

## Übersichtsbeiträge

# Biomonitoring – Eine Methode der Umweltanalytik

<sup>1</sup>† Dieter Schlee, <sup>2</sup>Horst Schulz, <sup>3</sup>Klaus Jung

<sup>1</sup> Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Fachbereich Biochemie/Biotechnologie, Institut für Biochemie, Weinbergweg 16a, D-06120 Halle

<sup>2</sup> Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Chemische Ökotoxikologie, Permoserstr. 15, D-04301 Leipzig

## Zusammenfassung

Der Beitrag gibt anhand von ausgewählten Bioindikationsmethoden einen Einblick in Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zum Biomonitoring am Institut für Biochemie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und an der Sektion Chemische Ökotoxikologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle. Er vermittelt einen Eindruck von der Leistungsfähigkeit der hier auf biochemischer Ebene an Flechten und Flechtentalgen sowie an Kiefernadeln für die Bioindikationsmerkmale „energy charge“, antioxidative Systeme, natürliche Isotopenvariation ( $N^{15}/N^{14}$ ) und Enzymen des N-Metabolismus entwickelten und erprobten Methoden. Im einzelnen werden Ergebnisse zum Nachweis von Dosis-Wirkungs-Beziehungen und zur Erfassung der räumlichen Differenzierung von Immissionswirkungen vorgestellt.

**Schlagwörter:** Biomonitoring; Bioindikatoren, Flechten, Kiefern (*Pinus sylvestris*); Bioindikation, Enzyme, Energy charge, Isotope; Ökosysteme; Luftschadstoffe, Wirkung von; Früherkennung

## 1 Einleitung

Die intensive Nutzung der nur begrenzt verfügbaren Ressourcen und deren starke anthropogene Beeinflussung erfordern eine auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen beruhende Steuerung von Ökosystemen; d.h. all jener biologischen Systeme, die durch ein überaus komplexes multifaktorielles Struktur-, Funktions- und Reaktionsgefüge zwischen den Organismen, einschließlich des Menschen als biosozialem Wesen, untereinander und zu ihrer unbelebten Umwelt zustandekommen (→ Abb. 1).

Alle lebenden Organismen sind „offene Systeme“, die ständig Materie, Energie und Information als notwendige Voraussetzung für Nuklein- und Proteinsynthese und für alle spezifischen Leistungen, letztlich für ihre identische Selbstreproduktion, mit dem umgebenden Milieu austauschen. Sich selbst erhaltende ökologische Systeme sind durch ihre Organisation charakterisiert, die sich als räumlich-zeitliche Vernetzung ihrer Teilsysteme darstellt. Dabei sind Stabilität und Konstanz auf der einen Seite, Flexibilität, Kreativität und Anpassung auf der anderen Seite wichtige Merkmale eines dynamischen Gleichgewichts.

Mit ausreichender Objektivität muß daher gefragt werden, was wir der Natur zumuten können und was nicht. Auf der Spurensuche nach Schadstoffen, die unsere Umwelt bela-

sten und vergiften, und trotz aller faszinierenden Entwicklungen in der chemischen Analytik, ist dabei eine tiefergreifende räumlich-zeitliche und stoffliche Auflösung von Ausmaß und Struktur der Umweltbelastung und insbesondere die wirkungsbezogene Interpretation umweltanalytischer Daten erforderlich, damit aus diesen durch eine entsprechende Bewertung auch Befunde werden.

In der Kausalkette Emission-Immission-Wirkung ist letztere am entscheidendsten. Aus gemessenen Immissionskonzentrationen kann zwar die Gefährdung der Organismen (und der Landschaft) abgeleitet werden, ein Rückschluß auf eine konkrete Wirkung ist aber anhand der chemischen Analyse der Schadstoffe in Masse pro Volumen nicht ohne weiteres möglich.

## 2 Grundlagen der Bioindikation

In einem „Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen“ (Oktober 1990) wird deshalb der Ausbau eines Biomonitorings nachdrücklich gefordert. Dieses Biomonitoring soll einen Schwerpunkt der integrierenden Umweltbeobachtung bilden und alle Umweltbereiche durchdringen. Seine besondere Aufgabe ist es, die eher verborgenen, manchmal kaum auffallenden Wirkungen von Chemikalien, aber auch von Flächennutzungen, auf Lebewesen, Lebensgemeinschaften, Ökosysteme und Biosphäre möglichst frühzeitig nachzuweisen. Dieses Biomonitoringsystem sollte medienübergreifend (Luft, Wasser, Boden) konzipiert werden. Auch Kausalanalysen, mithin Fragen nach dem Wirkungsmechanismus, in repräsentativ ausgewählten Beobachtungsräumen sind einzuschließen. Im Aufbau des Systems soll die Hierarchie der Biosysteme Beachtung finden.

Ökosysteme besitzen eine relativ hohe Stabilität. Bei Veränderung der Umweltfaktoren und/oder unter dem Einfluß von anthropogenen Faktoren können sie zunächst in andere stabile Zustände übergehen. Auch Organismen können sich artspezifisch mittels eines flexiblen und gut regulierten Stoffwechsels in gewissen Grenzen an veränderte Umweltfaktoren anpassen. Auf der Ebene der intakten Organismen und der Ökosysteme wird die Wirkung von Schadstoffen daher erst durch äußere Schadsymptome (z.B. Nekrosen, Chlorosen bei Pflanzen) erkennbar, nachdem die Grenze der Adaptionsfähigkeit überschritten wurde. Sicht-

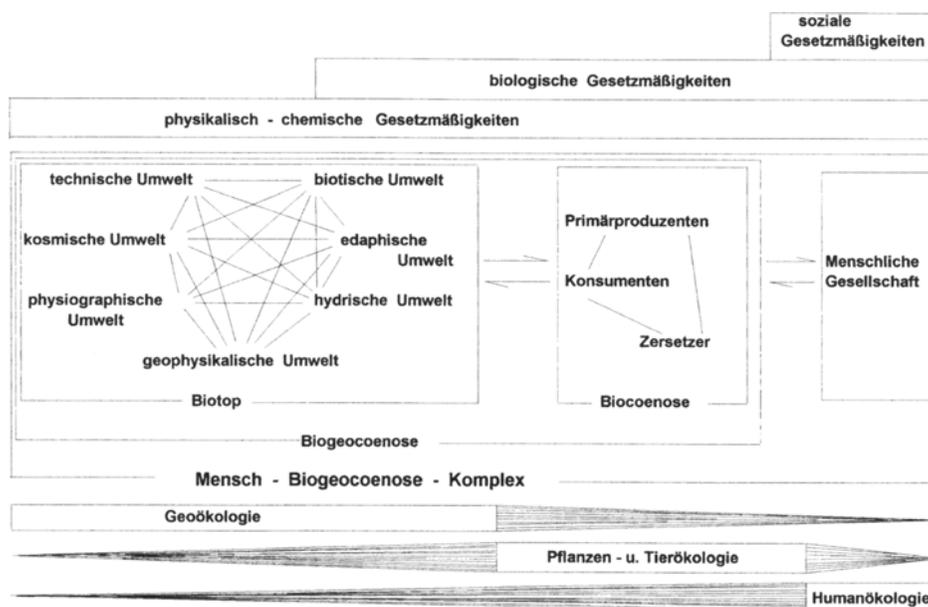


Abb. 1: Wechselbeziehungen zwischen Mensch, Biocoenose und Biotop

bare Symptome einer Schädigung setzen aber tiefgreifende Veränderungen im Stoffwechsel der Pflanzen und Tiere voraus, deren Ursachen für das Verständnis solcher Vorgänge von großer Bedeutung sind. Die Grenzen biochemischer und physiologischer Reaktionsabläufe auf suborganismischer Ebene sind relativ eng, so daß sie auf Störungen empfindlich reagieren.

Umweltgifte können zu schädlichen Einwirkungen auf Mensch, Tier und Pflanze führen. Diese Eigenschaft kann aber andererseits auch genutzt werden, das Vorkommen und die Wirkung dieser Umweltgifte anzuzeigen und zu überwachen. Unter dem Begriff „Bioindikation“ versteht man also die zeitabhängige und integrierende Anzeige von Umweltfaktoren, auch einer Umweltbelastung, durch biologische Systeme. Bei den für die Bioindikation genutzten Organismen lassen sich definierte Lebensfunktionen so eng mit bestimmten anthropogenen oder anthropogen modifizierten Umweltfaktoren korrelieren, daß sie als Zeiger dafür verwendet werden können. Da in der Natur meist nicht nur ein Umweltfaktor auf den Organismus wirkt, liegt die Bedeutung der Bioindikation gerade in dieser integrierenden Anzeige von komplexen Umweltveränderungen. Wirkungsbezogene biologische Testsysteme können auch ohne detaillierte Kenntnis aller beteiligten Substanzen und Faktoren Auswirkungen auf das biologische Objekt feststellen.

Die biologische Wirkung von Chemikalien und damit auch deren Toxizität bzw. Ökotoxizität kann nur anhand der Reaktionen, die diese bei Lebewesen auslösen, erkannt werden. Diese meß- bzw. sichtbaren Veränderungen sind die Summe aller Wechselbeziehungen zwischen diesen Chemikalien, dem unbelasteten Milieu als Hintergrund und dem biologischen Objekt selbst, das zunächst mit Kompensationsreaktionen auf Störungen reagiert. Im Resultat viel-

schichtiger Wechselwirkungen steht dem „Schädigungspotential des Stoffes“ gewissermaßen das „Schutzpotential des biologischen Systems“ gegenüber.

So beruhen die Reaktionen von Pflanzen gegenüber einer Belastung mit Luftschadstoffen auf einer Abfolge von physikalischen, chemischen, biochemischen und physiologischen Vorgängen, die schließlich zu einer Schädigung führen. Dabei modifizieren von innen konditionierende (z.B. genetische Veranlagung, Veränderung durch frühere Ereignisse) und von außen konditionierende Faktoren (z.B. Klimafaktoren) diese Reaktionen. Die auf die Pflanzen treffenden Schadgasprofile zeigen häufig eine starke Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen im Tagesgang. Diese charakteristischen tagesperiodischen Veränderungen, z.B. Vormittagsgipfel für Ozon ( $O_3$ ), Stickoxide ( $NO_x$ ) und Peroxyacynitrat (PAN), führen gleichfalls zu einem unterschiedlichen Ausmaß der Schädigungen. Hinzu kommt, daß unter Freilandbedingungen häufig Belastungsphasen mit hohen und niedrigen Schadstoffkonzentrationen wechseln, bzw. solche Belastungsphasen können durch Erholungsphasen, in denen Schäden auch repariert werden können, abgelöst oder unterbrochen werden ( $\rightarrow$  Abb. 2).

Diese räumlich-zeitliche Variabilität im Vorliegen von Schadstoffen bestimmt entscheidend die Antwort der Pflanze bzw. den Grad der Schädigungen. Gewisse Konzentrationen an Schadstoffen beeinflussen den Organismus, ohne daß damit auffallende Pflanzenschäden und ein hoher ökonomischer Schaden gekoppelt sind. In Ökosystemen können aber unter solchen Bedingungen schleichende Veränderungen eintreten, die die Quantität und die Qualität der pflanzlichen Erträge vermindern können. Entscheidend wird damit eine Früherkennung von Störungen, um möglichst irreversible Zustandsveränderungen durch gezielte Schutzmaßnahmen rechtzeitig verhindern zu können.

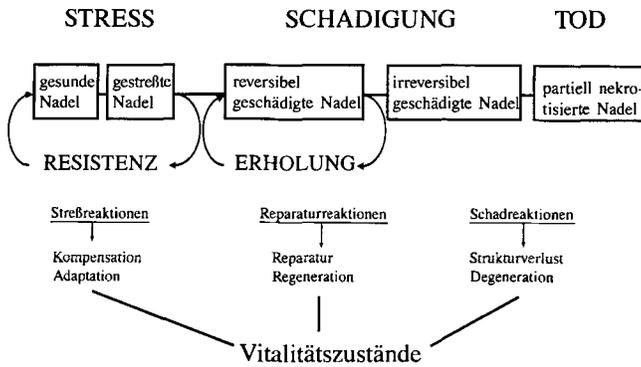


Abb. 2: Integratives Modell zur Beschreibung von Streßbelastung und Streßindikation bei Koniferen

### 3 Bioindikation auf biochemischer Ebene

Über das Erfassen sensitiver biochemischer Reaktionsabläufe und Parameter läßt sich die noch zu indizierende Menge eines Schadstoffes bedeutend herabsetzen. Auf dieser zellulären und subzellulären Stufe der Bioindikation sind die Wirkungen des Schadstoffes meist unsichtbar für den Beobachter, aber meßbar mit (bio)chemischen Methoden.

Auch von relativ einfachen Wirkungstests auf biochemischer und physiologischer Ebene lassen sich Hinweise auf mögliche ökosystemare Veränderungen und Schädigungen erwarten. Es ergeben sich Ansätze zum Erkennen komplexer Umweltstressoren und damit zum Abschätzen der Belastung bzw. der Belastbarkeit von ökologischen Systemen.

#### 3.1 Flechten und Flechtenalgen als Bioindikatoren – Der „energy charge“ als Bioindikationsmerkmal

Flechten, bei denen Algen (Phycobiont) und Pilze (Mycobiont) in einer für beide Seiten nützlichen Symbiose leben, und die teilweise extreme Standorte besiedeln können, reagieren aufgrund ihrer Organisationsform im allgemeinen sehr empfindlich auf Luftverunreinigungen. Ihre Sensitivität gegenüber Schwefeldioxid und anderen Schadstoffen übertrifft die der „höheren Pflanzen“ mitunter erheblich.

Bestimmte Flechtenarten sind daher zu wichtigen Bioindikatoren für die Anzeige luftgetragener Schadstoffe geworden. Flechten indizieren die komplexe Wirkung aller am jeweiligen Standort auftretenden Umweltfaktoren. Sie können damit zur differenzierten Darstellung sowohl großräumiger Immissionsverhältnisse als auch kleinräumig wirksamer Emittenten genutzt werden.

Eine Methode zur Bioindikation mittels Flechten bezieht sich vorzugsweise auf die Kartierung von Flechtenspecies in Abhängigkeit von der Entfernung einer Emissionsquelle und auf die Bonitierung sichtbarer Schädigungen. Mittlerweile sind die „passive“ Methode, ebenso wie die „aktive“ Methode der Exposition von Flechtentransplantaten in den entsprechenden Untersuchungsräumen, anerkannte Bio-tests nach VDI-Richtlinien (VDI-Richtlinie 3799).

Aber auch hier gilt, daß den sichtbaren Schäden „unsichtbare“ Schäden auf der Ebene des Stoffwechsels vorausge-

hen müssen. In der Regel wird dabei der Phycobiont stärker als der Mycobiont in Mitleidenschaft gezogen.

Die aus zahlreichen Flechtenarten als Algenpartner isolierte Grünalge *Trebouxia* reagiert empfindlich auf den Schadstoff Sulfid, mit dem unter Laborbedingungen eine Schwefeldioxidwirkung simuliert werden kann.

Für den Stoffwechsel ist die Frage nach der verfügbaren chemischen Energie in Form des universellen Energieakkumulators Adenosin-5'-triphosphat (ATP) von entscheidender Bedeutung. Ein Maß für den Energiezustand (Energieinhalt) einer Zelle ist der sog. „energy charge“, der das Verhältnis von energiereichen (ATP) und energiearmen (AMP) Adennucleotiden ausdrückt. Im allgemeinen wird dieses Verhältnis sehr streng reguliert, weil sich energieverbrauchende und energieliefernde Reaktionen im Stoffwechsel gegenseitig bedingen und kontrollieren.

Unter Normalbedingungen beträgt der „energy charge“ in der Grünalge *Trebouxia*  $0,55 \pm 0,03$ . Unter dem Einfluß eines Schadstoffes wie Sulfid sinkt er aber konzentrations- und zeitabhängig auf 0,2 ab, d.h., das System besitzt dann weniger Energie für den Ablauf der Stoffwechselreaktionen. Die Abnahme der Energieladung und damit der Leistungsfähigkeit des Systems ist unter den gewählten Bedingungen aber noch nicht irreversibel. Denn wird die Belastungsphase durch Absetzen des Schadstoffes beendet, steigt die Energieladung in der anschließenden Erholungsphase wieder an und erreicht nahezu den Normalwert von 0,55 ( $\rightarrow$  Abb. 3). Nach unseren Untersuchungen ist die Bestimmung des „energy charge“ als Vitalitätstest für eine sensitive Bioindikation gut geeignet.

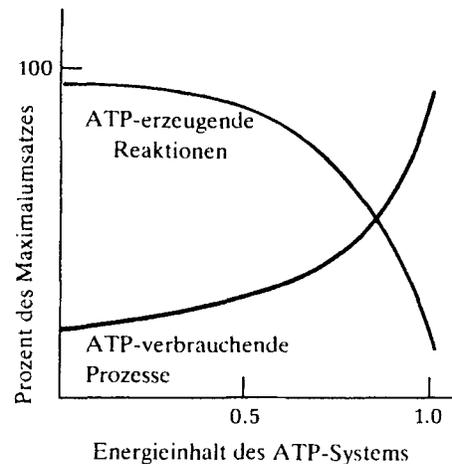


Abb. 3: Umsatzraten ATP-bildender und ATP-verbrauchender Reaktionen in Abhängigkeit vom Energiehaushalt des ATP-Systems

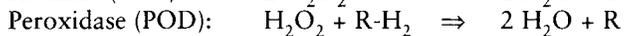
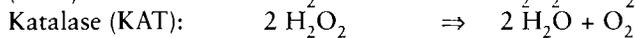
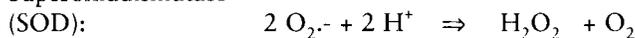
#### 3.2 Kiefernadeln als Bioindikatoren

##### 3.2.1 Superoxiddismutase und Peroxidase als Bioindikationsmerkmale

Die Toxizität von Schwefeldioxid, Ozon und anderen Schadstoffen ist häufig mit dem Auftreten reaktiver Sauerstoffradikale, besonders Superoxidanionen ( $O_2^-$ ), korreliert

(„oxidativer Streß“). Diese schädigen aufgrund ihrer hohen Reaktivität empfindlich den zellulären Stoffwechsel, indem sie z.B. über eine Peroxidation von Lipidbestandteilen der Biomembranen zu Membrandesintegrationen und damit zu erheblichen Zellschäden führen. Schutzmechanismen der Organismen, die der Beseitigung (Entgiftung) solcher Sauerstoffradikale dienen, erfordern deshalb besondere Aufmerksamkeit. Bestandteile dieses „antioxidativen Schutzsystems“ sind niedermolekulare Antioxidantien, die als „Radikalfänger“ fungieren (z.B. Ascorbinsäure, Glutathion,  $\alpha$ -Tocopherol), und antioxidativ wirkende Enzyme. Im Vordergrund steht dabei das Enzym Superoxiddismutase, das die Radikale zu  $H_2O_2$  und  $O_2$ - dismutiert. Wasserstoffperoxid kann nachfolgend durch Katalase und Peroxidase entgiftet werden.

Superoxiddismutase



Seit Beginn der achtziger Jahre wird besonders die Bestimmung der Aktivität von SOD und POD zur Indikation von Immissionswirkungen auf Pflanzen, vor allem Koniferen, herangezogen. Unter Freilandbedingungen konnte inzwischen ihre Reaktionsempfindlichkeit in halbjährigen Nadeln von *Pinus sylvestris* (L.) entlang eines  $SO_2$ -Gradienten nachgewiesen werden. Sowohl SOD als auch POD zeigen in Abhängigkeit von der Schwefeldioxidkonzentration eine signifikante Dosis-Wirkungs-Beziehung ( $\rightarrow$  Abb. 4).

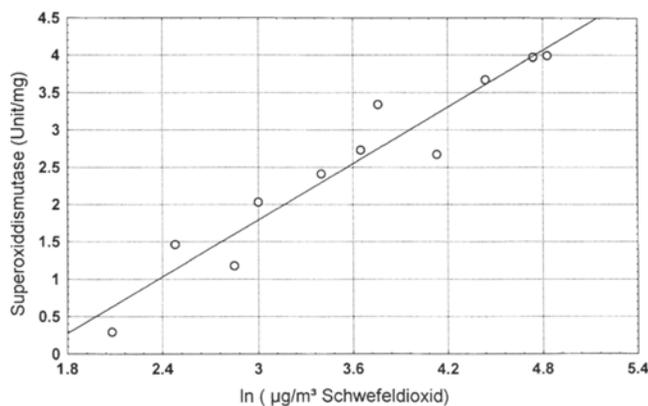


Abb. 4: Aktivitätsveränderungen der Superoxiddismutase in halbjährigen Nadeln von Kiefernjungbeständen entlang eines Schwefeldioxid-Gradienten

Von uns wurde ein Verfahren erarbeitet, das auf der Grundlage immissionsabhängiger Vitalitätszustände von *Pinus sylvestris* eine Frühdiagnose von Schwefeldioxidwirkungen auf halbjährige Kiefernnadeln erlaubt (SCHULZ, 1991). Als Wirkungskriterien dienen die antioxidativen Enzyme SOD und POD, daneben Chlorophyll-Proteine sowie anorganische Schwefelverbindungen. Zur Integration der verschiedenen Meßwerte werden multivariate mathematisch-statistische Auswerteverfahren eingesetzt, wodurch letztlich eine in Abhängigkeit von der Immissionsbelastung gesicherte Vitalitätsbewertung erfolgen kann ( $\rightarrow$  Abb. 5).

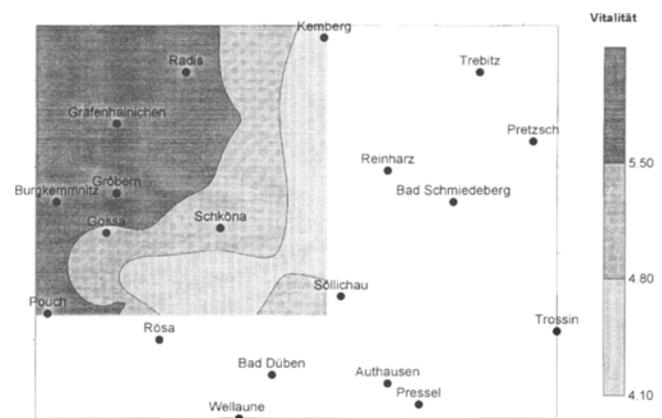


Abb. 5: Regionale Differenzierung der Vitalitätszustände von Kiefernalbeständen in der Dübener Heide auf der Grundlage einer integrativen biochemischen Indikation. Hellgrau – hohe Vitalität; mittelgrau – mittlere Vitalität; dunkelgrau – geringe Vitalität

### 3.2.2 Natürliche Isotopenvariationen als Bioindikationsmerkmale

Eine neue interessante Arbeitsrichtung ist die Nutzung der natürlichen Variationen, d.h. nicht radioaktiv strahlender, Isotope biologischer wichtiger Elemente als ökologische Indikatoren.

So treten beim Stickstoff der Luft wie auch in stickstoffhaltigen chemischen Verbindungen die beiden stabilen Isotope  $^{14}N$  und  $^{15}N$  stets als Gemisch auf. Der Anteil des selteneren stabilen Isotops  $^{15}N$  im Luftstickstoff beträgt dabei nur 0,3663 Atom-% gegenüber  $^{14}N$  mit 99,6337 Atom-%. Die natürliche Häufigkeit des  $^{15}N$  in den Stickstoffverbindungen biologischer Systeme, die massenspektrometrisch gemessen werden kann, weicht immer geringfügig vom  $^{15}N/^{14}N$ -Verhältnis des Luftstickstoffs, das als Standard genutzt wird, ab. Ursache für die Variabilität des N-Isotopenverhältnisses in der Biosphäre sind u.a. kinetische Isotopieeffekte, die bei Diffusionsprozessen, Wechselwirkungen zwischen den Molekülen und bei Enzymreaktionen im N-Stoffwechsel auftreten. Dabei wird das schwerere Isotop  $^{15}N$  grundsätzlich gegenüber dem leichteren Isotop  $^{14}N$  diskriminiert. Diese Differenzen im Isotopenverhältnis der N-Verbindungen zum Luftstickstoff werden üblicherweise als  $\delta^{15}N$ -Werte angegeben und nach folgender Formel berechnet:

$$\delta^{15}N = \left( \frac{^{15}N/^{14}N\text{-Probe}}{^{15}N/^{14}N\text{-Standard}} - 1 \right) \times 1000 \text{ [‰]}$$

Unter dem Eindruck des stetigen Anstiegens stickstoffhaltiger Luftschadstoffe (ca. 2000 kt N pro Jahr in der Bundesrepublik Deutschland) wurden von uns (JUNG et al. 1993) die natürlichen  $^{15}N/^{14}N$ -Isotopenvariationen in ein- und zweijährigen Nadeln von *Pinus sylvestris* von unterschiedlich belasteten Standorten im Rahmen eines Biomonitoringnetzes in der mitteldeutschen Industrieregion Leipzig-Halle bestimmt. Dabei traten signifikante Unterschiede in Abhängigkeit vom jeweiligen Standort auf ( $\rightarrow$  Abb. 6).

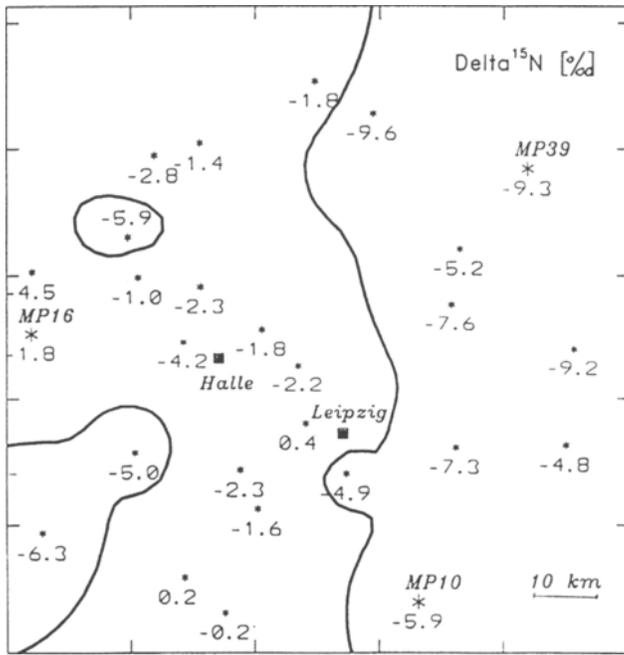
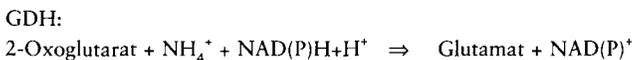


Abb. 6: Verteilung der  $\delta^{15}\text{N}$ -Werte (‰) einjähriger Nadeln 7- bis 12-jähriger Kiefern (*Pinus sylvestris* L.) in der Region Leipzig-Halle (Mittelwerte von fünf Bäumen pro Standort)

Ähnliche standortabhängige Unterschiede in den  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ - und  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Isotopenverhältnissen wurden an unterschiedlichen Flechtenspecies innerhalb eines Höhengradienten in den Ostalpen nachgewiesen (SCHLEE et al. 1994a).

### 3.2.3 Enzyme des Stickstoffmetabolismus als Bioindikationsmerkmale

Diese Differenzen in den natürlichen  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -Isotopenverhältnissen gingen mit Hemmungen der Aktivität wichtiger Enzyme des Stickstoffmetabolismus einher (SCHLEE et al. 1994b). Auffallend stark wird dabei das biosynthetisch wirksame Enzym Glutaminsynthetase (GS) beeinflusst, das die Haupteintrittspforte für Ammoniak in den körpereigenen N-Metabolismus darstellt. Seine Funktion wird unter solchen Bedingungen dann offensichtlich von einem anderen ammoniakfixierenden Enzym, der Glutamatdehydrogenase (GDH), übernommen.



Die insgesamt stabilere GDH wird standortabhängig nur gering beeinflusst oder sogar gefördert ( $\rightarrow$  Tabelle 1). Als typisches „Cinderella-Enzym“ dient das Enzym der Beseitigung von toxischem Ammoniak, wenn dieses unter bestimmten Bedingungen, z.B. erhöhtem Proteinabbau nach Streßeinfluß oder im Zuge von Seneszenzvorgängen, verstärkt anfällt.

Aus Kiefernadeln konnte die Glutamatdehydrogenase elektrophoretisch in mehrere multiple Formen aufgetrennt

werden. Interessanterweise unterscheidet sich das Muster an diesen Isoenzymen in Abhängigkeit von den *Pinus sylvestris*-Standorten ( $\rightarrow$  Abb. 7). Die funktionelle Bedeutung des Auftretens neuer Enzymbanden bei unterschiedlichen Standorten ist noch unklar. Möglicherweise könnte das Isoenzymmuster bzw. das Auftreten einer neuen aktiven Enzymbande der GDH als spezifischer Marker einer Belastung mit stickstoffhaltigen luftgetragenen Schadstoffen genutzt werden. Vergleichbar wäre dies mit dem Auftreten einer neuen multiplen Form der Superoxiddismutase, die von KÖCK et al. (1985) in Laboruntersuchungen über den Einfluß von Sulfid auf die Grünalge *Trebouxia* gefunden wurde ( $\rightarrow$  Abb. 8).

Tabelle 1: Spezifische Aktivitäten ( $\text{nkat} \cdot \text{mg Protein}^{-1}$ ),  $\delta^{15}\text{N}$ -Werte und N-Gehalt von GS und GDH in Nadeln (Mischproben) von *Pinus sylvestris* L. in Abhängigkeit vom Standort. Probenahme: Oktober 1992 (n = 8)

| Standort | spezifische Aktivität GS | spezifische Aktivität GDH | $\delta^{15}\text{N}$ -Wert [%] | N-Gehalt (% TM) |
|----------|--------------------------|---------------------------|---------------------------------|-----------------|
| MP 16    | 15,7 ± 8,7               | 16,8 ± 2,1                | -1,9 ± 1,1                      | 2,2 ± 0,3       |
| MP 10    | 19,4 ± 14,9              | 14,3 ± 1,6                | -5,9 ± 0,4                      | 2,0 ± 0,1       |
| MP 39    | 2,3 ± 0,5                | 17,7 ± 3,3                | -9,4 ± 0,6                      | 1,9 ± 0,1       |

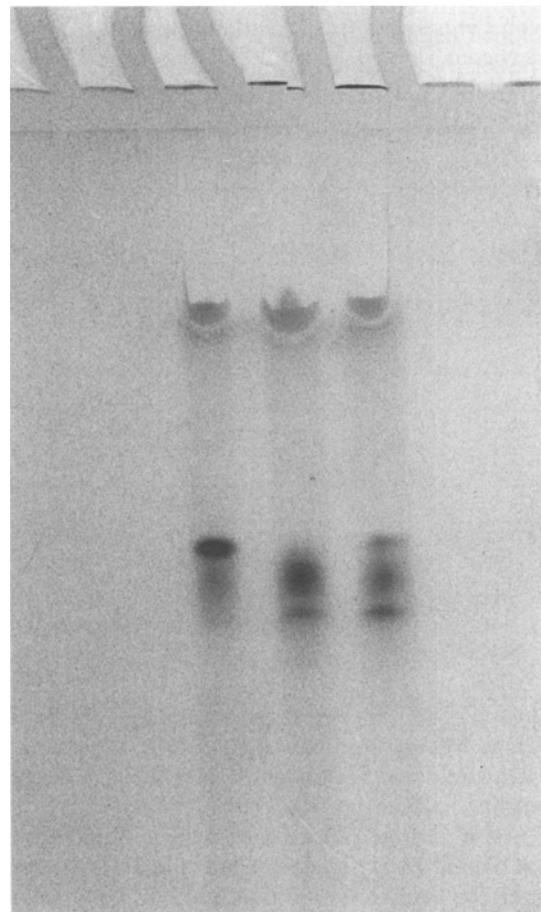


Abb. 7: Native Polyacrylamidelektrophorese der Glutamatdehydrogenase aus Nadeln von *Pinus sylvestris*. Darstellung des Isoenzymmusters in Abhängigkeit vom Standort der beprobten Bäume (Meßpunkte 10, 16 und 39)

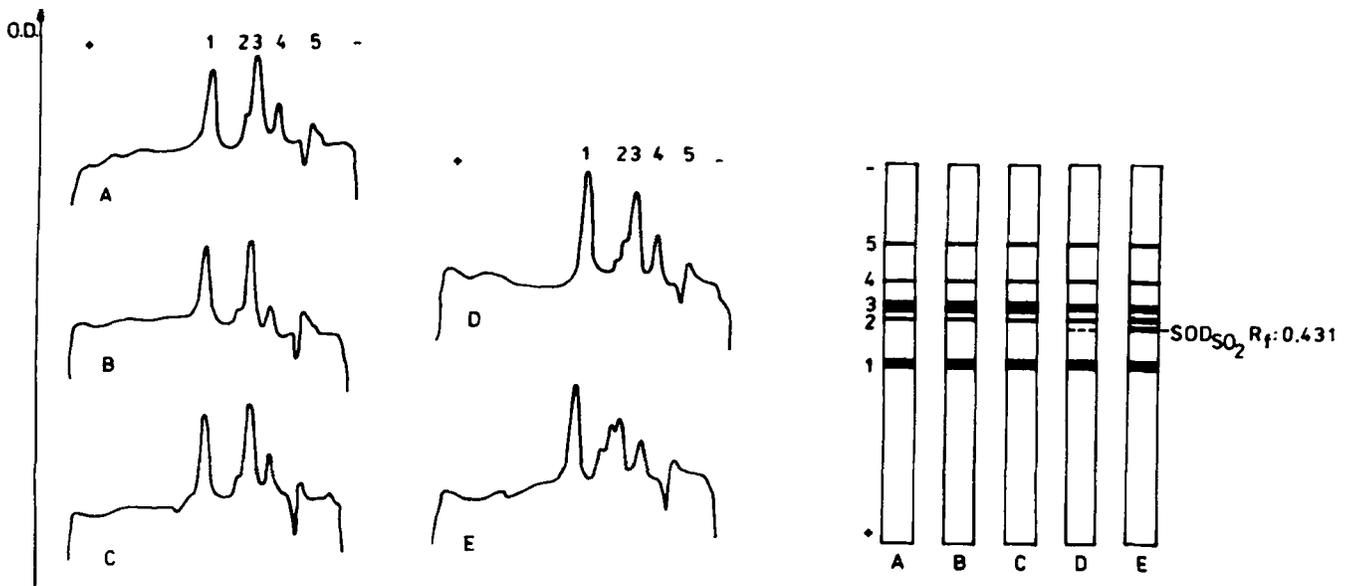


Abb. 8: Effekt einer Langzeit-Sulfitinkubation (72 h) auf das SOD-Isoenzympmuster der Grünalge *Trebouxia sp.*  
A = Kontrolle; B = 0,15 mM Sulfit; C = 0,50 mM Sulfit; D = 1,50 mM Sulfit; E = 5,00 mM Sulfit

#### 4 Schlußbemerkungen

Bioindikationssysteme für luftgetragene Schadstoffe befinden sich gegenwärtig in verschiedenen Anwendungsstadien. Diese reichen von Laborversuchen unter kontrollierten Bedingungen über Experimente in Freilandexpositionssystemen (z.B. open top chambers) mit weitgehend kontrolliertem Immissionsklima und Analysen von Freilandmaterial bis zum routinemäßigen und normierten Standardverfahren (DIN-Norm, VDI-Richtlinien). Die biologischen Verfahren können dabei nicht die chemische Analytik ersetzen. Sie sollen aber ein einfaches, empfindliches und möglicherweise auch als on-line-Messung geeignetes System liefern, um vor allem zur Frühdiagnose und Präscreening eingesetzt zu werden. Bioindikationssysteme werden immer häufiger auch im Zusammenhang mit konkreten Planungen herangezogen.

Dabei kann ein einziges biologisches System die Fragen nach der Belastung bzw. Belastbarkeit niemals allein beantworten, da das Spektrum an Schadstoffen ganz unterschiedlich auf die Organismen oder deren „Untereinheiten“ (suborganismische Testsysteme) einwirkt. Hier erscheint die Entwicklung von hierarchisch aufgebauten Testbatterien erforderlich. Notwendig ist insbesondere auch die kumulierende Erfassung der Schadstoffwirkungen, da nur auf diese Weise additive, co- und synergistische Effekte von Schadstoffkombinationen erfaßt werden können.

Entscheidend für die Existenz der Individuen und die Erhaltung der Arten ist die ökologische Resistenz. Sie ist definiert als das Vermögen der Organismen bestimmte Belastungssituationen zu tolerieren und innerhalb eines bestimmten Streßbereiches zu überleben. Die Widerstandsfähigkeit des Individuums als Ganzes ist hierbei von besonderer Bedeutung.

Die genannten Untersuchungen können als Beitrag gewertet werden, daß künftig auch im Bereich der Umweltge-

staltung durch eine enge und vernünftige Verflechtung von biochemischen, physiologischen und ökologischen Methoden, einschließlich von chemischen und physikalischen Untersuchungs- und Prüfverfahren sowie mathematischen Auswerte- und Modellierungsverfahren, ein Optimum an Informationen über die komplexen Wechselwirkungen in der Umwelt gewonnen werden kann. Allein das interdisziplinäre Bearbeiten der Probleme des Eintrages, des Verhaltens und der Wirkung von Chemikalien, einschließlich der luftgetragenen Schadstoffe, in der Natur liefert die Grundlage für das Erarbeiten von Konzepten und Bewertungsstrategien, die Gefährdungsabschätzungen und Langzeitprognosen ermöglichen.

#### 5 Literatur

- ARNDT, U., W. NOBEL und B. SCHWEIZER: Bioindikatoren – Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Eugen Ulmer, Stuttgart. 1987
- BARTHOLMESS, H., R. BOEMER, G. RÖSSLER, G. SCHOBER, W. NOBEL und U. ARNDT: Flechten als Bioindikatoren zur Erfassung von Immissionswirkungen – Möglichkeiten für Luftreinhaltestrategien. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 6, 81–87 (1994)
- BAU, H.: Der Einsatz pflanzlicher Bioindikatoren in der Bundesrepublik Deutschland. VDI-Berichte 901, 37–60 (1992)
- BUCHER, J.B., and I. BUCHER-WALLIN (Eds.): Air pollution and forest decline. Birmensdorf. 1989
- CADENAS, E.: Biochemistry of oxygen toxicity. Annu. Rev. Biochem. 58, 79–100 (1989)
- DASSLER, H.-G.: Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. 4. Aufl., Fischer, Jena. 1991
- ELLING, W.: Waldschäden und Waldschadensforschung. Naturwiss. Rdsch. 45, 184–187 (1992)
- ELSTNER, E.F., G. WAGNER and W. SCHÜTZ: Activated oxygen in green plants in relation to stress situation. Curr. Top Plant Biochem. Physiol. 7, 159–187 (1988)
- ERHARDT, W.: Standardisierte Flechtenexposition. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 6, 113–115 (1994)
- FAUST, H.: Advances in nitrogen-15 use for environmental studies in soil-plant system. Isotopenpraxis Environ. Health Stud. 29, 289–336 (1993)

- GEBAUER, G. and E.-D. SCHULZE: Carbon and nitrogen isotope ratios in different compartments of a healthy and a declining *Picea abies* forest in the Fichtelgebirge *Oecologia* 87, 198–207 (1991)
- GEBAUER, G. and P. DITTRICH: Nitrogen isotope ratios in different compartments of a mixed stand of spruce, larch and beech trees and of understorey vegetation including fungi. *Isotopenpraxis Environ. Health Stud.* 29, 35–44 (1993)
- GUDERIAN, R.: Air pollution by photochemical oxidants. *Ecological Studies* 52. Springer, Berlin, Heidelberg, 1985
- GUGGENBERGER, J.: Einsatz biologischer Testverfahren zur Emissionsüberwachung organischer Stoffe. *VDI-Berichte* 838, 321–344 (1990)
- HALBWACHS, G. and U. ARNDT: Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation. *VDI-Berichte* 901, 7–16 (1992)
- HEATH, R.L.: Initial events in injury to plants by air pollutants. *Annu. Rev. Plant Physiol.* 31, 395–431 (1980)
- HECK, W.W., O.C. TAYLOR and D.T. TINGEY: Assessment of crop loss from air pollutants. Elsevier Appl. Science, London, New York. (1988)
- HÖGBERG, P. and C. JOHANNUSSON: <sup>15</sup>N abundance of forests is correlated with losses of nitrogen. *Plant and Soil* 157, 147–150 (1993)
- HÖPKER, K.A.: Bioindikation organischer Luftschadstoffe – Erste Erfahrungen im Ökologischen Wirkungskataster Baden-Württemberg. *VDI-Berichte* 901, 827–836 (1992)
- JÄGER, H.-J., J. BENDER and H.-J. WEIGEL: Stand der Diskussion über Richtwerte für Schadstoffkonzentrationen in der Luft. *Angew. Bot.* 63, 559–575 (1989)
- JUNG, K., H. FÖRSTEL, D. SCHLEE, H. TINTEMANN and G. SCHÜRMANN: The nitrogen metabolism of pine needles (*Pinus sylvestris* L.) as bioindikation system of environmental contaminations. *Proceedings 22<sup>nd</sup> FEBS-Meeting*, Stockholm (Schweden), Juli 1993, p. 41
- JUNG, K., W. ROLLE, D. SCHLEE, H. TINTEMANN, T. GNAUK and G. SCHÜRMANN: Ozone effects on nitrogen incorporation and superoxide dismutase activity in spruce seedlings. (*Picea abies* L.). *New Phytol.* 128, 505–508 (1994)
- KEITEL, A.: Praxiserprobte Bioindikationsverfahren – Grundlagen und vergleichende Bewertung der Verfahrenskenngrößen. *Staub-Reinh. d. Luft* 49, 29–34 (1989)
- KLÖTZLI, F.A.: Ökosysteme. Aufbau, Funktionen. Störungen. 3. Aufl. UTB 1479. Fischer, Stuttgart 1992
- KÖCK, M., SCHLEE, D. and U. METZGER: Sulfite – induced change of oxygen metabolism and the action of superoxide dismutase in *Euglena gracilis* and *Trebouxia* sp. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 180, 213–224 (1985).
- KOZIOL, M.J. and F.R. WHATLEY (Eds.): Gaseous air pollutants and plant metabolism. Butterworths, London. 1984
- KREBB, K.H., H. SCHWEGLER, J. MÜLLER, S. SCHIELO, K. SCHNEIDER and R. WEINMANN: Zur Anwendung der „Katastrophentheorie“ für die Modellbildung im Bereich der Bioindikation. Vergleich der Organisationsebenen „Vegetation“ und „Chloroplasten“. *Angew. Bot.* 55, 149–167 (1981)
- LANGE, O.L., U. HEBER, E.-D. SCHULZE and H. ZIEGLER: Atmospheric pollutants and plant metabolism. In: SCHULZE, E.-D., O.D. LANGE and R. OREN (Eds.): *Ecological Studies* 77, 238–273 (1989)
- LARCHER, W.: Streß bei Pflanzen. *Naturwissenschaften* 74, 158–166 (1987)
- LEGGE, A.H. and S.V. KRUPA (Eds.): Air pollutants and their effects on the terrestrial ecosystems. John Wiley & Sons, New York. 1986
- LOUGHURST, J.W.S. (Ed.): Acid deposition, sources, effects and controls. The British Library, Letchworth. 1989
- McKENZIE, D.H., D.E. HYATT and V.J. McDONALD (Eds.): Ecological indicators. Vol. 2. Elsevier Sci., Publ., New York. 1992
- MOHR, H.: Die Erforschung der neuartigen Waldschäden. *Biologie in unserer Zeit* 16, 83–89 (1986)
- NASH, T.H. and V. WIRTH (Eds.): Lichens, bryophytes and air quality. *Bibliotheca Lichenologica*. Vol. 30. Cramer, Berlin. 1988
- NRIAGU, J.O. (Ed.): Sulfur in the environment. John Wiley & Sons, New York. 1987
- NUSCH, E.: Biologische Testverfahren – Aussagekraft und Grenzen der Übertragbarkeit. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 5, 155–161 (1993)
- PEICHL, L. and D. REIML: Bioprobes – Biological effect-test systems for the early recognition of unexpected environmental changes. *Environmental Monitoring and Assessment* 15, 1–12 (1990)
- PETER, K. and M. URECH: Bioindikation mit Flechten – Grenzen und Möglichkeiten der überregionalen Vergleichbarkeit von Luftgütekarten. *VDI-Berichte* 901, 103–1118 (1992)
- SCANDALIOS, J.G.: Oxygen stress and superoxide dismutases. *Plant Physiol.* 101, 7–12 (1993)
- SCHLEE, D. and M. KÖCK: Zur Kombinationswirkung ausgewählter Luftschadstoffe auf pflanzliche Organismen. *Biol. Rdsch.* 25, 35–44 (1987)
- SCHLEE, D.: Biochemische Grundlagen der Wirkung saurer Depositionen auf den pflanzlichen Organismus. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 3, 362–367 (1991)
- SCHLEE, D.: Über den Wert von Bioindikationen auf biochemischer Ebene. *VDI-Berichte* 901, 17–35 (1992)
- SCHLEE, D., H. TINTEMANN, D. MÖCKER, C. THÖRINGER, K. JUNG und H. FÖRSTEL: Aktivitäten und Eigenschaften von Glutaminsynthetase und Glutamatdehydrogenase aus Nadeln von *Pinus sylvestris* in Abhängigkeit vom Standort. *Angew. Bot.* 68, 89–94 (1994)
- SCHLEE, D., K. JUNG, R. TÜRK und M. GEHRE: Natural isotope variations in species of lichen on an altitude gradient in Eastern Central Alps. *Phyton* (in press)
- SCHUBERT, R. (Ed.): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. 2. Aufl. Fischer, Jena. 1991
- SCHULTE-HOSTEDE, S., N.M. DARRAL, L.W. BLANK and A.R. WELLBURN: Air pollution and plant metabolism. Elsevier Appl. Science, London, New York. 1988
- SCHULZ, H.: Biochemische Indikation mit Koniferennadeln – Ein Verfahren zur Früherkennung von Immissionswirkungen. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 184, 419–432 (1989)
- SCHULZ, H.: Biochemische Indikation – Ein Verfahren zur Früherkennung von Immissionswirkungen auf Koniferennadeln. *VDI-Berichte NR. 901*, 189–200 (1991)
- STEUBING, L. and H.-J. JÄGER (Eds.): Monitoring of air pollutants by plants. *Methods and problems*. W. Junk Publ., The Hague. 1982
- TENTER, M., R. BALTER and A. WILD: Neuartige Waldschäden – Schadindikation mit Hilfe des Gehaltes an Putrescin in Nadeln und Blättern der Bäume. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 3, 272–276 (1991)
- TIETZ, D. and A. TIETZ: Streß im Pflanzenreich. *Biologie in unserer Zeit* 12, 113–119 (1982)
- TÜRK, R.: Die Organisationsform der Flechten als Grundlage der Bioindikation von Luftfremdstoffen mit Hilfe von Flechten. *VDI-Berichte* 901, 73–80 (1992)
- UMLAUFF-ZIMMERMANN, R. and K. KREIMES: Passives Monitoring in Waldökosystemen. *Verh. Gesell. Ökol.* XVI, 85–90 (1987)
- UNSWORTH, M.H. and D.P. ORMROD (Eds.): Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. Butterworth Scientific, London. 1982
- VDI – Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg): Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen mit Flechten. Verfahren der standardisierten Flechtenexposition. *VDI-Richtlinie* 3799, Bl. 2. Düsseldorf. 1991
- WELLBURN, A.: Air pollution and acid rain. The biological impact. Longman Scientific & Technical, Essex, England. 1988
- ZIMMERMANN, R.-D.: Immissionsökologisches Wirkungskataster. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 1, 57–58 (1989)
- ZIMMERMANN, R.-D.: Bioindikation/Wirkungsermittlung – Arbeitskreis der Landesanstalten und -ämter. Konzeption der künftigen Aufgabenbereiche. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 4, 286–287 (1992)