten-flora en -vegetaties von Midden Limburg (Belgie). – Verhandlungen der Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen 54: 1-46.
- Barkman, J.J. 1970: Menschlicher Einfluß auf die Epiphyten-Vegetation West-Europas. – Ecology 14: 8-18.
- Bates, J.W., Bell, J.N.B. & Farmer, A.M. 1990: Epiphyte recolonization of oaks along a gradient of air pollution in south-east England, 1979-1990. – Environmental Pollution 68: 81-99.
- Bates, J.W., Bell, J.N.B. & Massara, A.C. 2001: Loss of *Lecanora conizaeoides* and other fluctuations of epiphytes on oak in S.E. England over 21 years with declining SO₂ concentrations. – Atmospheric Environment 35: 2557-2568.
- Baumbach, G. 1993: Luftreinhaltung. –Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. 461 S.
- Beckett, P.J. 1995: Lichens: Sensitive Indicators of Improving air quality. - In: Gunn, J.M. (Hrsg.): Restoration and recovery of an industrial region: the smelter-damaged landscape near Sudbury, Canada. – Springer, New York. S. 81-91.
- Beekley, P.K. & Hoffman, G.R. 1981: Effects of sulphur dioxide fumigation on photosynthesis, respiration, and chlorophyll content of selected lichens. – Bryologist 84: 379-390.
- Belandria, G., Asta, J. & Nurit, F. 1989: Effects of sulphur dioxide and fluoride on ascospore germination of several lichens. – Lichenologist 21: 79-86.
- Bernatzky, A. 1968: Die Bedeutung von Schutzpflanzungen gegen Luftverunreinigungen. - In: Air Pollution. Proceedings of the First European Congress of the Influence of Air Pollution on Plants and Animals. – Wageningen. S. 383-395.
- Bernatzky, A. 1974: Bäume in der Stadt. – Garten und Landschaft 10: 543-546.
- Beschel, R. 1957-1958: Flechtenvereine der Städte, Stadtflechten und ihr Wachstum. – Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck 52: 1-158.
- Bolle, A. 1992: Flechtenzonen als Ausdruck der lufthygienisch-klimatischen Verhältnisse im östlichen Ruhrgebiet und angrenzenden Bereichen. Umweltbüro Essen.
- Boreham, S. 1992: A study of corticolous lichens on London plane *Platanus x hybrida* trees in West Ham Park, London. – London Naturalist 71: 61-71.

- Bouly des Lesdain, M. 1948 : Ecologie (Phanérogames, Mousses, Lichens) de quelque sites de Paris. – Encyclopedie biologique et ecologique 4: 1-87.
- Bowler, P.A. & Rundel, P.W. 1975: Reproductive strategies in lichens. – Botanical Journal of the Linnean Society 70: 325-340.
- Bowler, P.A. & Rundel, P.W. 1978: The *Ramalina farinacea* complex in North America: chemical, ecological and morphological variation. – Bryologist 81: 386-403.
- Braun-Blanquet, J. 1964: Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetationskunde. – Springer Verlag, Wien & New York. 865 S.
- Brodo, I.M. 1966: Lichen growth and cities: a study on Long Island, New York. – Bryologist 69: 427-449.
- Cezanne, R. & Eichler, M. 1996: Neue und bemerkenswerte Flechtenfunde in Darmstadt. – Hessische Floristische Briefe 45: 33-51.
- Conti, M.E. & Cechetti, G. 2001: Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment - a review. – Environmental Pollution 114: 471-492.
- Coppins, B.J. 1973: The “Drought Hypothesis”. - In: Ferry, B., M.S. Baddeley & D.L. Hawksworth (Hrsg.): Air pollution and lichens. – The Athlone Press of the University of London, London. S. 124-142.
- Crespo, A., Bridge, P.D., Hawksworth, D.L., Grube, M. & Cubero, O.F. 1999: Comparison of rRNA genotype frequencies of *Parmelia sulcata* from long established and recolonizing sites following sulphur dioxide amelioration. – Plant Systematics and Evolution 217: 177-183.
- Culberson, W. 1966: Chimie et taxonomie des lichens du groupe *Ramalina farinacea* en Europe. – Revue bryologique et lichénologique 34: 841-851.
- De Wit, T. 1976: Epiphytic Lichens and Air Pollution in The Netherlands. – J. Cramer, Vaduz. 227 S.
- Degelius, G. 1940: Studien über die Konkurrenzverhältnisse der Laubflechten auf nacktem Fels. – Meddelanden från Göteborgs Botaniska Trädgård 14: 195-219.
- Degelius, G. 1964: Biological studies of the epiphytic vegetation on twigs of *Fraxinus excelsior*. – Acta Horti Gotoburgensis 27: 1-55.
- Delendick, T.J. 1994: Notes on the lichens of eastern New York City: Kings and Queens counties, Long Island, New York. – Bulletin of the Torrey Botanical Club 121: 188-193.
- Déruelle, S. & Guilloux, F. 1993: Evolution de la végétation lichénique en région pariesienne entre 1981 et 1991, en relation avec la qualité de l'air. – Bulletin d'Informations de l'Association Française de Lichénologie, Mémoires 2: 23-42.
- Dobson, F. 2001: Welcome back after two centuries. – The Richmond Park Magazine 15: 15-18.
- Dobson, F.S. 2000: Lichens. An Illustrated Guide to the British and Irish Species. – Richmond Publishing Co. Ltd, Slough, England. 376 S.

- Domrös, M. 1966: Luftverunreinigung und Stadtklima im Rheinisch-Westfälischen Industriegebiet und ihre Auswirkung auf den Flechtenbewuchs der Bäume. – Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde 23: 1-132.
- Drehwald, U. 1993: Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme - Flechtengesellschaften. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 20: 1-122.
- Eikmann, T. 1993: Gesundheit. - In: Sukopp, H. & R. Wittig (Hrsg.): Stadtökologie. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York. S. 70-96.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Verlag Erich Goltze KG, Göttingen. 258 S.
- European Communities-Commission 1992: EUR 12585-Corine land cover project-Technical guide. Environment and quality of life series. Luxembourg: Office for official publications of the European Communities.
- Feige, G.B. 1982: Niedere Pflanzen - speziell Flechten - als Bioindikatoren. – Decheniana, Beih. 26: 23-30.
- Feige, G.B., Jensen, M., Brinkmann, B., Waterkotte, A., Flasshaar, P., Mannebach, A. & Fileccia, M. 1990: Epilithische Flechten als Bioindikatoren im Stadtgebiet von Bottrop. Pilotprojekt für die Stadt Bottrop mit Unterstützung des Kommunalverbandes Ruhrgebiet Band II.
- Feige, G.B., Kremer, B.P. & Weissig, E. 1980: Flechtenwachstum in der Großstadt. Ein Beitrag zur Stadtökologie am Beispiel von Köln. – Rheinische Heimatpflege 17: 110-112.
- Feige, G.B., Lumbsch, H.T., Huneck, S. & Elix, J.A. 1993: Identification of lichen substances by a standardized high-performance liquid chromatographic method. – Journal of Chromatography 646, 417-427.
- Frahm, J.-P. 1999: Epiphytische Massenvorkommen der fädigen Grünalge *Klebsormidium crenulatum* (Klützing) Lokhorst im Rheinland. – Decheniana 152: 117-119.
- Franzen, I. 2001: Epiphytische Moose und Flechten als Bioindikatoren der Luftqualität am Westrand des Ruhrgebietes. – Limprichtia 16: 1-85.
- Fredon, F. & Letrouit-Galinou, M.-A. 1993: Recolonisation par les lichens des arbres de Paris. – Bulletin d'Informations de l'Association Française de Lichénologie, Mémoires 2: 43-60.
- Gaio-Oliveira, G., Branquinho, C., Maguas, C. & Martins-Loucao, M.A. 2001: The concentration of nitrogen in nitrophilous and non-nitrophilous lichen species. – Symbiosis 31: 187-199.
- Garrett, R. 1970: The behaviour of lichen ascospores on various surfaces. – Revue bryologique et lichénologique 74: 987-990.
- Gauslaa, Y. 1995: The Lobarion, an epiphytic community of ancient forests threatened by acid rain. – Lichenologist 27: 59-76.
- Gebhard, U. 1993: Natur in der Stadt - Psychologische Randnotizen zur Stadtökologie. - In: Sukopp, H. & R. Wittig (Hrsg.): Stadtökologie. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York. S. 97-112.

- Geiger, R. 1961: Das Klima der bodennahen Luftschicht. Ein Lehrbuch der Mikroklimatologie. – Friedr. Vieweg & Sohn, Braunschweig. 646 S.
- Gilbert, O.L. 1968: Biological indicators of air pollution. – Thesis for the degree “Doctor of Philosophy”. University of Newcastle upon Tyne. 116 S.
- Gilbert, O.L. 1988: Colonization by *Parmelia saxatilis* transplanted onto a suburban wall during declining SO₂ pollution. – *Lichenologist* 20: 197-198.
- Givoni, B. 1991: Impact of planted areas on urban environmental quality: a review. – *Atmospheric Environment* 25: 289-299.
- Goppel, C. 2000: Kartierung epiphytischer Flechten im Stadtgebiet von Regensburg 1976 bis 1997. – *Hoppea* 61: 349-407.
- Gries, C., Sanz, M.-J. & Nash III, T.H. 1995: The effect of SO₂ fumigation on CO₂ gas exchange, chlorophyll fluorescence and chlorophyll degradation in different lichen species from western North America. – *Cryptogamic Botany* 5: 239-246.
- Gries, C., Sanz, M.-J., Romagni, J.G., Goldsmith, S., Kuhn, U., Kesselmeier, J. & Nash, T.H., III. 1997: The uptake of gaseous sulphur dioxide by non-gelatinous lichens. – *New Phytologist* 135: 595-602.
- Grill, D., Hafellner, J., Kaschnitz, A. & Pongratz, W. 1988: Neuerliche Erhebung der epiphytischen Flechtenvegetation in Graz. – *Mitteilungen der Naturwissenschaftlichen Vereines für die Steiermark* 118: 145-155.
- Grindon, L.H. 1859: *The Manchester Flora*. – White, London.
- Guest, J. 1989: Further recolonisation of cheshire by epiphytic lichens. – *British Lichen Society Bulletin* 64: 29-31.
- Hachenberg, W. 1974: Beitrag zur Dortmunder Flechtenflora. – *Dortmunder Beiträge zur Landeskunde – Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 7: 37-46.
- Hafellner, J. & Grill, D. 1980: Die Wiedereinwanderung von epiphytischen Flechten in den Raum Leoben-Hinterberg nach Stilllegung des Hauptemittenten. – *Mitteilungen der Forstlichen Bundes-Versuchsanstalt Wien* 131: 83-87.
- Harmata, K. & Olech, M. 1991: Transect for aerobiological studies from Antarctica to Poland. – *Grana* 30: 458-463.
- Hawksworth, D. & Rose, F. 1970: Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. – *Nature* 227: 145-148.
- Hawksworth, D.L. & McManus, P.M. 1989: Lichen recolonization in London under conditions of rapidly falling sulphur dioxide levels, and the concept of zone skipping. – *Botanical Journal of the Linnean Society* 100: 99-109.
- Hawksworth, D.L. & Rose, C.G. 1979: Changes in the lichen flora of the Ruislip Local Nature Reserve 1958-1979. – *Journal of the Ruislip District Natural History Society* 22: 23-29.

- Hawksworth, D.L. 1996: *Parmelia caperata* reaches central London. – British Lichen Society Bulletin 78: 45.
- Heibel, E. 1999: Untersuchungen zur Biodiversität der Flechten von Nordrhein-Westfalen. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde – Westfälisches Museum für Naturkunde Münster, Münster. 346 S.
- Heibel, E. 2000: Die Flechten des Staatsforstes Burgholz im Bergischen Land (Nordrhein-Westfalen). – Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Wuppertal e.V. 53: 74-88.
- Heibel, E., Lumbsch, H.T. & Schmitt, I. 1999a: Genetic variation of *Usnea filipendula* (Parmeliaceae) populations in western Germany investigated by RAPDs suggests reinvasion from various sources. – American Journal of Botany 86: 753-757.
- Heibel, E., Mies, B. & Feige, G.B. 1999b: Rote Liste der gefährdeten Flechten (Lichenisierte Ascomyceten) in Nordrhein-Westfalen. – Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten 17.
- Heidt, V. 1978: Flechtenkartierung und die Beziehung zur Immissionsbelastung des südlichen Münsterlandes. – Biogeographica, Vol. 12. Dr. W. Junk, B.V., Publishers, The Hague. 93 S.
- Helders, S. 2001: The World Gazetteer. www.gazetter.de.
- Henderson, A. & Hackett, D.J. 1986: Lichen and algal camouflage and dispersal in the psocid nymph *Trichadenothecnum fasciatum*. – Lichenologist 18: 199-200.
- Henderson, A. 1995: Lichen re-invasion in the Halifax area. – The Natural History of Calderdale 5: 7-9.
- Henderson-Sellers, A. & Seaward, M.R.D. 1979: Monitoring lichen reinvasion of ameliorating environments. – Environmental Pollution 19: 207-213.
- Herben, T. & Liška, J. 1984: The use of average number of neighbours for predicting lichen sensitivity: a case study. – Lichenologist 16: 289-296.
- Herben, T. & Liška, J. 1986: A simulation study on the effect of flora composition, study design and index choice on the predictive power of lichen bioindication. – Lichenologist 18: 349-362.
- Herzig, R. & Urech, M. 1991: Flechten als Bioindikatoren. Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. – J. Cramer, Berlin, Stuttgart. 283 S.
- James, P.W., Hawksworth, D.L. & Rose, F. (1977): Lichen communities in the British Isles: a preliminary conspectus. - In: M. R. D. Seaward (Hrsg.): Lichen Ecology. – Academic Press, London. S. 295-413.
- Jensen, M. & Kricke, R. 2002: Chlorophyll fluorescence measurements in the field: assessment of the vitality of large numbers of lichen thalli. - In: Nimis, P.L., C. Scheidegger & P.A. Wolseley (Hrsg.): Monitoring with lichens - monitoring lichens. – Kluwer Academic Publishers. S. 327-332.
- Jensen, M. 1995: Flechten im Naturschutzgebiet Hofermühle-Süd. – Acta Biologica Benrodis 2: 67-74.

- John, V. 1986: Verbreitungstypen von Flechten im Saarland - eine Orientierungshilfe für die Raumbewertung. – Abhandlungen der Delattina 15: 1-170.
- Johnson, W. 1879: Lichens and a polluted atmosphere. – Hardwick's Science Gossip 15: 217.
- Jung, T. 2000: Das Eichensterben. – Gartenratgeber 9: 280-281.
- Jürging, P. 1975: Epiphytische Flechten als Bioindikatoren der Luftverunreinigung, dargestellt an Untersuchungen und Beobachtungen in Bayern. – J. Cramer, Vaduz. 164 S.
- Kalde, R. 1989: Untersuchungen zur Phytochemie des *Ramalina farinacea*-Komplexes. – Schriftliche Hausarbeit im Rahmen des Ersten Staatsprüfung für das Lehramt für die Sekundarstufe II an der Universität Essen.
- Kandler, O. & Poelt, J. 1984: Wiederbesiedlung der Innenstadt von München durch Flechten. – Naturwissenschaftliche Rundschau 37: 90-95.
- Kappen, L. & Straka, H. 1988: Pollen and spores transport into the Antarctic. – Polar Biology 8: 173-180.
- Katalyse e.V. & oekoserve GmbH 2001: Umweltlexikon-online. – www.umweltlexikon-online.de/fp/archiv/RUBluft/Wintersmog.shtml.
- Killmann, D. & Boecker, M. 1998: Zur epiphytischen Flechtenflora und -vegetation des Siebengebirges und ihre Veränderungen seit 1959. – Decheniana 151: 133-172.
- Killmann, D. & Fischer, E. 1999: Verbreitung und Bioindikation epiphytischer Flechten und Moose im Westerwald (Rheinland-Pfalz). – Projekt aus dem Kapitel 1512, Neue Technologien und Umwelt, Wissenschaftlicher Bericht aus dem 1. Projektjahr.
- Killmann, D. & Fischer, E. 2000a: Bemerkenswerte Flechten und Moosfunde aus Westerwald und Lahntal. – Hessische Floristische Briefe 49: 37-45.
- Killmann, D. & Fischer, E. 2000b: Verbreitung und Bioindikation epiphytischer Flechten und Moose im Westerwald (Rheinland-Pfalz). – Projekt aus dem Kapitel 1512, Neue Technologien und Umwelt, Wissenschaftlicher Bericht zum 2. Projektjahr.
- Kirschbaum, U. & Hanewald, K. 2001: Veränderungen des Flechtenbewuchses in den hessischen Dauerbeobachtungsflächen Melsungen und Limburg zwischen 1997 und 1999. – Angewandte Botanik 75: 20-30.
- Kirschbaum, U. & Siegmund, A. 1988: Beurteilung der lufthygienischen Situation zwischen Köln und der Nordeifel anhand der epiphytischen Flechtenvegetation. - In: Grooten, W. & E. Woelm (Hrsg.): Beiträge zur Flechtenkunde in Nordwestdeutschland. – Arbeitsgemeinschaft Angewandte Geographie Münster e.V., Münster. S. 71-86.
- Kirschbaum, U. & Steubing, L. 1971: Flechten als Indikatoren für die Immissionsbelastung im Stadtgebiet von Frankfurt/M. – Staub-Reinhaltung der Luft 31: 21-24.
- Kiss, T. 1982: Aspects and types of competition between lichen species in epiphytic communities. – Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae 28: 113-120.

- Kofler, L., Jacquard, F. & Martin, J. 1968: Influence de fumees d'usines sur la germination des spores de certains lichens. – Bulletin de la Société botanique de France 1968: 219-230.
- Koskinen, A. 1955: Über die Kryptogamen der Bäume, besonders die Flechten, im Gewässergebiet des Paijanne sowie an den Flüssen Kalajoki, Lestijoki und Pyhajoki. Floristische, soziologische und ökologische Studie I. – Privately published, printed by Mercatorprin Kirjapaino. Helsinki. 176 S.
- Kricke, R. & Feige, G.B. 2000a: Eine neue Methode zur Bioindikation mit Hilfe von Flechten. – ALM NF1: 11-18.
- Kricke, R. & Feige, G.B. 2000b: Neufunde der Flechten *Punctelia borreri* (Sm.) Turner in Nordrhein-Westfalen. – <http://flechten-im-ruhrgebiet.de/private/OnlinePborreri.htm>.
- Kricke, R. & Feige, G.B. 2000c: Wiederfund von *Cetrelia olivetorum* in Nordrhein-Westfalen. – Aktuelle Lichenologische Mitteilungen, NF 2: 7-8.
- Kricke, R. & Loppi, S. 2002: Bioindication: The I.A.P. approach. - In: Nimis, P.L., C. Scheidegger & P.A. Wolseley (Hrsg.): Monitoring with Lichens - Monitoring Lichens. – Kluwer Academic Publishers. S. 21-37.
- Kricke, R. 1998: Epiphytische Flechten als Bioindikatoren zur Ermittlung der Luftqualität der Stadt Mülheim an der Ruhr. – Diplomarbeit im Fachbereich 9 an der Universität Essen. 95 S.
- Kristinsson, H. 1972: Studies on lichen colonization in Surtsey 1970. – Surtsey research progress report 6: 77.
- Kuttler, W. 1986: Raum-zeitliche Analyse atmosphärischer Spurenstoffeinträge in Mitteleuropa. – Ferdinand Schöningh, Paderborn. 220 S.
- Kuttler, W. 1993: Stadtklima. - In: Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.): Stadtökologie. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York. S. 113-153.
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 2001: www.lua.nrw.de.
- Laundon, J.R. 1967: A study of the lichen flora of London. – Lichenologist 3: 277-327.
- Laundon, J.R. 1970: London's lichens. – London Naturalist: 20-69.
- Laundon, J.R. 1973: Urban Lichen Studies. - In: Ferry, B.W., M.S. Baddeley & D.L. Hawksworth (Hrsg.): Air pollution and lichens. – The Athlone Press of the University of London, London. S. 109-123.
- LeBlanc, F. & De Sloover, J. 1970: Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. – Canadian Journal of Botany 48: 1485-1496.
- Letrouit-Galinou, M.-A. 1992: Recherches en cours sur les lichens corticoles a Paris et en Ile de France. – Bulletin d'Informations de l'Association Française de Lichénologie, Mémoires 1: 35-49.
- Letrouit-Galinou, M.A., Ishiomin, F., Déruelle, S. & Seaward, M.R.D. 1997: Les lichens corticoles de Paris en 1991, 1993 et 1995. www.snv.jussieu.fr/UFR/Journees97/poster/letrouit.html.

- Letrouit-Galinou, M.-A., Seaward, M.R.D. & Déruelle, S. 1992: A propos du retour des lichens épiphytes dans le Jardin du Luxembourg (Paris). – Bulletin de la Société Botanique de France, Lettres Botaniques 139: 115-126.
- Looney, J.H. & James, P.W. 1988: Effects on lichens. - In: Ashmore, M.A., J.N.B. Bell & C. Garretty (Hrsg.): Acid rain and Britain's Natural Ecosystems. – Imperial College Centre for Environmental Technology, London. S. 13-25.
- Loppi, S., Francalanci, C., Pancini, P., Marchi, G. & Caporali, B. 1996a: Lichens as bioindicators of air quality in Arezzo (central Italy). – Ecologia Mediterranea 22: 11-16.
- Loppi, S., Giovannelli, L., Franchi, F.C., Limberti, A. & Tacconi, C. 1996b: Lichens as bioindicators of air quality in Prato (Central-Northern Italy). – Allionia 34: 29-34.
- Macher, M. 1987: Flechtenwuchszonen und die Veränderung der Luftqualität in München seit 1890. – VDI-Berichte, 641-652.
- MacMillan, H. 1861: Footnotes from the Page of Nature or First Forms of Vegetation. – MacMillan, London.
- Marshall, W.A. 1996: Aerial dispersal of lichen soredia in the maritime Antarctic. – New Phytologist 134: 523-530.
- McCarthy, P.M. & Healy, J.A. 1978: Dispersal of lichen propagules by slugs. – Lichenologist 10: 131-132.
- Mezger, U. & Bornkamm, R. 1989: Rindenversauerung und azidophytische Flechten in Berlin. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 18: 419-424.
- Mies, B. & Würz, A. 1993: Ermittlung der Luftgüte in Köln mit Flechten als Bioindikatoren. Gutachten der Arbeitsgruppe für Ökologische Landschaftsplanung im Auftrag des Umweltamtes der Stadt Köln.
- Mikhailova, I.N. & Scheidegger, C. 2001: Early development of *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. in response to emissions from a copper smelter. – Lichenologist 33: 527-538.
- Mikhailova, I.N. & Vorobeichik, E.L. 1999: Dimensional and age structure of populations of epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. under conditions of atmospheric pollution. – Russian Journal of Ecology 30: 111-118.
- Mohr, K. 1992: Soziologie epiphytischer Flechtengemeinschaften in ländlichen Gebieten Nordwest-Niedersachsens. – International Journal of Mycology and Lichenology 5: 81-97.
- Moser, T.J., Nash, T.H. III & Clark, W.D. 1980: Effects of a long-term sulfur dioxide fumigation on arctic caribou forage lichens. – Canadian Journal of Botany 58: 2235-2240.
- Nash, T. III. 1973: Sensitivity of lichens to sulfur dioxide. – Bryologist 76: 333-339.
- Nash, T.H. III & Sigal, L.L. 1979: Gross photosynthetic response of lichens to short-term ozone fumigations. – Bryologist 82: 280-285.
- Nash, T.H. III. 1976: Sensitivity of lichens to nitrogen dioxide fumigations. – Bryologist 79: 103-106.

- Natho, G. 1964: Die Verbreitung der epixylen Flechten and Algen im Demokratischen Berlin. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Humboldt-Universität zu Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 13: 53-75.
- National Environmental Technology Centre 2001: The UK national air quality information archive. <http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual/>.
- Nylander, W. 1866: Les lichens du Jardin du Luxembourg. – Bulletin de la Societe Botanique de France, Lettres Botaniques 13: 364-372.
- Oberstadtdirektor der Stadt Wuppertal 1989: Ermittlung der Luftqualität in Wuppertal mit Flechten als Bioindikatoren. Unveröff.
- Oke, T.R. 1987: Boundary layer climates. – Mehteuen. 435 S.
- Ott, S. & Jahns, H.M. 2000: Colonization strategies and interactions of lichens on twigs. - In: Schröter, B., M. Schlenzog & T.G.A. Green (Hrsg.): New Aspects in Cryptogamic Research - Contribution in honour of Ludger Kappen. – Bibliotheca Lichenologica, Berlin, Stuttgart. S. 445-455.
- Ott, S. 1987a: Reproductive strategies in lichens. - In: E. Peveling (Hrsg.): Progress and Problems in Lichenology in the Eighties. – Bibliotheca Lichenologica 25: 81-93.
- Ott, S. 1987b: Sexual reproduction and developmental adaptations in *Xanthoria parietina*. – Nordic Journal of Botany 7: 219-228.
- Pearson, L.C. & Rogers, G.A. 1982: Air pollution damage to cell membranes in lichens III. Field experiments. – Phytion 22: 329-337.
- Pentecost, A. 1981: Some observations on the size and shape of lichen ascospores in relation to ecology and taxonomy. – New Phytologist 89: 667-678.
- Poelt, J. 1963: Flechtenflora und Eiszeit in Europa. – Phytion 10: 206-215.
- Poelt, J. 1970: Das Konzept der Artenpaare bei den Flechten. – Vorträge aus dem Gesamtgebiet der Botanik, N.F. 4: 187-198.
- Poelt, J., Leuckert, C. & Roux, C. (1995): Die Arten der *Lecanora dispersa*-Gruppe (Lichenes, *Lecanoraceae*) auf kalkreichen Gesteinen im Bereich der Ostalpen - Eine Vorstudie. - In: Farkas, E.E., R. Lücking & V. Wirth (Hrsg.): Scripta Lichenologica - Lichenological Papers Dedicated to Antonin Vězda. – J. Cramer, Berlin, Stuttgart. S. 289-333.
- Potvin, R.R. & Negusanti, J.J. 1995: Declining industrial emissions, improving air quality, and reduced damage to vegetation. - In: Gunn, J.M. (Hrsg.): Restoration and recovery of an industrial region: the smelter-damaged landscape near Sudbury, Canada. – Springer, New York. S. 51-65.
- Printzen, C., Lumbsch, H.T., Schmitt, I. & Feige, G.B. 1999: A study on the genetic variability of *Biatora helvola* using RAPD markers. – Lichenologist 31: 491-499.
- Purvis, O.W., Coppins, B.J., Hawksworth, D.L., James, P.W. & Moore, D.M. 1992: The Lichen Flora of Great Britain and Ireland. – Natural History Museum Publications & British Lichen Society, London. 710 S.

- Rabe, R. & Wiegel, H. 1985: Wiederbesiedlung des Ruhrgebietes durch Flechten zeigt Verbesserung der Luftqualität an. – Staub-Reinhaltung der Luft 45: 124-126.
- Rabe, R. 1987: Flächendeckende Luftgüte-Beurteilung mit Flechten als Bioindikatoren - Anwendungsmöglichkeiten für die kommunale Planung. – VDI-Berichte 609: 671-678.
- Ranta, P. 2001: Changes in urban lichen diversity after a fall in sulphur dioxide levels in the city of Tampere, SW Finland. – Annales Botanici Fennici 38: 295-304.
- Rheinisch Westfälischer Technischer Überwachungsverein (RWTÜV) 1988: Ermittlung der Luftqualität in Gladbeck mit Flechten als Bioindikatoren.
- Rheinisch Westfälischer Technischer Überwachungsverein (RWTÜV) 1991: Ermittlung der Luftqualität in Ratingen mit Flechten als Bioindikatoren. Unveröff.
- Rheinisch Westfälischer Technischer Überwachungsverein (RWTÜV) 1992: Ermittlung der Luftqualität in Oberhausen und entlang eines Transektes Oberhausen-Hamminkeln mit Flechten als Bioindikatoren. Unveröff.
- Rheinisch Westfälischer Technischer Überwachungsverein (RWTÜV) 1993: Ermittlung der Luftqualität in Dorsten mit Flechten als Bioindikatoren. Unveröff.
- Rheinisch-Westfälischer Technischer Überwachungsverein (RWTÜV) 1989: Ermittlung der Luftqualität in Herten mit Flechten als Bioindikatoren. Unveröff.
- Richardson, D.H.S. 1967: The transplantation of lichen thalli to solve some taxonomic problems in *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. – Lichenologist 3: 386-391.
- Richardson, D.H.S. 1988: Understanding the pollution sensitivity of lichens. – Botanical Journal of the Linnean Society 96: 31-43.
- Rohlf, M. 2000: Flechtenkartierung belegt Verbesserung der Luftqualität im Bonner Raum. – Decheniana 153: 103-108.
- Rose, C.I. & Hawksworth, D.L. 1981: Lichen recolonization in London's cleaner air. – Nature 289: 289-292.
- Ross, L.J. & Nash, T.H. III. 1983: Effect of ozone on gross photosynthesis of lichens. – Environmental and Experimental Botany 23: 71-77.
- Rümler, R. 1984: Grüne Staubfilter: aus Laubhölzen aufgebaut. – TASPO-Magazin 4: 24-27.
- Rydzak, J. 1958: The influence of small towns on the lichen vegetation, Part VII. Discussion and general conclusions. – Annales Universitatis Mariae Curie-Sklodowska, Sectio C, Biologia 13: 275-323.
- Sanz, M.J., Gries, C. & Nash, T.H. III. 1992: Dose-response relationships for SO₂ fumigations in the lichens *Evernia prunastri* (L.) Ach. and *Ramalina fraxinea* (L.) Ach. – New Phytologist 122: 313-319.
- Schmid, A. 1956: Die epixyle Flechtenvegetation von München. – Inaugural-Dissertation. Ludwigs-Maximilians-Universität. München. 72 S.

- Scholz, P. 2000: Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 31: 1-298.
- Schönbeck, H. 1969: Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. – Staub-Reinhaltung der Luft 29: 14-18.
- Schönbeck, H. 1972: Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen über Flechten als Indikatoren für Luftverunreinigungen. – Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen in Essen 26: 99-104.
- Schuster, G. 1985: Die Jugendentwicklung von Flechten. Ein Indikator für Klimabedingungen und Umweltbelastung. – Bibliotheca Lichenologica 20. 206 S.
- Seaward, M.R.D. & Letrouit-Galinou, M.A. 1991: Lichen recolonization of trees in the Jardin du Luxembourg, Paris. – Lichenologist 23: 181-186.
- Seaward, M.R.D. 1979: Lower plants and the urban landscape. – Urban Ecology 4: 217-225.
- Seaward, M.R.D. 1980: The use of lichens as bioindicators of ameliorating environments. - In: R. Schubert & J. Schuh (Hrsg.): Bioindikation auf der Ebene der Individuen. – Martin Luther Universität, Halle-Wittenberg. S. 17-23.
- Seaward, M.R.D. 1982: Lichen ecology of changing urban environments. - In: Bornkamm, R., J.A. Lee & M.R.D. Seaward (Hrsg.): Urban Ecology: 2nd European Ecological Symposium. – Blackwell Scientific Publications, Oxford. S. 181-189.
- Seaward, M.R.D. 1986: Use of lower plants for biological survey and evaluation in urban areas. - In: G.M.A. Barker (Hrsg.): Biological Survey and Evaluation in Urban Areas: Methods and Application to Strategic Planning. – Nature Conservancy Council, Peterborough. S. 11-21.
- Seaward, M.R.D. 1997: Urban deserts bloom: a lichen renaissance. - In: Kappen, L. (Hrsg.): New Species and Novel Aspects in Ecology and Physiology of Lichens. In Honour of O. L. Lange. – J. Cramer, Berlin, Stuttgart. S. 297-309.
- Seaward, M.R.D., Henderson, A. & Earland-Bennett, P.M. 1994: Lichen flora of the West Yorkshire conurbation - supplement V (1991-93). – Naturalist 119: 57-60.
- Sernander, J.R. 1926: Stockholms Naturalist. – Almquist and Wiksells, Upsala.
- Sharnoff, S. 1998: Lichens and invertebrates: A brief review and bibliography. – www.lichen.com/invertebrates.html.
- Showman, R.E. 1981: Lichen recolonization following air quality improvement. – Bryologist 84: 492-497.
- Showman, R.E. 1990: Lichen recolonization in the upper Ohio River valley. – Bryologist 93: 427-428.
- Showman, R.E. 1997: Continuing lichen recolonization in the upper Ohio River Valley. – Bryologist 100: 478-481.
- Sillett, S.C., McCune, B., Peck, J.E. & Rambo, T.R. 2000: Four years of epiphyte colonization in Douglas-fir forest canopies. – Bryologist 103: 661-669.

- Slocum, R.D. & Lawrey, J.D. 1976: Viability of the epizoic lichen flora carried and dispersed by green lacewing (*Nodita pavida*) larvae. – Canadian Journal of Botany 54: 1827-1831.
- Smith, C.W. 1995: Notes on long-distance dispersal in Hawaiian lichens: ascospore characters. – Cryptogamic Botany 5: 209-213.
- Spier, L. & Herk, C.M. 1997: Recent increase of *Parmelia borrieri* in the Netherlands. – Lichenologist 29: 390-393.
- Spier, L. 1994: *Parmelia borrieri* (Sm.) Turner in Nederland. Kritische kanttekeningen bij de recente vondsten. – Buxbaumiella 35: 16-22.
- Stapper, N.J., Franzen, I., Gohrbandt, S. & Frahm, J.-P. 2000: Moose und Flechten kehren ins Ruhrgebiet zurück - Ergebnisse einer Moos- und Flechtenkartierung im Revier. – LÖBF-Mitteilungen 2: 12-21.
- Stapper, N.J., Franzen, I. & Frahm, J.-P. 2001: Lufthygienische Situation in NRW: Vorläufiger Stand der Kartierung 2001, Luftgütewerte nach VDI-Richtlinie 3799/1. <http://home.t-online.de/home/NStapper/nrw2.htm>
- Steiner, M. & Schulze-Horn, D. 1955: Über die Verbreitung und Expositionsabhängigkeit der Rindeneiphyten im Stadtgebiet von Bonn. – Decheniana 108: 1-16.
- Stringer, P. & Stringer, M.H.L. 1974: Air pollution and the distribution of epiphytic lichens and bryophytes in Winnipeg, Manitoba. – Bryologist 77: 405-426.
- Stubbs, C.S. 1995: Dispersal of soredia by the oribatid mite, *Humerobates arborea*. – Mycologia 87: 454-458.
- Tanghe, M., Richel, T., Crisan, F., Serusiaux, E. & Moniquet, J.C. 1996: Première approche de la flore macrolichénique corticole de la Région de Bruxelles-Capitale en situation de dépollution au SO₂. – Belgian Journal of Botany 129: 38-46.
- Tapper, R. 1976: Dispersal and changes in the local distributions of *Evernia prunastri* and *Ramalina farinacea*. – The New phytologist. 77: 725-734.
- Umweltamt der Stadt Dortmund 1990: Ermittlung der Luftqualität in Dortmund mit Flechten als Bioindikatoren.
- Umweltamt der Stadt Dortmund 1997: Ermittlung der Luftqualität in Dortmund mit Flechten als Bioindikatoren.
- Umweltbüro Essen 1992: Luftgüte in Herne ermittelt mit Flechten als Bioindikatoren.
- Umweltbüro Essen 1993: Luftgüte in Duisburg ermittelt mit Flechten als Bioindikatoren. Unveröff.
- Van der Gucht, K. & Hoffmann, M. 1990: The impact of air pollution on the occurrence of corticolous and saxicolous lichens in the industrial area north of Ghent (Belgium). – Memoires de la Société Royale de Botanique de Belgique 12: 111-126.
- van Dobben, H.F. & de Bakker, A.J. 1990: Lichen mapping and remapping in The Netherlands. – Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Ser. A Nr. 456: 95-101.

- van Dobben, H.F. & de Bakker, A.J. 1996: Re-mapping epiphytic lichen biodiversity in The Netherlands: effects of decreasing SO₂ and increasing NH₃. – *Acta Botanica Neerlandica* 45: 55-71.
- van Dobben, H.F. & Ter Braak, C.J.F. 1998: Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in The Netherlands: the pitfalls of biological monitoring. – *Atmospheric Environment* 32: 551-557.
- van Dobben, H.F. & ter Braak, C.J.F. 1999: Ranking of epiphytic lichen sensitivity to air pollution using survey data: a comparison of indicator scales. – *Lichenologist* 31: 27-39.
- van Dobben, H.F. & Wamelink, W. 1992: Effects of atmospheric chemistry and bark chemistry on epiphytic lichen vegetation in The Netherlands. RIN report 92/93. DLO Institut for Forestry and Nature Research, Wageningen. 34 S.
- van Dobben, H.F. 1993: Vegetation as a Monitor for Deposition of Nitrogen and Acidity. – Rijksuniversiteit te Utrecht, Utrecht. 214 S.
- van Herk, C.M. & Aptroot, A. 1999: *Lecanora compallens* and *L. sinuosa*, two new overlooked corticolous lichen species from Western Europe. – *Lichenologist* 31: 543-553.
- van Herk, C.M. 1999: Mapping of Ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. – *Lichenologist* 31: 9-20.
- van Herk, C.M. 2001: Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. – *Lichenologist* 33: 419-441.
- van Herk, K. & Aptroot, A. 1998: Recovery of epiphytic lichens in the Netherlands. – *British Lichen Society Bulletin* 82: 22-26.
- van Herk, K. & Aptroot, A. 2000: The sorediate *Punctelia* species with lecanoric acid in Europe. – *Lichenologist* 32: 233-247.
- Vareschi, V. 1936: Die Epixylenvegetation von Zürich (Epixylenstudien II). – *Berichte der schweizerischen Botanischen Gesellschaft* 46: 445-488.
- Vonarburg, C. 1993: Das Mikroklima an Standorten epiphytischer Flechten - Immissionsökologische Untersuchungen entlang eines Höhengradienten in den Zentralschweizer Voralpen. – Veröffentlichungen aus dem Natur-Museum Luzern, Luzern. 122 S.
- Vorbeck, A. & Windisch, U. 2001: Flechtenkartierung München - Eignung von Flechten als Bioindikatoren für verkehrsbedingte Immissionen. – Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz. 142 S.
- Weitkamp, K. 1988: *Lecanora conizaeoides* als Bioindikator in stark belasteten Gebieten, dargestellt am Beispiel der Stadt Essen. Schriftliche Hausarbeit im Rahmen der Ersten Staatsprüfung für das Lehramt für die Sekundarstufe I. Botanisches Institut der Universität Essen.
- Wirth, V. & Türk, R. 1975: Über die SO₂-Resistenz von Flechten verschiedener Wuchsform. – *Flora* 164: 133-143.
- Wirth, V. 1983: Zum Nachweis der Ozonwirkung durch Flechten. – *Allgemeine Forstzeitschrift* 1983: 204-205.

- Wirth, V. 1992: Zeigerwerte von Flechten. - In: Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulißen (Hrsg.): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Erich Goltze KG, Göttingen. S. 215-237.
- Wirth, V. 1993: Trendwende bei der Ausbreitung der anthropogen geförderten Flechte *Lecanora conizaeoides*? – Phytocoenologia 23: 625-636.
- Wirth, V. 1995: Die Flechten Baden-Württembergs, Teil 1 & 2. – Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart. 1006 S.
- Wittig, R. 1993: Flora und Vegetation. – In: Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.): Stadtökologie. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York. S. 198-238.
- Zambrano, A. & Nash, T.H. III. 2000: Lichen responses to short-term transplantation in Desierto de los Leones, Mexico City. – Environmental Pollution 107: 407-412.
- Zimmer, D. 2000: Dauerbeobachtung der epiphytischen Flechtenvegetation unter immissions-ökologischen Aspekten an Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein. – Bibliotheca Lichenologica 75: 231-251.

Anhang

Berechnungsbeispiel für den Begleitartenfaktor entsprechend Gleichung 1

$$Q_l = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n S_{ij}}{m}$$

Q_l = Begleitartenfaktor der Art l , n = Anzahl der begleitenden Arten, m = Anzahl der Aufnahmepunkte, an denen l vorkommt, i = Begleitart ($i \neq l$); S_{ij} = ist 1, wenn i am Aufnahmepunkt j vorkommt (verändert nach LEBLANC & DE SLOOVER 1970).

	Art 1	Art 2	Art 3	Art 4	Art 5	Art 6
Standort 1	#		#	#		#
Standort 2	#	#	#	#	#	#
Standort 3	#	#				
Standort 4	#			#		#
Standort 5	#		#	#	#	#
Standort 6		#		#		
Standort 7	#			#		#
Standort 8			#			
Standort 9	#	#		#		#
Standort 10	#	#		#		#

Anhand der der Tabelle aufgeführten Daten soll exemplarisch für Art 1 der Begleitartenfaktor berechnet werden.

Anzahl der Standorte, an denen Art 1 vorkommt (m): 8

Anzahl der begleitenden Arten (n) pro jeweiligen Standort, an denen Art 1 vorkommt:

Standort 1	3
Standort 2	5
Standort 3	1
Standort 4	2
Standort 5	4
Standort 6	-
Standort 7	2
Standort 8	-
Standort 9	3
Standort 10	3

Summe der begleitenden Arten: 23

Demnach ist Q_1 der Quotient aus $23/8$, also 2,875. Das heißt, der Begleitartenwert für Art 1 ist 2,875.

Lebenslauf

Name: Randolph Kricke
Anschrift: Burgacker 25
45475 Mülheim an der Ruhr
Geburtsdatum: 22.10.1972
Geburtsort: Oberhausen
Eltern: Dr. Wolfgang Kricke, Studiendirektor am Karl-Ziegler
Gymnasium Mülheim
Renate Kricke, geb. Lungershausen, Apothekerin in der
Industrie-Apotheke am Altmarkt, Oberhausen
Staatsangehörigkeit: deutsch
Familienstand: ledig
Schulbildung: 1979 bis 1983: Besuch der Gemeinschaftsgrundschule an
der Gathestraße, Mülheim
1983-1992: Besuch des Otto-Pankok Gymnasiums,
Mülheim
Schulabschluß: Allgemeine Hochschulreife (Abitur)
Abiturfächer und -noten: 1) Deutsch (14 Punkte) 2) Biologie (12 Punkte), 3) Musik (12
Punkte), 4) Geschichte (14 Punkte); Gesamtdurchschnitt: 1,2
Studium: 1993-1998 Universität Essen, Integrierter
Diplomstudiengang Ökologie
Studienabschluß: Dipl.-Umweltwiss.
Prüfungsfächer und -noten: Allg. Standortlehre (1,3), Physiologie (1,3), Spezielle Ökosystemlehre
(1,3), Belastung von Luft und Klima (1,0), Stadtökologie (1,7),
Diplomarbeit (Thema: „Epiphytische Flechten als Bioindikatoren zur
Ermittlung der Luftqualität der Stadt Mülheim an der Ruhr“) (1,3);
Gesamtnote: 1,3
Auszeichnungen: Würdigung des Studienabschlusses mit herausragendem
Erfolg durch die Universität Essen
derzeitige Beschäftigung: Doktorand seit Nov. 1998 am Botanischen Institut der
Universität Essen; Abschluß der Promotion etwa Mitte
2002
Wehrdienst/Ersatzdienst: Ersatzdienst von 1991 bis 1998 als
Katastrophenschutz Helfer
Sonstiges: Praktikum und freie Mitarbeit bei Ökoplan GmbH, Essen
(1992-93); studentische und wissenschaftliche Hilfskraft
am Botanischen Institut der Universität Essen von 1993-
1998 bzw. von 1998-2002

Erklärung:

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2 Nr. 7 der Promotionsordnung der Fachbereiche 6 bis 9 zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich das Arbeitsgebiet, dem das Thema „Untersuchungen zur epiphytischen Flechtenvegetation in urbanen Gebieten, dargestellt an der Rückkehr der Flechten in das Ruhrgebiet und ausgewählter Nachbargebiete“ zuzuordnen ist, in Forschung und Lehre vertrete und den Antrag von Herrn Kricke befürworte.

Essen, den

Unterschrift

.....

Erklärung:

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2 Nr. 6 der Promotionsordnung der Fachbereiche 6 bis 9 zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich die vorliegende Dissertation selbstständig verfaßt und mich keiner anderen als der angegebenen Hilfsmittel bedient habe.

Essen, den

Unterschrift

.....

Erklärung:

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2 Nr. 8 der Promotionsordnung der Fachbereiche 6 bis 9 zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich keine anderen Promotionen bzw. Promotionsversuche in der Vergangenheit durchgeführt habe, und dass diese Arbeit von keiner anderen Fakultät abgelehnt worden ist.

Essen, den

Unterschrift