

**SCHWERMETALLUNTERSUCHUNGEN (CADMIUM, KUPFER, BLEI)
IN FEDERN VON ELSTER (PICA PICA L.) UND
HABICHT (ACCIPITER GENTILIS L.) ALS FLÄCHENHAFT
INTEGRIERENDES BIOMONITORING FÜR
LUFT-SCHADSTOFFEINTRÄGE IM SÜDÖSTLICHEN
SCHLESWIG-HOLSTEIN**

von O. KÜHNAST und H. ELLENBERG

1. Einleitung und Problemstellung

Im Großgefieder von Vögeln lassen sich häufig relativ hohe Schwermetallkonzentrationen messen. Diese stehen nachweislich (zuletzt SCHARENBERG 1989) in keinem statistischen Zusammenhang mit den Gehalten innerer Organe wie z. B. der Leber oder Niere, deren Belastung sich durch Akkumulation aus der Nahrung erklärt.

Daher lag die Hypothese nahe, daß es sich bei Federbelastungen um eine Folge exogener Auflagerungen aus der Luft handelt. Dieser Zusammenhang konnte anhand enger ($r > 0.9$) Korrelationen zwischen Gehalten von gemauerten Habicht-Handschwingen und Depositions-Meßwerten von Regensammlern aufgezeigt werden, die in der Nähe der Habichthorste aufgestellt waren (DIETRICH & ELLENBERG 1986). Bestätigt wurden diese Befunde durch HAHN et al. (1988) anhand detaillierter Untersuchungen an Elsternfedern.

So lassen sich streng proportional zur gemessenen mittleren Depositionsrate öko-toxikologisch relevante Schwermetalle wie z. B. Cadmium und Blei im jeweiligen Aktionsraum der Vögel erfassen. Mit diesen Korrelationen lassen sich die gemessenen Schwermetallgehalte der Federn „eichen“. Auf diese Weise lassen sich die entsprechenden standortspezifischen Depositionsraten eng eingrenzen.

Luftschadstoff-Einträge (Immissionen) werden im wesentlichen durch a) Landschaftsstruktur (Wald, Freiland), b) meteorologische Bedingungen (z. B. Austauschsituation bodennaher Luftschichten, Windrichtung), c) der emittierten Menge eines Schadstoffs im Nahbereich sowie d) der Vorbelastung herantransportierter Luftmassen bestimmt (UMWELTBEBÖRDE HAMBURG 1986). Dies kann zu einer unter Umständen kleinräumig unterschiedlichen Depositionsbelastung führen und sich in Form differenzierter Schädigung auf Ökosysteme in den betroffenen Landschaftsausschnitten auswirken.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es daher – gerade im Hinblick auf knappe Mittel für Umweltforschung und -überwachung – mittels einer Kombination von Freilandökologie und Spurenanalytik, ein großräumig flächendeckendes, aber im Vergleich zu physikalisch-technischen Methoden sehr preiswertes Monitoring von Schadstoffeinträgen zu erreichen. Die Lebensweise freilebender, standorttreuer Vögel wird zu diesem Zweck als „Integrationsfähigkeit“ ausgenutzt. Ein entscheidender Aspekt zugunsten der biologischen Methode ist in der *Bewegung* des „Biomonitors Vogelfeder“ in seiner Bezugsfläche, dem Aktionsraum des dazugehörenden Individuums, zu sehen. Im Zeitraum Neubildung bis zur Vermauserung (oder Entnahme) der Feder werden dann die Schadstoffeinträge, aufgrund der Aktivität des Vogels, integrierend über diese Fläche erfaßt (u. a. HAHN et al. 1989 a).

Eine wie auch immer gewählte Anordnung von Depositionsmeßgeräten hingegen stellt ein *statisches* Meßsystem dar, was zu systematischen Fehlern führen kann. So führen Vegetationsstrukturen, wie z. B. Wälder, zu anderen Eintragsraten bei Schwebstäuben und Schwermetallen, als dies bei freien Flächen wie z. B. Ackerland der Fall ist (UMWELTBEHÖRDE HAMBURG 1986). Selbst ein relativ dichtes Meßnetz von Niederschlagssammlern, z. B. im Raster 4 x 4 oder 1 x 1 km nach der TA Luft (ibid.) kann diese kleinstrukturell bedingten Unterschiede nur unzureichend erfassen. Erst ein sehr viel dichteres Netz von Niederschlagssammlern würde hier im Vergleich zum Feder-Biomonitoring ähnlich aussagekräftige Daten zu Immissionssituationen liefern. Es wären zahlreiche Analysen von Einzelproben notwendig. Dies wäre mit entsprechendem technischen und damit einhergehendem Finanzaufwand verbunden, besonders bei Probeflächen der in dieser Arbeit vorgestellten Größenordnung.

In der derzeit realisierten Form der Immissionsüberwachung in Schleswig-Holstein hingegen werden Einträge nur sehr gestreut und punktuell erfaßt. So wurden 1987 im stationären Einsatz sieben automatisch arbeitende Meßstellen sowie eine mobile Meßstation betrieben (Meßbericht: MINISTER FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1987).

Biomonitoring der Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten mit Tieren ist mit einem der Ökologie der jeweiligen Art spezifischen Auflösungsgrad möglich (ELLENBERG et al. 1985). Insbesondere die Eignung standorttreuer Vogelarten, wie z. B. des Habichts, ist durch diverse Voruntersuchungen belegt (DIETRICH & ELLENBERG 1986, ELLENBERG et al. 1985 u. 1986 a, b).

Im Rahmen eines interdisziplinär ausgerichteten BMFT-Forschungsprogramms zur Problematik „Waldschäden und Luftverunreinigungen“ wurde am „Standort Postturm“ bei Mölln (Forsterei Gretenberge beim Forstamt Farchau/Ratzeburg) eine Meßstelle (GKSS, Geesthacht) für die atmosphärische Deposition von anorganischen und organischen Schadstoffen eingerichtet (MICHAELIS et al. 1988). Vorläufige Ergebnisse für die Schwermetalle Cadmium und Blei wurden in diesem Sinne als Eichwerte für die Gehalte in den Federn an diesem Standort eingesetzt (vergl. Abschn. 3.4).

Der Großraum Hamburg eignet sich besonders für eine praxisnahe Umsetzung des hier dargestellten Biomonitoring-Ansatzes. Das Industriegebiet, vor allem des Hamburger Hafens, stellt eine „punktförmige“ Emissionsquelle in einem sonst wenig emissionsaktiven Gebiet dar. In der hier untersuchten Fläche (vgl. Abschn. 2.1) leben Elstern und Habichte aufgrund der günstigen Landschaftsstruktur in ausreichend dichten Populationen für ein annähernd flächendeckendes Biomonitoring. Von besonderem Vorteil der hier vorgestellten Methode ist, daß die Biomonitor-Individuen zur Gewinnung der benötigten Informationen nicht getötet werden müssen und keinen gesundheitlichen Schaden erleiden (vgl. Abschn. 2.3.1 und 2.3.2).

2. Material und Methoden

2.1 Probefläche

Der ausgewählte Landschaftsausschnitt für die Probenahme umfaßt etwa 1500 km². Die Begrenzungen werden gebildet im Westen durch den Hamburger Stadtrand

und nach Norden fortgesetzt durch eine gedachte Linie Ahrensburg, Bad Oldesloe, Lübeck. Nach Osten und Süden schließen die Grenze zur DDR bzw. das nördliche Hochufer der Elbe die Probefläche ein (vgl. Abb. 1–4). Es wurde bei beiden Monitorarten angestrebt, eine möglichst gleichmäßige Verteilung der Probenfundorte über die Fläche zu erreichen. Dies wurde beim Habicht weitgehend erreicht. Die durchschnittliche Siedlungsdichte dieser Art beträgt in Schleswig-Holstein etwa 3 Brutpaare/100 km² (LOOFT & BUSCHE 1981), in den walddreichen südöstlichen Landesteilen gar bis zu 5,9 Brutpaare/100 km² (ibid.). Lediglich in unmittelbarer Stadtnähe Hamburgs lag ein Defizit an Fundorten aufgrund zu geringer Siedlungsdichte vor. Hier sind die Lebensbedingungen für den Habicht ungünstiger wegen zu kleiner Waldflächen und weitgehend zersiedelter Landschaft. Deshalb war hier eine Steigerung der Probenzahl gegenüber den übrigen Gebieten im Beprobungszeitraum bisher nicht möglich.

Bei der Elster konnte eine flächendeckende Beprobung nur auf Teilflächen in Hamburg und im Kreis Stormarn realisiert werden. Nach Siedlungsdichteuntersuchungen (MULSOW 1985) auf verschiedenen Probeflächen im Hamburger Raum brüten die Elstern mit durchschnittlich 1,3 Paaren/km². Aufgrund fehlender Vorkommen in Gebieten mit geschlossenem Wald (z. B. Sachsenwald) oder durch natürliche (Habicht) und anthropogene (?) Ursachen ausgedünnte Populationen konnten in größerer Entfernung von Hamburg nicht von allen Gebieten Federn erhalten werden.

Schwerpunktartig erfolgte die Probenahme dort, wo die Bestandsdichten eine erfolgsversprechende Materialgewinnung zuließen. Dies waren Gebiete zum einen parallel zur Hauptwindrichtung nach Nordosten, zum anderen in etwa südöstlicher Ausrichtung zur Hauptemissionsquelle (Hafen Hamburg) (vgl. Abb. 3 und 4).

Die jeweils größte Entfernung vom Mittelpunkt Emissionsursprung zum Probenfundort betrug beim Habicht 61 und bei der Elster 53 km (Luftlinie).

2.2 Untersuchte Monitorarten

Angestrebt wurde ein paralleler Vergleich von mindestens zwei Arten mit räumlich verschiedenem Integrationsverhalten. Nach Voruntersuchungen als besonders geeignet erwiesen sich Elster und Habicht (Übersicht bei ELLENBERG et al. 1986 a).

Für den räumlichen Bezug wichtig ist der mittlere Aktionsraum von Individuen der jeweiligen Art. Für die Elster fand GAST (1984) einen Mittelwert für einzelne markierte Vögel ($n = 39$) von ca. 7,3 ha, für Brutpaare gibt DECKERT (1980) eine Spanne von 4,4–6,9 ha an.

Diese Werte beziehen sich auf Frühjahr und Sommer, durch Gruppenbildung und Aufsuchen von Schlafplätzen im Herbst und Winter kann sich der Aktionsraum von Einzelvögeln auf selten mehr als 100 ha erhöhen (DECKERT 1980). Als „mittlerer Jahres-Aktionsraum“, der für die Aufnahme von Fremdstoffen in das Gefieder relevant ist, scheint eine Spanne von 10–50 ha für die Elster realistisch.

Im Vergleich zu Elstern sind Habichte in Räumen aktiv, die um mindestens den Faktor 100 größer sind. Der mittlere Aktionsraum eines erwachsenen Tieres beträgt 3000–5000 ha, abhängig von Nahrungsangebot und Landschaftsstruktur

(ZIESEMER 1982). Für die hier vorgestellten Ergebnisse wurde von einem Minimal-Aktionsradius von ca. 2,5 km (entspricht ca. 2000 ha) ausgegangen. Dieser Wert ergab sich als mittlerer halber Abstand zwischen den jeweils nächst benachbarten, gleichzeitig besetzten Habichthorsten. In den flächenbezogenen Ergebnis-Abbildungen werden somit diese Aktionsräume zugrundegelegt, auch aus Gründen einer übersichtlichen Darstellungsweise (vgl. Abb. 1 und 2).

2.3 Probenahme, chemische Analytik und Datenaufbereitung

2.3.1 Habicht

Die Auswahl der gemauserten Handschwingen weiblicher Bruthabichte (im Alterskleid) als gut definierbare Umweltproben ergab sich nach ersten Versuchen aus praktischen und ökologischen Gründen (ELLENBERG et al. 1986 b).

Die rechts und links je zehn Handschwingen mausert das Habichtweibchen in zeitlich strenger Reihenfolge alljährlich von innen (Handschwinge 1 = HS 1) nach außen (= HS 10). Dabei fällt HS 1 regelmäßig zur Zeit der ersten Eiablage, HS 2,3 und 4 folgen im Abstand von wenigen Tagen, HS 5 gegen Ende der Brutzeit.

Die übrigen Handschwingen folgen etwa bis Mitte August. Bereits einige Wochen vor der Eiablage bis zum Alter der Jungen von etwa 15 bis 20 Tagen (Mitte Juni) ist das Habichtweibchen an die unmittelbare Umgebung (wenige hundert Meter um den Horst) gebunden. Es wird in dieser Zeit vom zugehörigen Männchen mit Nahrung versorgt. Die gemauserten Handschwingen des Weibchens konzentrieren sich in der Umgebung des Horstes und können dort gezielt und mit geringem Zeitaufwand gesammelt werden.

Im Zeitraum 1983 bis 1986 wurden an den 47 ausgewählten Horstplätzen der Probefläche (vgl. Abschn. 2.1) insgesamt 139 Handschwingen gesammelt. Der Hauptprobenanfall mit 61 Federn (44%) von 23 Fundorten entfiel auf das Jahr 1985 (s. Abschn. 3.2).

Bis zur Aufarbeitung der Proben im Labor wurden die Proben in handelsüblichen Polyäthylenbeuteln verwahrt. Vor der weiteren Aufarbeitung wurden die Federn zunächst mechanisch mittels fremdmetall-freiem Titan-Präparationsbesteck von eventuell anhaftenden, sichtbaren Partikeln gereinigt und zugeschnitten, anschließend mit hochreinem Aceton kurz gespült.

Für die Schwermetallanalytik wurde ein jeweils etwa 8 cm langer Abschnitt der Federspitze verwendet. Im Vergleich zur Gesamtfeder werden in diesem durchschnittlich 100 mg schweren Teilstück die höchsten Metall-Gehalte gemessen. Eventuelle Unterschiede treten somit deutlicher hervor, als bei Verwendung der Gesamtfeder. Nach naßchemischem Aufschluß (OSTAPCZUK et al. 1984 bzw. SPERLING et al. 1977) erfolgte die Analytik mittels Voltammetrie (Cu, Pb) und Atomabsorptionsspektrometrie (Cd) am Institut für Angewandte Physikalische Chemie der Kernforschungsanlage (KFA) Jülich, sowie mittels Atomabsorptionsspektrometrie am Zoologischen Institut der Universität Hamburg.

Die in verschiedenen Handschwingen desselben Vogels gemessenen Schwermetallgehalte zeigen einen durchschnittlichen Trend zu steigenden Werten von den inne-

ren zu den äußeren Federn des Flügels. Dabei wurden etwa konstante Relationen nacheinander gemauserter Handschwingen des Gefieders verschiedener Vögel gefunden. Das führte zur Entwicklung eines Eichdiagrammes, um die gemessenen Schwermetallgehalte der verschiedenen Handschwingen auf einen gemeinsamen Bezug (Handschwinge 3) zu „eichen“. Die auf diese Weise korrigierten Meßwerte wurden dann zu fundort- und fundjahresspezifischen Mittelwerten zusammengefaßt.

Die hier verwendete Proben-Standardisierung und -aufarbeitung ist hier nur in wesentlichen Zügen kurz zusammengefaßt. Detaillierte Beschreibungen geben DIETRICH und ELLENBERG (1986), ELLENBERG et al. (1986 b) sowie HAHN et al. (1989 b).

2.3.2 Elster

Im Gegensatz zum Habicht ist es bei dieser Art nicht möglich, in der oben beschriebenen Weise zu Mauerfedern zu gelangen. Zur Gewinnung von Federproben ist somit hauptsächlich das gezielte Fangen geeigneter, territorialer Individuen notwendig. Dies erfolgte jeweils im Frühjahr 1985 und 1986 (Methodenbeschreibung bei GAST 1984).

Zusätzlich konnte von verschiedenen Orten Material aus jagdlichen Maßnahmen („Hegering“-Abschußaktionen) und aus gesammelten Habicht-Rupfungen erhalten werden.

Die Auswahl der in dieser Arbeit verwendeten mittleren Schwanz- (= Steuer-) federn der Elstern als brauchbares Analysenmaterial stützen sich auf die Ergebnisse von GAST (1984) und HAHN et al. (1989 a).

Für jedes untersuchte Individuum wurde eine Mischprobe aus den beiden mittleren Schwanzfedern gebildet. Die Proben-Aufarbeitung und Analytik erfolgte in der beim Habicht (Abschn. 2.3.1) beschriebenen Weise. Im Falle mehrerer gefangener Altvögel an einem Ort wurden die Analysen-Ergebnisse zu Mittelwerten zusammengefaßt, um analysenbedingte Fehler so gering wie möglich zu halten.

Insgesamt wurden Proben von 37 Altvogel-Individuen an 22 Standorten analysiert.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Räumliche Verteilung der Schwermetall-Deposition

Die räumliche Verteilung der erhaltenen Kupfer- und Blei-Depositionswerte ist für den Habicht in Abb. 1 und 2, für die Elster in Abb. 3 und 4 dargestellt. Die dargestellten Konzentrationen (Elster) und Konzentrationsklassen (Habicht) sind für jeden Fundort über den gesamten Beprobungszeitraum gemittelt. Den vergleichsweise zum Habicht „punktförmigen“ Aktionsräumen der Elster (vgl. Abschn. 2.2) wird mit einer anderen grafischen Darstellung der Belastungswerte entsprochen: statt Schraffuren werden hier zur Darstellung der örtlichen Belastungshöhe Balken verwendet.

Bei beiden Monitorarten und allen drei untersuchten Schwermetallen (Cadmium nicht abgebildet) wurden die höchsten Konzentrationen in einem Radius bis 15 km

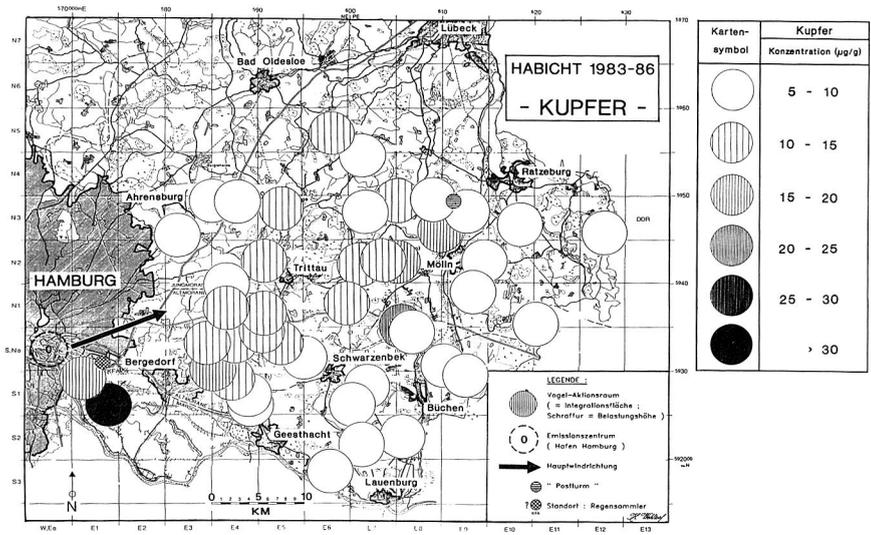


Abb. 1: Verteilung der Aktionsräume der untersuchten Habicht-Individuen (Kreise) auf die Probestfläche im Zeitraum 1983–86. Tabelle: Kupfer-Konzentrationsbereiche (Schraffuren) der entsprechenden Federproben (Handschwinge).

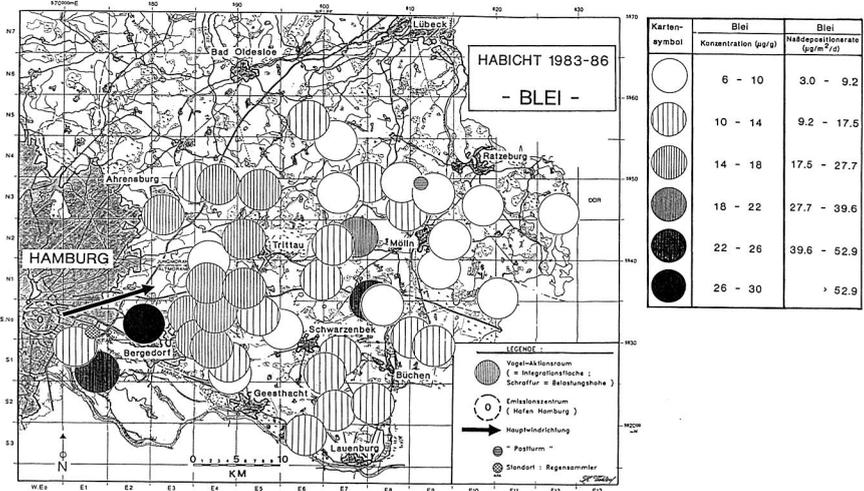


Abb. 2: Verteilung der Aktionsräume der untersuchten Habicht-Individuen (Kreise) auf die Probestfläche im Zeitraum 1983–86. Tabelle: Blei-Konzentrationsbereiche (Schraffuren) der entsprechenden Federproben (Handschwinge) mit korrespondierenden (errechneten) Depositionsraten.

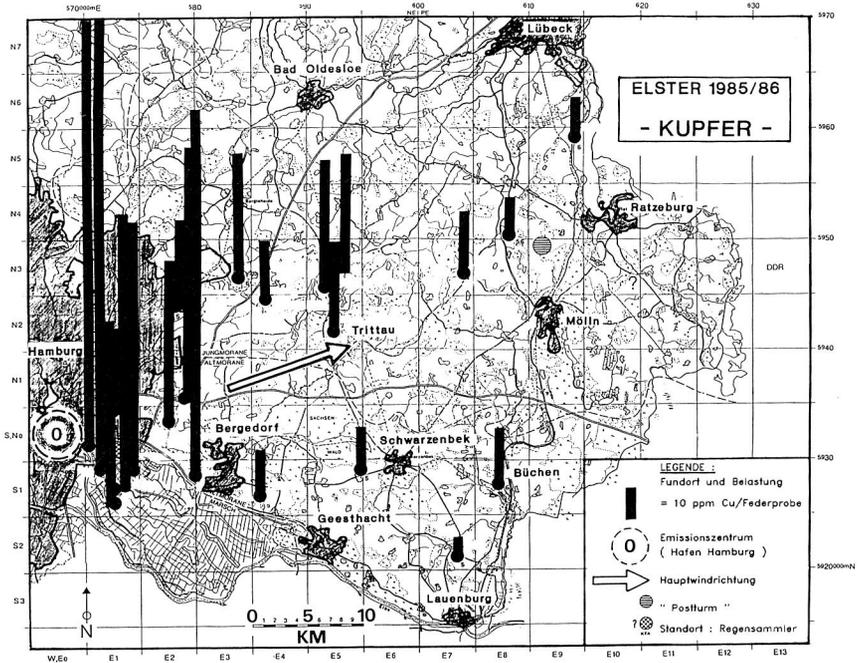


Abb. 3: Verteilung der Fundorte der Federproben adulter Elstern (mittlere Steuerfedern S1) auf die Probefläche im Zeitraum 1985/86 und Kupfer-Gehalte (= Balken; zugeordnete Konzentration vgl. Legende).

um das Emissionszentrum (Hafen Hamburg) gefunden. Aufgrund der größeren Probenzahl in diesem Bereich ist dieses Ergebnis bei der Elster besonders auffällig (Abb. 3 und 4).

Langjährig besetzte Horstplätze des Habichts in relativer Nähe zum Emissionsursprung zeigen ebenfalls im Vergleich zu den übrigen Vorkommen hohe Schwermetall-Konzentrationen der entsprechenden Federproben. Bemerkenswert dafür sind die Fundorte Hamburg-Reitbrook (1985; Abb. 1, 2 : E1/S1; vgl. auch Abb. 5-7) sowie für Blei auch Hamburg-Bergedorf (1983; Abb. 2: E2/S,N0).

Die Verteilung der Belastungsgradienten ist bei allen untersuchten Arten und Elementen abhängig von der vorherrschenden Hauptwindrichtung WSW. Besonders deutlich wird dieser Trend beim Kupfer (Abb. 1 und 3). Beim Habicht liegen die erhöhten Konzentrationen in einem relativ schmalen „Korridor“, ausgehend vom östlichen Hamburg in Richtung Nord-Ost (Abb. 1). Im gesamten Raum südöstlich einer gedachten Verbindungslinie der Städte Geesthacht, Schwarzenbek, Mölln und Ratzeburg liegen die Konzentrationen auf durchweg niedrigerem Niveau.

Dieser Befund deckt sich mit Ergebnissen der Luftüberwachung in Schleswig-Holstein: Eine windrichtungsabhängige Analyse physikalisch-technisch gemessener

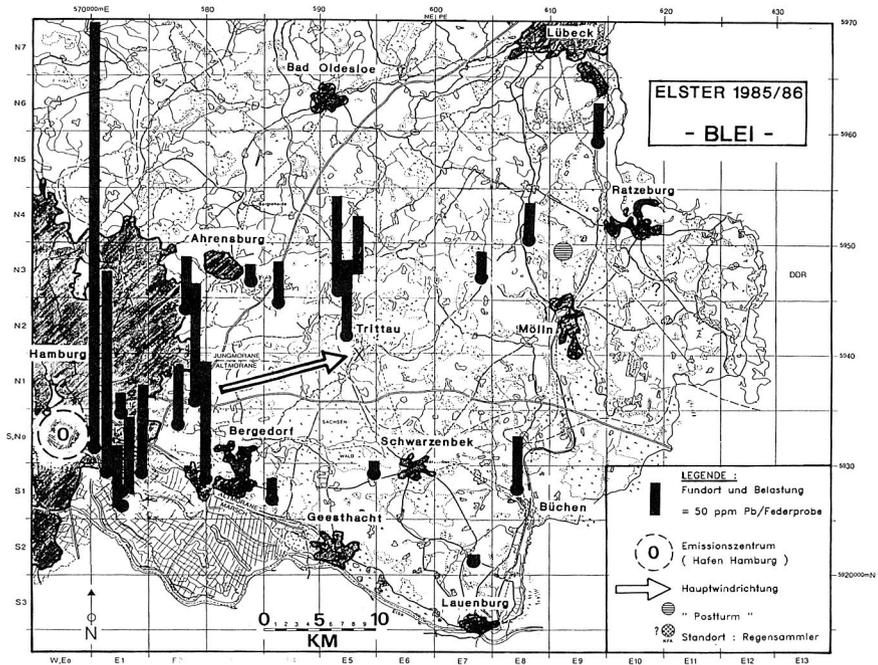


Abb. 4: Verteilung der Fundorte der Federproben adulter Elstern (mittlere Steuerfedern S1) auf die Probefläche im Zeitraum 1985/86 und Blei-Gehalte (= Balken; zugeordnete Konzentration vgl. Legende).

Meßdaten beim Ort Glinde (Kreis Stormarn) 1986 zeigt, neben Einträgen aus südöstlicher Richtung, einen Einfluß des Großraums Hamburg auf die Schwefeldioxid- und Schwermetalldepositionen (im Schwebstaub) im Untersuchungsgebiet (Meßbericht 1986: SOZIALMINISTER DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1987).

Für Blei ergibt die räumliche Verteilung ein differenzierteres Bild. Hervorzuheben sind hier beim Habicht (Abb. 2) die erhöhten Konzentrationen im südöstlichen Teil des Kreises Herzogtum Lauenburg zwischen Geesthacht, Schwarzenbek und Lauenburg. Ebenfalls im Gegensatz zum Kupfer liegen erhöhte Werte südlich und östlich Ahrensburg vor. Geringere Belastungen treten gehäuft erst nördlich und östlich der Stadt Mölln auf.

Dieser Trend stimmt ebenfalls mit Ergebnissen des Depositions-Meßprogramms des Landes Schleswig-Holstein überein (Meßbericht 1987: MINISTER FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1988). Danach wurden im Vergleich der Meßstellen Geesthacht, Bargtheide und Lübeck für Blei und Cadmium die höchsten Depositionsraten in Geesthacht festgestellt. Als Ursachen werden hier (ibid.) „Fremdeinträge aus südöstlicher Richtung“ diskutiert.

Als Ursache für diese Unterschiede im „Belastungsbild“ zwischen beiden Elementen ist die diffusere Blei-Emission (Kraftfahrzeugverkehr) zu vermuten.

Diese räumlich differenzierten Belastungsunterschiede zwischen Kupfer und Blei werden durch die punktuell orientierten Elster-Daten (Abb. 3 und 4) weniger hervorgehoben. Für beide dargestellten Elemente deutlich ist hingegen die Abhängigkeit des Belastungsgradienten von der vorherrschenden Hauptwindrichtung.

3.2 Zusammenhang Entfernung vom Emissionsursprung – Federgehalt/Deposition

In den Abbildungen 5, 6 und 7 sind für beide Arten die Cadmium-, Kupfer- und Blei-Depositionswerte (y-Achse) gegen die Entfernung der jeweiligen Fundorte (x-Achse) aufgetragen. Die eingezeichneten Linien stellen Regressionskurven nicht-linearer (exponentieller) Regressionsberechnungen dar. Angegeben ist der jeweilige Korrelationskoeffizient r sowie das Signifikanzniveau p . Ausgewertet wurde beim Habicht das Fundjahr mit dem größten Stichprobenumfang 1985 ($n = 23$; vgl. Abschn. 2.3.1); bei der Elster wurden die Ergebnisse für die mittleren Steuerfedern (S1) beider Fundjahre in die Berechnungen einbezogen.

Für jedes der untersuchten Elemente bei beiden Arten ist das jeweils dargestellte Regressionsmodell eines negativen exponentiell verlaufenden Depositions-Gradienten hoch signifikant. Bei der Elster ist im Vergleich zum Habicht bei allen drei Elementen ein stärkerer Abfall der Deposition in Abhängigkeit von der Entfernung zum Emissionsursprung festzustellen.

Die Güte der Korrelation nimmt bei beiden Arten in der Reihenfolge Cadmium < Blei < Kupfer zu.

Beim Habicht sind den Konzentrationswerten für Cadmium und Blei Werte der entsprechenden Naßdepositionsraten dieser Elemente zugeordnet (y-Achsen der Abb. 5 und 6). Diese Werte ergeben sich aus den ermittelten signifikanten Regressionen ($r > 0.9$) zwischen Federproben-Deposition und am gleichen Ort gemessenen Naßdepositionsraten früherer Untersuchungen (ELLENBERG et al. 1986 b). Eine exemplarische Anwendung dieser Relationen im Bereich Standort „Postturm“ mit dort gemessenen Naßdepositionsraten wird in Abschn. 3.4 gegeben.

Für Kupfer liegen in dieser Weise ermittelte mathematische Beziehungen dieser Parameter bislang nicht vor.

3.3 Trend-abweichende Ergebnisse

Bei beiden untersuchten Monitorarten sind die Ergebnisse einzelner Fundorte dem dargestellten räumlichen Trend (vgl. Abschn. 3.1) der Schwermetallwerte gegenläufig. Im folgenden werden die prägnantesten Punkte aufgeführt und diskutiert.

Beim Habicht (Abb. 1 und 2) fällt in diesem Raumausschnitt (Rasterquadrat E1/S1) die entgegen der Erwartung relativ niedrige Kupfer- und Blei-Belastung des Fundortes Hamburg-Moorfleet auf. Die Federproben an diesem Standort stammen allerdings von einem im Fundjahr (1986) neu entstandenen Horstplatz. Daraus folgt eine relativ geringe Akkumulations-Zeitspanne an diesem Ort. Diese, sowie das Zuwandern des betreffenden Individuums aus möglicherweise größerer Entfernung, sind die wahrscheinlichen Ursachen für diesen Befund.

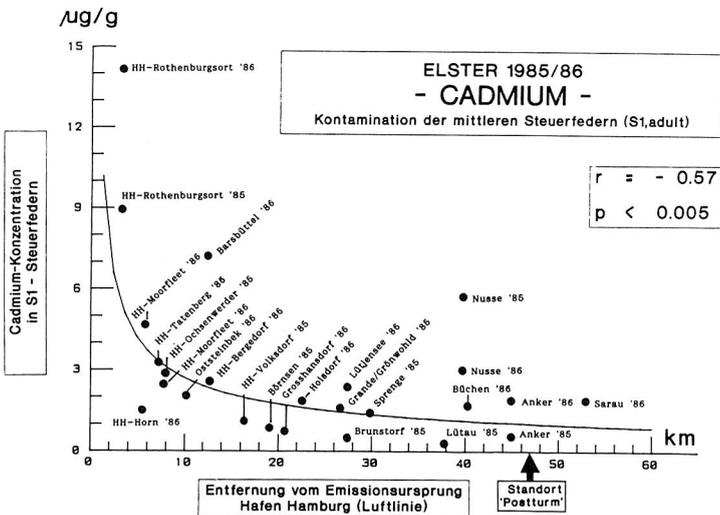
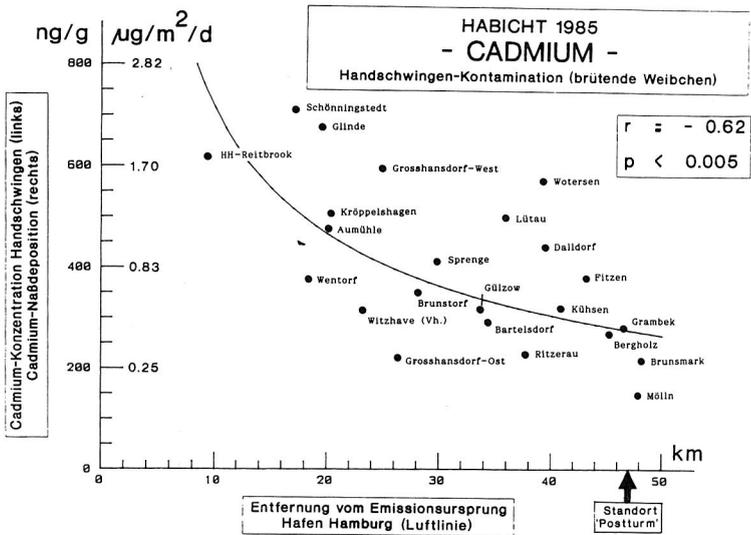


Abb. 5: Beziehung zwischen direkter Entfernung des Fundortes vom Emissionsursprung (Hafen Hamburg; x-Achse) und Höhe der Cadmium-Federgehalte, bezogen auf die Trockensubstanz, bei Habicht (Zeitraum 1985; y-Achse oben) und Elster (Zeitraum 1985/86; y-Achse unten). Berechnung von Korrelationskoeffizient r und Signifikanz p mit negativ-exponentieller Regressionsrechnung.

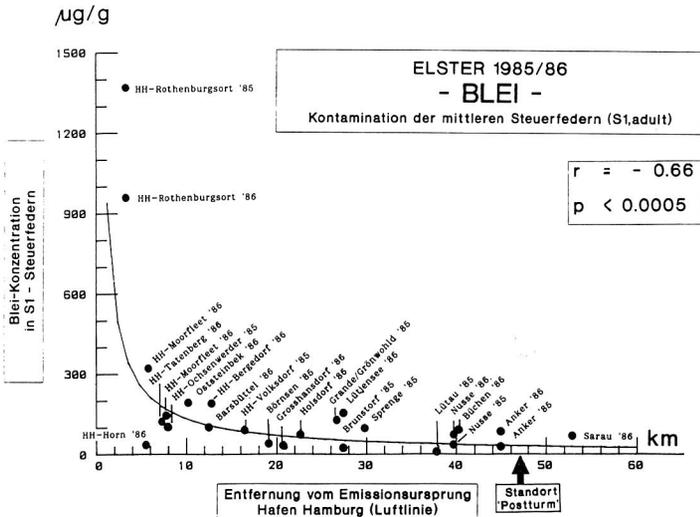
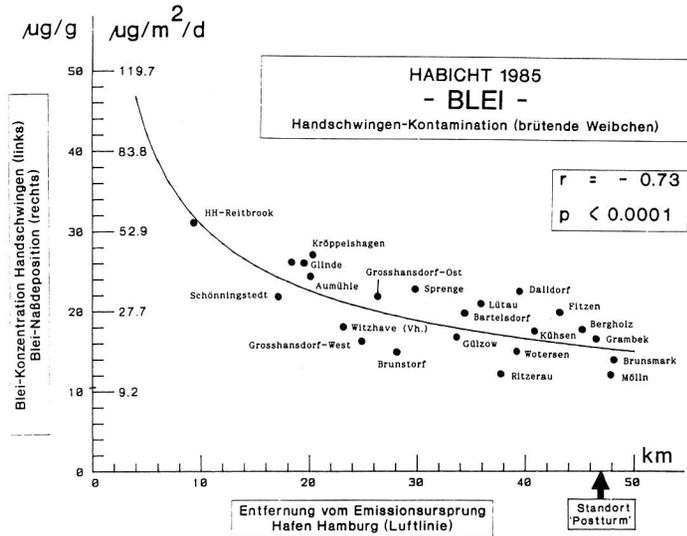


Abb. 6: Beziehung zwischen direkter Entfernung des Fundortes vom Emissionsursprung (Hafen Hamburg; x-Achse) und Höhe der Blei-Federgehalte bezogen auf die Trockensubstanz, bei Habicht (Zeitraum 1985; y-Achse oben) und Elster (Zeitraum 1985/86; y-Achse unten). Berechnung von Korrelationskoeffizient r und Signifikanz p mit negativ-exponentieller Regressionsrechnung.

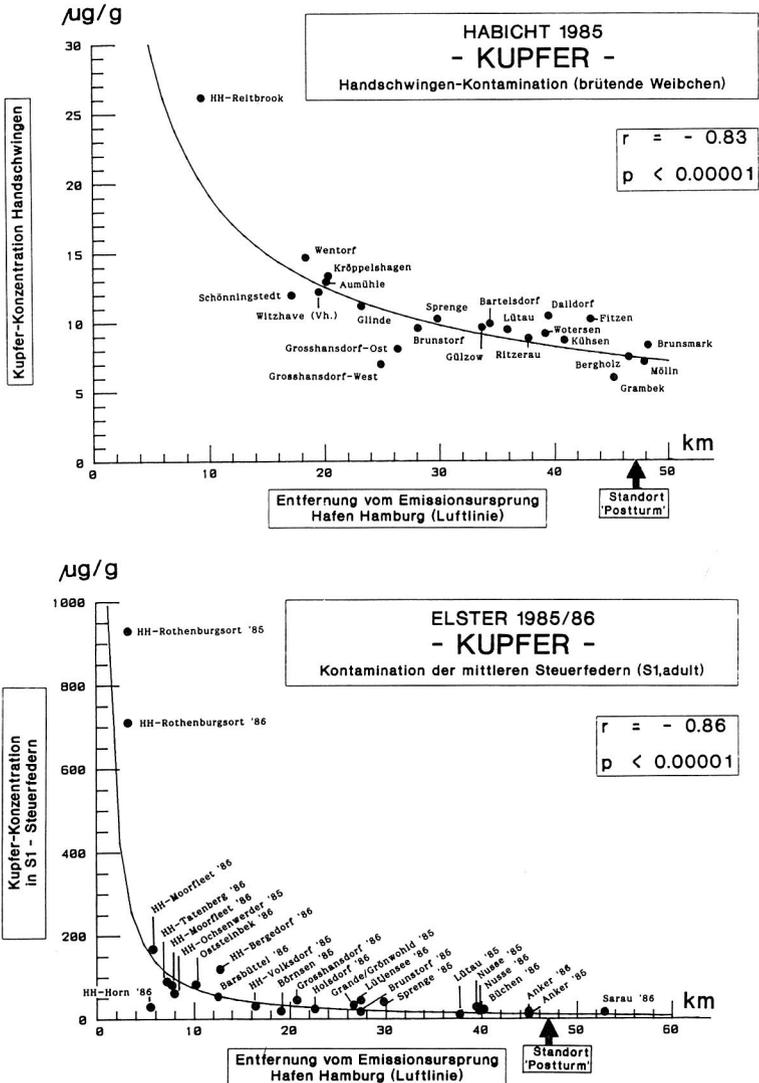


Abb. 7: Beziehung zwischen direkter Entfernung des Fundortes vom Emissionsursprung (Hafen Hamburg; x-Achse) und Höhe der Kupfer-Federgehalte, bezogen auf die Trockensubstanz, bei Habicht (Zeitraum 1985; y-Achse oben) und Elster (Zeitraum 1985/86; y-Achse unten). Berechnung von Korrelationskoeffizient r und Signifikanz p mit negativ-exponentieller Regressionsrechnung.

Ein möglicherweise zu langer Zeitraum zwischen Vermauerung und Sammeldatum (vorjährige Feder) kann zu Blei- und Kupfer-Sekundärkontaminationen beim Fundort Kankelau (Abb. 1, 2 : E 7,8/N 0,1) geführt haben.

Entgegen der Erwartung zu hohe Depositionswerte beim Habicht für Cadmium weisen die Fundorte Großhansdorf-West und Wotersen auf (vgl. Abb. 5).

Eine Interpretation derartiger Ausreißerdaten kann jedoch aufgrund fehlenden Datenmaterials über Emissionsspektren lokaler Emittenten (Beispiel: Müllverbrennungsanlage Stapelfeld) hier nicht gegeben werden.

Beim Cadmium kann aufgrund der ca. um den Faktor 100 geringeren absoluten Deposition (Meßbericht 1987: MINISTER FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1988) die Gefahr der natürlichen Sekundärkontamination der gemauserten Habicht-Handschwingen eine größere Rolle spielen als bei Kupfer und Blei. Eventuelle Einlagerung von sehr kleinen Bodenpartikeln sowie Berührung durch Tiere und Menschen kommen im wesentlichen als ungünstige Faktoren in Frage. Diese Ursachen dürften entscheidend sein für die geringere Korrelation zwischen Deposition und Entfernung zur Emissionsquelle (vgl. Abschn. 3.2 sowie Abb. 5–7 oben) beim Cadmium im Vergleich zu den anderen Elementen.

Größere Stichprobenumfänge als in der vorliegenden Untersuchung können jedoch bei diesem Element den Einfluß der genannten Fehlerquellen entscheidend verringern.

Bei der Elster sind die Meßwerte des Probenfundortes Hamburg-Horn (1986; s. Abb. 4 : E1/N0 und Abb. 5–7 unten) bei allen drei Elementen entgegen dem Trend zu niedrig. Es handelte sich jedoch bei dieser Probe um frisch nachgewachsene Federn. Es liegt hier daher gegenüber den übrigen untersuchten Proben eine weitaus kleinere „Expositionszeit“ vor.

Die relativ zu hohen Cadmium-Werte des Fundortes Nusse (1985; s. Abb. 5 unten) sind auf Sekundärkontamination bei der Probennahme zurückzuführen.

3.4 Ergebnisse für den Standort „Postturm“

Die ausgewählte Probefläche (vgl. Abschn. 2.1) schließt den Standort der GKSS-Meßstation „Postturm“ (vgl. Abschn. 1) ein.

Im folgenden werden verglichen die aus Federgehalten des Habichts (Fundort = Mölln, Mittelwerte aus den Fundjahren 1983, 85, 86) errechneten Depositionsraten für Cadmium und Blei (= „Federwert“; vgl. Abschn. 3.2) mit am Standort gemessenen Werten der GKSS für die Naßdeposition (= „Meßwert“; Mittelwerte für 1987 : 39 Meßwochen, Werte ohne „Blindwertkorrektur“, STÖSSEL, mdl.).

Naßdepositionsrate Cadmium: Federwert = 0.47 Meßwert = 0.65

Naßdepositionsrate Blei: Federwert = 15 Meßwert = 14

(Alle Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)

Trotz der unterschiedlichen Bezugsjahre der „Federwerte“ und „Meßwerte“ sowie des noch vorbehaltlichen Charakters der „Meßwerte“ läßt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den hier verglichenen Methoden erkennen.

4. Schlußfolgerungen und Ausblick

Die hier vorliegenden (Teil-)Ergebnisse repräsentieren eine erste, umfangreichere Anwendung des vorgestellten Biomonitoring-Konzeptes zur räumlich und zeitlich integrierten Erfassung von Luftschadstoff-Depositionen (vgl. Abschn. 1).

Für beide Biomonitorarten Habicht und Elster können in dem gewählten Flächen-ausschnitt nordöstlich der Großstadt Hamburg klare Depositionsgradienten für die Schwermetalle Cadmium, Blei und Kupfer aufgezeigt werden.

Bezüglich der räumlichen Verteilung der Depositionen ist insbesondere für Kupfer mit dieser Methode die Abhängigkeit der Belastungssituation von der geographischen Lage zur Hauptemissionsquelle Hafen Hamburg deutlich festzustellen.

Es zeigt sich, daß im Rahmen der Meßgenauigkeit durch die Analysen weniger standardisierter Federproben geeigneter Monitorarten die Cadmium-, Kupfer- oder Bleibelastung von Landschaftsausschnitten sich ebenso präzise erfassen und differenzieren lassen, wie es mit hohem Aufwand in physikalisch-technischer Weise möglich ist. Biomonitoring mit standorttreuen, Schadstoffe räumlich und zeitlich integrierenden Vogelarten kann jedoch mit vergleichsweise geringem technischen und finanziellen Aufwand betrieben werden. Diese Methode ist jedoch nicht als Konkurrenz, sondern als aussagekräftige Ergänzung zu bestehenden oder geplanten Immissionsmeßprogrammen zu verstehen.

Für einen erfolgreichen Einsatz dieser Methode ist jedoch die Verfügbarkeit von spezialisierten Freiland-Ökologen erforderlich. Einhergehend mit Biomonitoring-Programmen wären langfristige Populationsüberwachungen durchzuführen, die neu auftretende Gefährdungen durch Stoffeinträge in die Ökosysteme aufzeigen könnten.

Der Großraum Hamburg eignet sich besonders gut für in diesem Zusammenhang weiterführende ökosystemare Studien. Im Einzugsbereich der „Emissions-Windfahne“ im Osten Hamburgs bieten unterschiedlich gut „gepufferte“ Ökosysteme (z. B. Böden : Altmoräne, Sander, Jungmoräne, Moor) Gelegenheiten zum differenzierenden Studium der Belastungs-Wirkungen von Luftschadstoffeinträgen. Die hier vorgestellte Biomonitoring-Methode gibt die dafür nötige Daten-Grundlage hinsichtlich Quantität und räumlicher Verteilung.

5. Danksagung

Für die Mitwirkung an dieser Arbeit danken wir herzlich folgenden Damen und Herren: C. HOFFMANN (Univ. Hamburg ZIM) für die stetige Mitarbeit im Gelände und Labor, Dr. M. STOEPLER (KFA Jülich, ICH4) für sein förderndes Interesse, P. OSTAPCZUK (KFA Jülich, ICH4) für Mithilfe im Labor, R. DREIFKE (2412 Ritzerau), N. GELFI (6607 Querschied) und B. ZUNK (Univ. Hamburg, ZIM) für umfangreiche Arbeiten zur Probenbeschaffung, H. WIRTH (2054 Geesthacht) für die Überlassung einiger Federn und Herrn KRETZSCHMAR vom Gewerbeaufsichtsamt Itzehoe für die freundliche Hilfe.

6. Zusammenfassung

Durch die tägliche Aktivität in ihren Aktionsräumen „integrieren“ standorttreue Vögel zeitlich und vor allem auch räumlich die Schwermetallbelastung ihrer Hei-

matgebiete. In ihrem Großgefieder lassen sich, im Vergleich zu anderen biologischen Umweltproben, hohe Schwermetallkonzentrationen messen. Diese sind für bestimmte Arten nachweislich streng proportional ($r > 0.9$) zur gemessenen mittleren Depositionsrate der Schwermetalle im Aktionsraum der jeweiligen Vögel (ELLENBERG et al. 1985). Aus der Analyse der Schwermetallgehalte weniger Federn läßt sich somit auf die Depositionsraten schließen. Nur wenige Depositionsmeßstationen genügen, um die Federwerte zu „eichen“. Großflächige, flächendeckende und gleichzeitig wenig aufwendige Programme zur Erfassung und Überwachung der Schwermetallbelastung von Landschaften werden auf diese Weise möglich. Habicht- und Elstern-Federn aus einer Probefläche im Bereich der „Windfahne“ nordöstlich von Hamburg wurden von 1983 bis 1986 beschafft und ihre Schwermetallgehalte analysiert.

Für die Elemente Kupfer und Blei werden die räumlichen Verteilungen der Depositionswerte aufgezeigt. Insbesondere für Kupfer wird die Abhängigkeit der Belastung von der vorherrschenden Windrichtung deutlich. Für Cadmium, Kupfer und Blei werden die klaren Depositionsgradienten statistisch signifikant belegt.

Feder-Gehalte von Cadmium und Blei von Fundorten in der Nähe der GKSS-Meßstation am Standort „Postturm“ stimmten innerhalb enger Grenzen überein mit dort unabhängig ermittelten „exakten Daten“ zu Depositionsraten dieser Metalle. Durch Vorstudien definierte mathematische Zusammenhänge zwischen Kontamination und Deposition lassen sich daher problemlos auf die örtlichen Verhältnisse anwenden.

Eine vernünftige Kombination von kostengünstigen Biomonitoring-Programmen mit präzise definierten Umweltproben und physikalisch-technischen Meßmethoden sollte Ziel einer verantwortungsbewußten Umweltüberwachung sein.

Der Großraum Hamburg eignet sich aufgrund seiner „inselartigen“ Emissionslage und der geologischen Struktur des Umlandes besonders gut für praxisnahe Monitoring-Programme und darauf aufbauende ökosystemare Studien.

7. Summary

By their daily activities in their home ranges sedentary birds „integrate“ temporally and above all spatially the heavy metal pollution of their territories.

Concentration of heavy metals appears to be high in bird feathers compared to many other environmental materials. Strong correlations ($r > 0.9$) between deposition rates measured by wet deposition samplers and contents of few feathers collected in the vicinity of the deposition samplers have been demonstrated in earlier publications for lead and cadmium with magpie and goshawk feathers (ELLENBERG et al. 1985). This is why it is possible to calculate deposition rates from measured feather contents. Some few deposition samplers are sufficient now for „calibration“ of those feather contents. By this means large areas may be covered with sufficiently precise investigations of heavy metal deposition rates.

Feathers were sampled from goshawk and magpie from an area north-east adjacent to the City of Hamburg which is influenced by the main wind direction.

The spatial distributions are demonstrated for the elements copper and lead.

The wind-dependent pollution is clearly shown particularly for copper. The distinct deposition-gradients are statistically significant for cadmium, copper and lead. Feather contents of Pb and Cd in the vicinity of the "Postturm" have been shown to be coincident within narrow ranges with independently measured "exact data" (MICHAELIS et al. 1988) of deposition rates of these metals, there. Hence, mathematical coherences between metal feather content and deposition rates, which have been shown in former studies, can be applied to the local conditions without problems.

A rational combination of low-cost monitoring-programs, including precise defined environmental samples, and technical methods of measurement should be the aim of a responsible environmental monitoring.

The gross area of Hamburg is an isolated emission source, compared to its surrounding. Therefore, this area is very suitable for preliminary monitoring programs and "built-up" investigations of ecosystems, there.

8. Schrifttum

- DECKERT, G. (1980): Siedlungsdichte und Nahrungssuche bei Elster, *Pica pica* L., und Nebelkrähe, *Corvus corone cornix* (L.). Beitr. Vogelk. 26 (6): 305–334.
- DIETRICH, J. & H. ELLENBERG (1986): Habicht-Mauserfedern als hochintegrierende, standardisierte Umweltproben. Verh. Ges. Ökol. (Hohenheim 1984) 14: 413–427.
- ELLENBERG, H., J. DIETRICH, M. STOEPLER & H. W. NÜRNBERG (1985): Environmental Monitoring of Heavy Metals with Birds as Pollution Integrating Biomonitors I. Introduction, Definitions and Practical Examples for Goshawk (*Accipiter gentilis*). pp. 724–726 in: LEKKAS, T. D. (Hrsg.): Heavy Metals in the Environment. Athens, CEP Consultants Ltd., Vol. 1, 751 S.
- ELLENBERG, H., J. DIETRICH, F. GAST, E. HAHN & R. MAY (1986 a): Vögel als Biomonitoren für die Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten – Ein Überblick. Verh. Ges. Ökol. (Hohenheim 1984) 14: 403–411.
- ELLENBERG, H., J. DIETRICH, M. STOEPLER & H. W. NÜRNBERG (1986 b): Habicht-Mauserfedern als hochintegrierende Biomonitoren für die Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten. Allg. Forst-Z. 41(1/2): 23–25.
- GAST, F. (1984): Die Elster (*Pica pica*) als Biomonitor für die Belastung von Nahrungsnetzen durch Umweltchemikalien. Dissertation, Philosoph. Fak., Univ. d. Saarlandes, Saarbrücken, Selbstverlag, 198 S.
- HAHN, E., P. OSTAPCZUK, H. ELLENBERG & M. STOEPLER (1985): Environmental Monitoring of Heavy Metals with Birds as Pollution Integrating Biomonitors II. Cadmium, Lead and Copper in Magpie (*Pica pica*) feathers from a heavily polluted and a control area. pp. 721–723 in: LEKKAS, T. D. (Hrsg.): Heavy Metals in the Environment. Athens, CEP Consultants Ltd., Vol. 1, 751 S.
- HAHN, E., K. HAHN & H. ELLENBERG (1989 a): Schwermetalle in Federn von Elstern (*Pica pica*). – Folge exogener Auflagerung aus der Atmosphäre? Verh. Ges. Ökol. (Essen 1988) 18: 317–324.
- HAHN, E., K. HAHN & M. STOEPLER (1989 b): Schwermetalle in Federn von Habichten (*Accipiter gentilis*) aus unterschiedlich belasteten Gebieten. J. Orn. 130: 303–309.

- LOOFT, V. & G. BUSCHE (1981): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 2: Greifvögel. Neumünster, K. Wachholtz, 199 S.
- MICHAELIS, W., M. SCHÖNBURG & R. P. STÖBEL (1988): Trocken- und Naßdeposition von Schwermetallen und Gasen. pp. 19–59 in: BAUCH, J. & W. MICHAELIS (Hrsg.): Das Forschungsprogramm Waldschäden am Standort „Postturm“, Forstamt Farchau/Ratzeburg (GKSS 88/E/55) Geesthacht, GKSS-Forschungszentrum GmbH, 399 S.
- MINISTER FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1988): Meßbericht Lufthygienische Überwachung 1987.
- MULSOW, R. (1985): Elsternkartierung 1984. Hamb. Avifaun. Beitr. 20: 107–112.
- OSTAPCZUK, P., M. GÖDDE, M. STOEPLER & H. W. NÜRNBERG (1984): Kontroll- und Routinebestimmung von Zn, Cd, Pb, Cu, Ni und Co mit differentieller Pulsvoltammetrie in Materialien der Deutschen Umweltprobenbank. Fresenius Z. Anal. Chemie 317: 248–251.
- SCHARENBERG, W. (1989): Schwermetalle in Organen und Federn von Graureihern (*Ardea cinerea*) und Kormoranen (*Phalacrocorax carbo*). J. Orn. 130(1): 25–33.
- SOZIALMINISTER DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1987): Meßbericht Lufthygienische Überwachung 1986.
- SPERLING, K. R., B. BAHR & K. KREMLING (1977): Heavy Metal Determination in Sea Water and in Marine Organisms with the Aid of Flameless AAS IV: Description of a Routine Method for the Determination of Cadmium in Small Samples of Biological Material. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 163: 87–91.
- UMWELTBEHÖRDE HAMBURG (1986): Luftreinhalteplan Hamburg. Hamburg, Staatliche Pressestelle.
- ZIESEMER, F. (1982): Untersuchungen zum Einfluß des Habichts (*Accipiter gentilis* L. 1758) auf Populationen seiner Beutetiere. Diss. Math.-Nat. Fak. Univ. Kiel, 129 S.

Olaf KÜHNAST

Zoologisches Institut und Zoologisches Museum der Universität Hamburg
Martin-Luther-King-Platz 3
2000 Hamburg 13

Dr. Hermann ELLENBERG

Institut für Weltforstwirtschaft und Ökologie der Bundesforschungsanstalt für
Forst- und Holzwirtschaft
Leuscherstraße 91
2050 Hamburg 80

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Corax](#)

Jahr/Year: 1988-90

Band/Volume: [13](#)

Autor(en)/Author(s): Kühnast Olaf, Ellenberg Hermann

Artikel/Article: [Schwermetalluntersuchungen \(Cadmium, Kupfer, Blei\) in Federn von Elster \(*Pica pica* L.\) und Habicht \(*Accipiter gentilis* L.\) als flächenhaft integrierendes Biomonitoring für Luft-Schadstoffeinträge im südöstlichen Schleswig-Holstein 309-325](#)