Bewertungsverfahren

Bewertung von Monitoringdaten der Umweltprobenbank des Bundes mit der Hasse-Diagramm-Technik

Dieter Helm

Umweltbundesamt, Fachgebiet II 1.4-S, Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin (dieter.helm@uba.de)

DOI: http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2002.04.017

Zusammenfassung. Das Umweltweltbundesamt betreibt im Auftrag des BMU die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) mit dem Ziel, die Schadstoffbelastung ausgewählter Ökosysteme zu erfassen und zu bewerten. Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Möglichkeiten der Hasse-Diagramm-Technik (HDT) für die Bewertung von Daten der UPB zu prüfen. Dabei ist hauptsächlich von Interesse, welche Aussagen und Schlussfolgerungen die HDT erlaubt. Zur Beantwortung dieser Fragen werden exemplarisch Messdaten aus Brassen-Muskulatur von 1997 verwendet, wobei der Fokus auf die ökosystemare Bewertung gelegt wird. Im Ergebnis ist die HDT eine wertvolle Methode für die grafische Darstellung, Interpretation und vergleichende Bewertung von Daten der UPB. Die HDT visualisiert die Messdaten qualitativ und zusammenfassend. Zusätzlich werden Unterschiede in den Belastungsmustern aufgedeckt, die auf unterschiedliche Kontaminationsprozesse und Einträge schließen lassen. Durch die gleichzeitige Berücksichtigung mehrerer Messwerte wird ein ökosystemarer Ansatz der Bewertung erreicht.

Schlagwörter: Brassen; Fische; Fließgewässer; Hasse-Diagramm-Technik; Monitoring; ökosystemare Bewertung; Schadstoffbelastung; Umweltchemikalien; Umweltmonitoring; Umweltprobenbank; Xenobiotika

Abkürzungen: HD = Hasse-Diagramm; HDT = Hasse-Diagramm-Technik; Log10() = Logarithmus einer Zahl zur Basis 10; P(IB) = Stabilitätsmaß für Veränderungen der Datenbasis; PNF = Probenahmefläche; PNG = Probenahmegebiet; Trunc() = Funktion zum Abschneiden von Nachkommastellen; UPB = Umweltprobenbank des Bundes; W = Wichtigkeit eines Stoffes für die Struktur des Diagramms

Einleitung

Für die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) werden ökologisch repräsentative Umwelt- und Humanproben vor ihrer Einlagerung (Archiv) auf umweltrelevante Stoffe analysiert (Monitoring). Als wichtiger Baustein der Umweltbeobachtung dient die UPB mit der Erstellung von Belegen für eine ökologische und toxikologische Beweissicherung mittels der Archivierung (chemisch veränderungsfreie Lagerung) repräsentativer Boden-, Pflanzen-, Tier- und Humanproben und deren Erstcharakterisierung. Die Probenahmegebiete (PNG) der Umweltprobenbank wurden so ausgewählt, dass die Hauptökosystemtypen Deutschlands unter Berücksichtigung un-

Abstract. Assessment of Monitoring Data of the German Environmental Specimen Bank with the Hasse Diagram Technique

On behalf of the Federal Environment Ministry the Federal Environmental Agency operates the German Environmental Specimen Bank (ESB), which targets are to record and evaluate pollution data of selected ecological systems. Scope of the present study is to check the possibilities of the Hasse diagram technique (HDT) for the assessment of ESB data, mainly with regard to evaluations and conclusions. Xenobiotic body burden in Bream musculature (Abramis brama), measured in 1997, was exemplary used to answer these questions. Focus was put on ecosystemic assessment. The results clearly show that HDT is a valuable method for the graphical display, interpretation and comparative evaluation of pollution data. HDT visualises data qualitatively and in summary. Additionally, differences between pollution patterns are revealed, which suggest different contamination processes and entries. An ecosystemic approach of assessment is achieved by simultaneous consideration of different xenobiotics.

Keywords: Bream; ecosystemic assessment; environmental chemicals; environmental monitoring; fish; German Environmental Specimen Bank; Hasse diagram technique; monitoring; riverine ecosystems; xenobiotics

terschiedlicher Intensität der anthropogenen Beeinflussung und Flächennutzung vertreten und die Gebiete dadurch in ihrer Gesamtheit für die Umweltsituation in Deutschland weitgehend repräsentativ sind (UBA 1999a).

Die HDT ¹ ist ein Verfahren aus dem Bereich der mathematischen Ordnungstheorie, das bereits mit Erfolg auf ökologische und ökotoxikologische Fragestellungen angewandt worden ist (Brüggemann 2001a, Brüggemann und Halfon 1997, Brüggemann und Steinberg 2000). Das Prinzip der Technik beruht darauf, dass 'Objekte' (z.B. Ökosysteme, Probenahmeflächen der Umweltprobenbank, Messstellen) auf der Basis ihrer Eigenschaften (z.B. Messwerte von Xenobiotika) miteinander verglichen und angeordnet werden. Bei jedem Vergleich von Objekten werden alle Eigenschaften gleichzeitig berücksichtigt. Ein Objekt wird dann 'schlechter'

¹ Die Bezeichnung 'Hasse-Diagramm-Technik' verweist auf den Mathematiker H. Hasse, der diese Methode eingeführt und bekannt gemacht hat (Hasse 1967).

eingestuft als ein anderes, wenn es bezüglich aller seiner Eigenschaften mindestens ebenso 'schlecht' oder 'schlechter' ist als das Vergleichsobjekt (oder anders ausgedrückt: wenn die so genannte Produkt-Ordnungsrelation erfüllt ist). Im ökologischen Bereich beziehen sich 'besser' und 'schlechter' auf die Höhe der gemessenen Schadstoffkonzentrationen. Dabei gelten höhere Konzentrationen implizit als 'schlechter'.

Für alle Objekte, die der Ordnungsrelation genügen, kann eine (partielle) Ordnung konstruiert werden. Ihre Position in dieser Ordnung erlaubt das direkte Ablesen der relativen Belastungssituation der Objekte. Zusätzlich kann das Schadstoffprofil als Balkendiagramm dargestellt werden, wodurch sich der Informationsgehalt der Hasse-Diagramme noch weiter erhöht. Dadurch werden Unterschiede in den Belastungsmustern sichtbar, die auf unterschiedliche Kontaminationsprozesse und Einträge schließen lassen (Brüggemann 2001a).

Ein entscheidender Vorteil der HDT ist die synoptische Betrachtung mehrerer Parameter, ohne dass aus diesen Daten ein Index oder eine Qualitätsfunktion berechnet werden muss (Brüggemann 2001b). Durch den Vorzug, beispielsweise die Messwerte mehrerer Schadstoffe gleichzeitig betrachten zu können, ermöglicht die HDT einen ökosystemaren Ansatz. Die Anwendung der HDT auf den Vergleich von Ökosystemen an Hand ihrer Belastung mit Umweltschadstoffen konnte bereits demonstriert werden (Brüggemann et al. 1994).

Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Anwendbarkeit der HDT auf Daten der Umweltprobenbank zu prüfen im Hinblick auf eine vergleichende Bewertung. Exemplarisch erfolgt dies mit den Messwerten mehrerer Stoffe einer Probenart, die zum selben Zeitpunkt von verschiedenen Probenahmeflächen gesammelt wurde.

1 Material und Methoden

1.1 Proben und Messungen

Die HDT wurde anhand von Daten der Umweltprobenbank (UPB) erprobt. Ausgewählt wurden 12 Stoffkonzentrationen, die in Brassen-Muskulatur (*Abramis brama* Linné 1758, Cyprinidae) von 14 Probenahmeflächen (PNF) aus 5 Probenahmegebieten (PNG) im Jahr 1997 ermittelt wurden. Details zu Probenahme, -aufbereitung, -lagerung und Messungen sind in den Standardarbeitsanweisungen der UPB dokumentiert (UBA 1996).

Probenahmeflächen. Für das PNG Fließgewässersystem Elbe wurden die PNF Prossen (Stromkilometer 13), Zehren (km 93), Barby (km 296), Cumlosen (km 470) und Blankenese (km 633) beprobt; für das PNG Rhein die PNF Weil (km 174), Iffezheim (km 334), Koblenz (km 590,3) und Bimmen (km 865). Im PNG Agrar-Ökosystem Bornhöveder Seengebiet erfolgte die Probenahme in der PNF Belauer See. Für das PNG Saarländischer Verdichtungsraum wurden die PNF Staustufe Güdingen und Staustufe Rehlingen ausgewählt. Das PNG Dübener Heide war mit Brassenproben aus den PNF Mulde/Dessau und Saale bei Wettin vertreten. Die Lage der PNF ist aus der Abb. 1 ersichtlich.

Probenart. Der Brassen ist ein euryöker, überwiegend carnivorer Konsument der trophischen Ebene TL 4 (Schudoma et al. 1999), der sich hauptsächlich von benthischen Beutetieren (Chironomiden, Tubifex, Mollusken) ernährt (Löffler 1984).

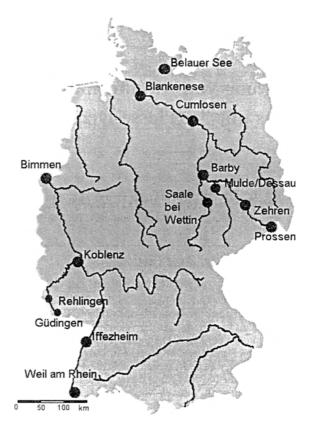


Abb. 1: Die Probenahmeflächen der Umweltproben, von denen die Brassen gesammelt wurden

Er besiedelt langsam fließende und stehende Gewässer mit Schlammgrund und gilt als relativ standorttreu (Schulz und Berg 1987). Adulti halten sich tagsüber in den tieferen Bereichen der Gewässer auf und suchen nachts die Uferregion auf, wo sie mit ihrem rüsselartig vorstülpbaren Maul das Sediment nach Beutetieren durchwühlen. In überbevölkerten oder sehr flachen Seen weichen sie auf pflanzliche Nahrung (Plankton, Makrophyten) aus (Willitzkat 1999). Die Tiere der UPB wurden nach der Laichzeit gefangen (Monate Juli bis September).

Von jeder PNF wurden 20–52 geschlechtsreife Brassen gesammelt. Allen Tieren wurde die linke Muskulatur ('Filet') entnommen, zu einer Mischprobe vereinigt, anschließend vermahlen und gefriergetrocknet (UBA 1996). Jeweils 3–6 Aliquots der gepoolten Mischproben wurden auf Schadstoffgehalte gemessen. Die in Tabelle 1 angegebenen Messwerte sind die Mittelwerte dieser Wiederholungsmessungen.

Messungen. HCB, γ-HCH, PCB 138, PCB 153, PCB 180, 4,4'-DDE wurden mittels GC-ECD gemessen. Zur Messung der anorganischen Spezies wurden unterschiedliche Verfahren eingesetzt: As, Se (Hydrid-AAS), Pb, Tl (ID-TIMS), Cu (ET-AAS mit Zeeman-Untergrundkompensation), Hg (CV-AAS). Die Stoffkonzentrationen der Elemente wurden auf das Trockengewicht bezogen, die der organischen Stoffe auf den Fettgehalt der Muskulatur.

Probenarten, PNF und die zu analysierenden Stoffe wurden in der Konzeption der UPB festgelegt (BMU, 2000). Für diese Studie wurden die Brasse verwendet, weil für diese Probenart umfangreiches Datenmaterial vorliegt.

Tabelle 1: Originalmesswerte der Brassen der Umweltprobenbank von 1997 (Anorganika bezogen auf das Trockengewicht; Organika bezogen auf den Fettgehalt der Muskulatur)

Ort	HCB (ng/g)	γ-HCH (ng/g)	PCB 138 (ng/g)	PCB 153 (ng/g)	PCB 180 (ng/g)	4,4'-DDE (ng/g)	As (µg/g)	Pb (ng/g)	Cu (µg/g)	Hg (ng/g)	Se (µg/g)	TI (ng/g)
Barby	2,95	0,06	1,26	1,32	0,76	2,96	0,44	81,12	2,20	2157,50	3,97	7,80
Belauer See	0,05	0,06	2,56	3,10	1,96	0,53	0,26	40,70	1,04	225,80	0,76	1,01
Bimmen	0,43	0,03	2,70	3,06	1,74	0,74	0,46	164,73	1,47	1414,60	3,07	7,65
Blankenese	1,91	0,06	0,66	0,74	0,35	0,83	0,51	61,40	3,02	1132,60	3,78	2,17
Cumlosen	4,11	0,07	2,36	2,42	1,40	5,46	0,21	108,51	3,52	3285,90	3,17	4,89
Güdingen	0,10	0,10	1,82	1,64	1,01	0,67	0,15	74,46	1,56	468,90	1,53	2,07
Iffezheim	0,44	0,02	0,99	1,13	0,51	0,51	0,40	55,66	1,50	1022,10	2,97	2,18
Koblenz	0,21	0,02	0,69	0,77	0,40	0,40	0,37	90,74	1,31	545,60	3,06	2,78
Mulde	2,99	0,08	1,16	1,35	0,63	4,63	0,33	75,04	2,99	3032,20	3,51	18,07
Prossen	1,76	0,03	1,15	1,40	0,78	2,32	0,36	70,20	1,61	1677,80	3,20	4,07
Rehlingen	0,08	0,09	1,66	1,51	0,75	0,52	0,38	66,77	1,65	465,90	4,29	5,67
Saale	0,20	0,04	0,25	0,23	0,09	0,74	0,16	48,98	1,49	942,70	3,13	2,42
Weil	0,20	0,02	0,58	0,59	0,26	0,33	0,30	32,83	1,64	673,20	3,93	1,17
Zehren	5,53	0,04	1,99	2,35	1,44	4,84	0,33	99,90	1,63	2133,20	4,74	5,53

1.2 Umkodierung der Originalmesswerte

Die HDT vergleicht Objekte an Hand der Ausprägungen ihrer Merkmale; ein Objekt gilt dann als 'schlechter', wenn der numerische Wert mindestens eines der Merkmale höher ist. Daraus folgt, dass die HDT sehr empfindlich auch auf geringe Unterschiede reagiert, die beispielsweise im Bereich der Messgenauigkeit liegen können. Da es bei der HDT mit ihrer qualitativen Bewertung nicht auf die Höhe der Messwerte, sondern ihre Rangfolge ankommt, bietet es sich an, die Messwerte durch Umkodierung zu vergröbern. Dadurch lässt sich die Anzahl der vergleichbaren Objekte steigern und damit den Aussageumfang des Hasse-Diagramms. Die Rundung der Messwerte richtete sich nach der numerischen Höhe des Medians der Werte eines Analyts für alle 14 Probenahmeflächen. Zur Rundung der Messwerte wurde folgender Algorithmus verwendet:

Rundung auf die k. Stelle vor oder nach dem Komma, wobei

$$k = Trunc(Log10(Median)) - 1$$
; falls Median < 1 (1)

$$k = Trunc(Log10(Median)) + 1$$
; falls $Median \ge 1$ (2)

Die Vorgehensweise soll an zwei Beispielen (HCB und Hg, Barby) in Tabelle 2 veranschaulicht werden.

Negative Werte für k bedeuten Nachkommastellen, positive Vorkommastellen. Die Originalwerte der Beispiele werden gerundet auf die erste Stelle nach dem Komma, bzw. auf die vierte Stelle vor dem Komma; die gerundeten Zahlen sind 3,0 und 2000 (vgl. Tab. 3).

Tabelle 2: Funktionsweise des Rundungsalgorithmus

Rechenschritt	Beispiel 1	Beispiel 2		
Originalwert	2,95	2157,5		
Median der Datenreihe	0,435	1077,35		
dessen Logarithmus	-0,361	3,03		
Nachkommastellen abschneiden	0	3		
um 1 verringern, falls Median <1 oder	-1	_		
um 1 erhöhen, falls Median ≥1	-	4		
k	-1	4		
gerundeter Wert	3,0	2000		

Tabelle 3: Gerundete Messwerte der Brassen der Umweltprobenbank von 1997 (Anorganika bezogen auf das Trockengewicht; Organika bezogen auf das Fettgehalt der Muskulatur)

Ort	HCB (ng/g)	γ-HCH (ng/g)	PCB 138 (ng/g)	PCB 153 (ng/g)	PCB 180 (ng/g)	4,4'-DDE (ng/g)	As (µg/g)	Pb (ng/g)	Cu (µg/g)	Hg (ng/g)	Se (µg/g)	TI (ng/g)
Barby	3,0	0,06	1	1	0,8	3,0	0,4	80	2	2000	4	8
Belauer See	0,1	0,06	3	3	2,0	0,5	0,3	40	1	0	1	1
Bimmen	0,4	0,03	3	3	1,7	0,7	0,5	160	1	1000	3	8
Blankenese	1,9	0,06	1	1	0,4	0,8	0,5	60	3	1000	4	2
Cumlosen	4,1	0,07	2	2	1,4	5,5	0,2	110	4	3000	3	5
Güdingen	0,1	0,10	2	2	1,0	0,7	0,2	70	2	1000	2	2
Iffezheim	0,4	0,02	1	1	0,5	0,5	0,4	60	2	1000	3	2
Kobienz	0,2	0,02	1	1	0,4	0,4	0,4	90	1	1000	3	3
Mulde	3,0	0,08	1	1	0,6	4,6	0,3	80	3	3000	4	18
Prossen	1,8	0,03	1	1	0,8	2,3	0,4	70	2	2000	3	4
Rehlingen	0,1	0,09	2	2	0,7	0,5	0,4	70	2	1000	4	6
Saale	0,2	0,04	0	0	0,1	0,7	0,2	50	1	1000	3	2
Weil	0,2	0,02	1	1	0,3	0,3	0,3	30	2	1000	4	1
Zehren	5,5	0,04	2	2	1,4	4,8	0,3	100	2	2000	5	6

1.3 Erstellung und Interpretation der Hasse-Diagramme

Zur Erstellung und Analyse der Hasse-Diagramme in dieser Studie wurde die Software Hasse for Windows Version 1.02 (GetSynapsed GmbH) verwendet. Da die HDT Grafiken mit hoher Informationsdichte erzeugt, die sich dem Betrachter erst dann erschließt, wenn er sich zuvor mit Grundbegriffen dieser Technik und ihrer Bedeutung vertraut gemacht hat, werden im Folgenden einige der wesentlichen Begriffe erläutert (in alphabetischer Reihenfolge):

Antikette. Eine Zusammenfassung von Objekten, die nicht miteinander vergleichbar sind, nennt man eine Antikette.

Äquivalenz. Zwei Objekte sind äquivalent, wenn alle ihre Merkmale die gleiche Ausprägung haben.

Isolierte Objekte. Objekte, die mit keinem anderen Objekt im Datensatz vergleichbar sind. Aus Konservativitätsgründen werden isolierte Objekte stets in die oberste Diagrammebene eingezeichnet. Dies korrespondiert mit der Annahme, dass hohe Schadstoffkonzentrationen auch eine hohe Gefährdung erwarten lassen. Die verwendete Software (Hasse for Windows) übernimmt automatisch die korrekte Anordnung.

Kette. Eine Zusammenfassung von Objekten, von denen jedes mit jedem vergleichbar ist, nennt man eine Kette. Der Kettenbildung liegt oft ein gemeinsamer Mechanismus zu Grunde, der zur synchronen, mindestens schwach monotonen Zunahme der Merkmalsausprägungen führt.

Maximale Objekte. Objekte, für die im betrachteten Datensatz keine anderen Objekte existieren, die 'schlechter' eingestuft werden.

Minimale Objekte. Objekte, für die im betrachteten Datensatz keine anderen Objekte existieren, die 'besser' eingestuft werden.

Produkt-Ordnungsrelation: Ist ein Objekt bezüglich mindestens einem Merkmal 'schlechter' als ein anderes Objekt und gleichzeitig bezüglich aller anderen Merkmale wenigstens 'gleich schlecht', dann wird es 'schlechter' als dieses angeordnet.

Sensitivität. Wie stark verändert sich die Bewertung (das Diagramm), wenn ein bestimmtes Merkmal weggelassen wird? Die Sensitivitätsanalyse erlaubt die Beurteilung des Beitrags einzelner Merkmale an der Bewertung; sie berücksichtigt dabei das u.U. unterschiedliche Skalenniveau der Merkmale (metrisch, ordinal oder Verhältnisskala).

Stabilität. Ein Schätzer für Veränderungen des Diagramms, wenn Merkmale weggenommen oder hinzugefügt werden. Das Stabilitätsmaß kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen; beträgt der Wert 1, dann sind alle Objekte in einer Antikette angeordnet – die Hinzunahme von Eigenschaften ändert die Struktur nicht. Ist der Wert 0, dann sind alle Objekte in einer Kette angeordnet oder sie sind äquivalent zueinander – die Kette (bzw. die Äquivalenz) bleibt erhalten, wenn Eigenschaften weggelassen werden.

Unvergleichbarkeit. Zwei Objekte sind dann nicht vergleichbar miteinander, wenn im ersten Objekt mindestens ein

Merkmal 'schlechter' ausgeprägt ist und gleichzeitig ein anderes Merkmal 'besser' als im zweiten Objekt. Unvergleichbare Objekte werden im HD nicht mit Linien verbunden.

Wichtig für die Struktur von Hasse-Diagrammen sind Ketten, Antiketten und Diagrammebenen. Weiterführende Interpretationen liefern die Sensitivitäts- und Stabilitätsanalyse. Sie ermöglichen Aussagen darüber, welche Eigenschaften der Objekte besonders verantwortlich sind für die Struktur eines HD (Sensitivitätsanalyse) und Prognosen über das Ausmaß möglicher Veränderungen der im Diagramm gezeigten Ordnung, wenn man ein Merkmal weglässt (ohne es spezifizieren zu müssen) oder ein Merkmal hinzu nimmt (Stabilitätsanalyse). Das Stabilitätsmaß P (IB) ist gut interpretierbar, weil es als normierte Größe nur Werte zwischen 0 und 1 annehmen kann. Die Sensitivitätsanalyse erlaubt mit der Berechnung eines 'W-Wertes' die quantitive Einschätzung der Bedeutung eines Merkmals für die Bewertung.

2 Bewertung von Messdaten der Umweltprobenbank mit der Hasse-Diagramm-Technik

Im Folgenden werden die Ergebnisse von Anwendungen der HDT auf Daten der Umweltprobenbank vorgestellt. Dabei wurde schrittweise vorgegangen. Zunächst wurden die Originalmesswerte aller Stoffe verwendet, anschließend die gerundeten Messwerte aller Substanzen und danach wurde mit Teilauswahlen der Messdaten (prioritäre Stoffe, Organika, Schwermetalle) gearbeitet. Für jeden dieser insgesamt fünf Datensätze wurde ein Hasse-Diagramm erstellt. Diese Diagramme und die in ihnen dargestellten Bewertungen werden beschrieben. Zusätzlich erfolgte eine Analyse der Diagramme; dieser Teil kann als 'Bewertung der Bewertung' (Brüggemann und Steinberg 2000), verstanden werden.

2.1 HD für die Original-Messdaten

Werden die Original-Messwerte (vgl. Tab. 1) verwendet, dann ergibt sich das in Abb. 2 dargestellte HD. Dominierend ist eine Antikette, die nicht weniger als 10 von 14 PNF umfasst – diese PNF haben Schadstoffmuster, für die keine Ordnungsrelation gilt. Fünf PNF sind isolierte Objekte, deren Schadstoffmuster mit keinem der anderen PNF verglichen werden kann. Grund dafür ist die starke 'Individualität' der Muster: Sie bewirkt Unvergleichbarkeit bei vielen Objektpaaren; das resultierende HD erlaubt nur wenige Aussagen.

Für die PNF des Rheins ist nur ein Vergleich zwischen Koblenz und Bimmen möglich. Dabei kann der Umweltzustand von Bimmen – ermittelt an Hand des Schadstoffprofils der Brassen-Muskulatur – 'schlechter' eingeschätzt werden als der von Koblenz, da von Koblenz nach Bimmen alle hier betrachteten Schadstoffkonzentrationen zunehmen. Ebenso wie die beiden übrigen PNF des Rheins bilden alle PNF der Elbe jeweils eine Antikette; jeder der Standorte hat ein eigenes Schadstoffprofil. Dies gilt auch für die beiden Staustufen der Saar. Vergleichbar sind dagegen die Elbe-Nebenflüsse Mulde (Dessau) und Saale (Wettin); bezüglich aller Schadstoffkonzentrationen ist die Mulde stärker belastet.

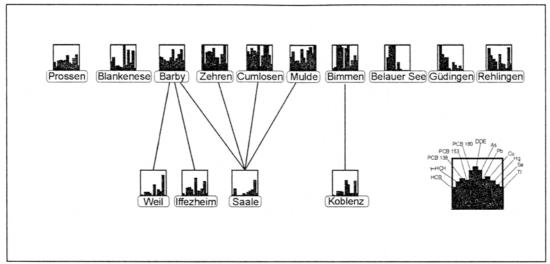


Abb. 2: Hasse-Diagramm für Brassen-Muskulatur 1997 von 14 PNF. Es wurden die ungerundeten Original-Messdaten von 12 Analyten verwendet (organische Verbindungen mit Fettbezug)

Analyse des Diagramms

Anzahl der Vergleichbarkeiten. 7 (von theoretisch 91 möglichen).

Sensitivitätsanalyse. Am wichtigsten für die Struktur des Diagramms ist As (W = 7). Wird As nicht berücksichtigt, dann resultiert ein stark verändertes Diagramm. Am unwichtigsten sind die Stoffe HCB, die drei PCB-Kongenere, 4,4'-DDE und Hg (W = 0). Wird jeweils einer dieser Stoffe weggelassen, dann verändert sich das Diagramm nicht.

Stabilitätsanalyse. P (IB) = 0,92; das Diagramm ist unstabil gegenüber dem Weglassen (nicht spezifizierter) Merkmale; gleichzeitig aber sehr stabil gegen die Hinzunahme (nicht spezifizierter) Merkmale. (Weil die 'Individualität' der Muster schon sehr groß ist, kann sie kaum noch gesteigert werden.)

2.2 HD für die gerundeten Messdaten

Nach der oben erwähnten Rechenvorschrift wurden die Messdaten aller 12 Analyte vergröbert. Im Resultat ergibt sich das in Abb. 3 gezeigte HD. Im Vergleich zur Verwendung der originalen Messwerte ist die Komplexität der gefundenen partiellen Ordnung der Objekte deutlich erhöht; die Anzahl isolierter Objekte ist leicht zurückgegangen (von 5 auf 3); gleichzeitig ist die Zahl der Ebenen auf 3 gestiegen.

Drei PNF des Rheins sind minimale Objekte; für sie konnten keine Objekte gefunden werden, die 'schlechter', also als stärker belastet einzustufen wären (Iffezheim, Weil und Koblenz). Untereinander sind diese Objekte nicht vergleichbar, da jedes über ein 'individuelles' Schadstoffmuster verfügt. Wie zuvor bilden Koblenz und Bimmen einen isolierten Teilgrafen, was daran liegt, dass alle hier betrachteten Schadstoffe von Koblenz nach Bimmen zugenommen haben oder gleich hoch geblieben sind. Für die Elbe gilt, dass 4 von 5 ihrer PNF maximale Objekte sind, d.h. es sind im betrachteten Datensatz keine PNF vertreten, die 'schlechter' eingestuft werden können. Innerhalb der Elbe-PNF gilt das selbe für Prossen → Barby wie für das Paar Koblenz und Bimmen: Alle Schadstoffbelastungen sind angestiegen oder mindestens gleich geblieben.

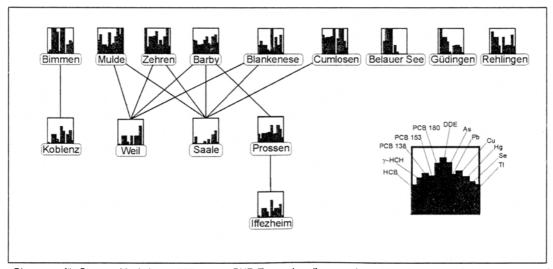


Abb. 3: Hasse-Diagramm für Brassen-Muskulatur 1997 von 14 PNF. Es wurden die gerundeten Messdaten von 12 Analyten verwendet (organische Verbindungen mit Fettbezug)

Analyse des Diagramms

Anzahl der Vergleichbarkeiten. 13 (von theoretisch 91 möglichen).

Sensitivitätsanalyse. Am wichtigsten für die Struktur des HD sind die Stoffe As (W = 8) und γ -HCH (W = 4). Beim Weglassen einer dieser Stoffe resultiert ein stark verändertes HD. Unwichtige Stoffe sind PCB 138, PCB 153, 4,4'-DDE, Hg und Tl (W = 0); wird jeweils einer dieser Stoffe ausgeschlossen, dann verändert sich das Diagramm nicht.

Stabilitätsanalyse. P(IB) = 0,86; das HD ist unstabil gegenüber Weglassen von (nicht spezifizierten) Stoffen.

2.3 Auswahl prioritärer Stoffe

Es wurde versucht, eine Auswahl von prioritären Stoffen zu treffen. Nach den Kriterien ökotoxikologische Relevanz und Güte der Messung wurden HCB, PCB 180, 4,4'-DDE, Pb, Cu und Hg ausgewählt (Abb. 4).

Dieses Diagramm erlaubt weiter gehende interfluviale Vergleiche als das Vorige. Saar: Wegen der stärkeren Belastung mit PCB 180 und 4,4'-DDE wird Staustufe Güdingen 'schlechter' eingeordnet als die Staustufe Rehlingen. Parallel zur Fließrichtung kommt es zu einer Abnahme dieser Stoffe in der Brassen-Muskulatur.

Für die PNF des Rheins finden sich zwei Teilordnungen: Weil → Iffezheim, sowie Koblenz → Bimmen. Der Unterschied zwischen den beiden Standorten am Oberrhein liegt in höheren Konzentrationen von HCB, PCB 180, 4,4'-DDE und Pb für Iffezheim. Koblenz und Bimmen haben davon abweichende Schadstoffprofile, weil bei ihnen der Kupfergehalt der Brassenmuskulatur sehr niedrig ist. In Fließrichtung, also von Koblenz nach Bimmen nehmen wiederum die Konzentrationen von HCB, PCB 180, 4,4'-DDE und Pb zu, während die Kupfer- und Quecksilber-Belastung konstant bleibt.

Bei den Standorten der Elbe können Prossen \to Barby \to Cumlosen, parallel zur Fließrichtung, mit zunehmend schlech-

terer Einstufung angeordnet werden. Von Prossen nach Barby steigen die Werte für HCB, 4,4'-DDE und Pb an; von Barby nach Cumlosen kommt es zu einer Zunahme aller Schadstoffe. PNF Zehren wird ebenfalls 'schlechter' eingestuft als Barby, weil die Gehalte von HCB, PCB 180, 4,4'-DDE und Pb stark ansteigen, während die Messwerte für Cu und Hg gleich bleiben. Die Besonderheiten dieses Profils verhindern auch eine Vergleichbarkeit mit der PNF Cumlosen, deren Kennzeichen hohe Gehalte an 4,4'-DDE, Cu und Hg sind. Blankenese hat wiederum ein sehr eigenständiges Schadstoffmuster, das durch hohe Konzentration von Cu und sonst niedrige bis mittlere Gehalte der übrigen Stoffe ausgezeichnet ist. Dieser Elbe-Standort kann somit als 'intermediär' zwischen Saale und Mulde angeordnet werden.

Nebenflüsse der Elbe: Die Saale (bei Wettin) und Mulde/Dessau sind vergleichbar, wobei durch die höhere Konzentration aller Substanzen die Mulde 'schlechter' eingestuft wird als die Saale. Der Belauer See hat ein sehr eigenes Schadstoffmuster, dessen Kennzeichen hoher PCB 180-Gehalt und niedrige Konzentrationen von HCB, 4,4'-DDE, Pb, Cu und Hg sind.

Analyse des Diagramms

Anzahl der Vergleichbarkeiten. 37 (von theoretisch 91 möglichen). Alle Vergleichbarkeiten des HD in Abb. 3 traten auch in Abb. 4 auf. Die Sonderstellung des Belauer Sees wird offensichtlich von den 6 Analyten (HCB, PCB180, 4,4'-DDE, Pb, Cu und Hg) bewirkt.

Sensitivitätsanalyse. Am wichtigsten für die Struktur des HD sind – in dieser Reihenfolge - die Stoffe PCB 180 (W = 18), Cu (W = 7), HCB (W = 6) und Pb (W = 5). Unwichtig sind 4,4'-DDE (W = 2) und Hg (W = 0).

Stabilitätsanalyse. P(IB) = 0,59; ein mittlerer Wert – das Diagramm ist gleichermaßen stabil/instabil gegenüber dem Weglassen wie der Hinzunahme von (nicht spezifizierten) Stoffen.

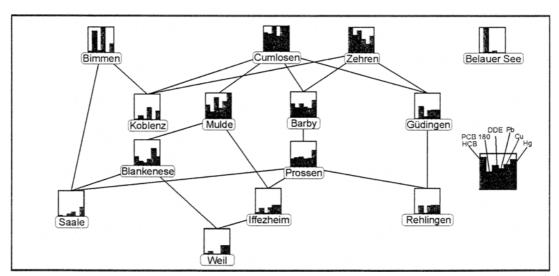


Abb. 4: Hasse-Diagramm für Brassen-Muskulatur 1997 von 14 PNF. Es wurden die gerundeten Messdaten von 6 prioritären Analyten (HCB, PCB 180, 4,4'-DDE, Pb, Cu und Hg) verwendet (organische Verbindungen mit Fettbezug)

2.4 HD für die organischen Substanzen

Am günstigsten werden nach ihrer Belastungssituation mit organischen Substanzen die PNF Saale und Weil eingestuft; am ungünstigsten die PNF Zehren, Cumlosen, Bimmen, Mulde und Güdingen. Die Brassen aus dem Belauer See erhalten eine isolierte Position auf Grund sehr hoher PCB-Gehalte, einer mittleren (im Sinne des vorliegenden Datensatzes!) Konzentration von γ-HCH und gleichzeitig niedrigen Gehalten an HCB und 4,4'-DDE.

Die beiden PNF der Saar, Staustufe Güdingen und Staustufe Rehlingen, bilden eine isolierte Teilhierarchie, wobei Güdingen 'schlechter' als Rehlingen eingestuft wird. Auffällig ist in beiden Fällen die niedrige HCB-Konzentration; γ-HCH, PCB 180 und 4,4'-DDE nehmen antiparallel zur Fließrichtung der Saar zu.

Für die PNF des Rheins ergibt sich die Anordnung Weil \rightarrow Koblenz \rightarrow Iffezheim \rightarrow Bimmen. Zwischen Weil und Koblenz gibt es nur geringe Konzentrationsanstiege von PCB 180 und 4,4'-DDE. Iffezheim hat im Vergleich zu Koblenz ebenfalls nur geringfügig erhöhte Gehalte dieser beiden Stoffe und HCB. Das bedeutet, dass die Brassen der oberund mittelrheinischen Standorte sich in ihrem Belastungsmuster organischer Verbindungen kaum unterscheiden. Bimmen am Niederrhein fügt sich als oberes Glied in diese Reihenfolge ein, ist aber – im Vergleich zu Iffezheim (bzw. Koblenz) – durch sehr deutliche Anstiege der drei PCB-Kongenere gekennzeichnet, während HCB, γ -HCH und 4,4'-DDE nur leicht zunehmen (Abb. 5).

Die PNF der Elbe bilden drei Teilordnungen, die über die 'Knoten' Barby und Prossen miteinander verknüpft sind: Blankenese \rightarrow Barby \rightarrow Cumlosen, Prossen \rightarrow Barby \rightarrow Cumlosen und Prossen \rightarrow Zehren. Im Vergleich zu den Rhein-Standorten sind die der Elbe nicht nur 'individueller', sondern werden im Allgemeinen auch höheren Ebenen zugeordnet. Kennzeichen der PNF Prossen und Zehren sind relativ niedrige γ -HCH-Konzentrationen; für die Kette, die von Blankenese über Barby nach Cumlosen führt, sind starke Anstie-

ge von 4,4'-DDE und HCB charakteristisch, während die Anordnung von Prossen, Barby und Cumlosen auf fast gleichartige Zunahme aller Organika zurückgeht.

Die Nebenflüsse der Elbe, vertreten durch die PNF Saale bei Wettin und Mulde/Dessau, werden der dritten bzw. sechsten Ebene zugeordnet. Im Vergleich zur Saale sind in der Mulde alle sechs untersuchten Substanzen stark erhöht.

Analyse des Diagramms

Anzahl der Vergleichbarkeiten. 36 (von theoretisch 91 möglichen).

Sensitivitätsanalyse. Am wichtigsten für die gefundene Struktur sind γ -HCH (W = 13) und HCB (W = 11); wird einer dieser Stoffe weggelassen, dann resultiert ein stark verändertes Diagramm. Keinen Einfluss auf das Diagramm haben die Stoffe 4,4'-DDE, PCB 138 und PCB 180 (W = 0). Nur geringen Einfluss hat PCB 180 (W = 3).

Stabilitätsanalyse. P(IB) = 0,60; ein mittlerer Wert, das HD ist gleichermaßen stabil/instabil gegenüber dem Weglassen wie der Hinzunahme von Stoffen.

2.5 HD für die Schwermetalle und Arsen

Als relativ gering mit As, Pb, Cu und Hg belastet gelten nach dem HD die PNF Weil, Belauer See und Saale. Diese drei Objekte bilden die unterste Ebene (Abb. 6).

Für die PNF des Rheins finden sich zwei nicht miteinander verbundene Teilketten: Weil → Iffezheim und Koblenz → Bimmen. Iffezheim wird 'schlechter' als Weil eingestuft, weil die Arsen- und Bleikonzentrationen deutlich höher sind. Ein auffälliger Unterschied zwischen Weil/Iffezheim und Koblenz/Bimmen sind die sehr niedrigen Kupferwerte bei den Letzteren. Auch von Koblenz nach Bimmen, also konform zur Fließrichtung kommt es zu deutlichem Anstieg der Arsenund Bleigehalte der beprobten *Abramis*-Muskulatur.

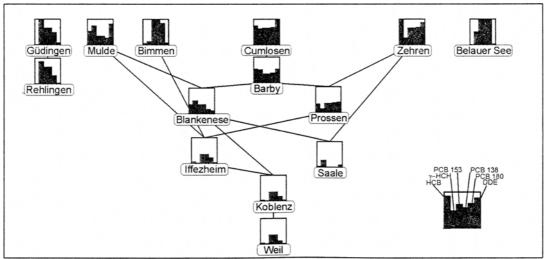


Abb. 5: Hasse-Diagramm für Brassen-Muskulatur 1997 von 14 PNF. Es wurden die gerundeten Messdaten von 6 organischen Analyten (HCB, γ -HCH, PCB 138, PCB 153, PCB 180 und 4,4'-DDE) verwendet. Die Messwerte wurden auf den Fettgehalt der Brassen-Muskulatur bezogen (μ g/g Fett)

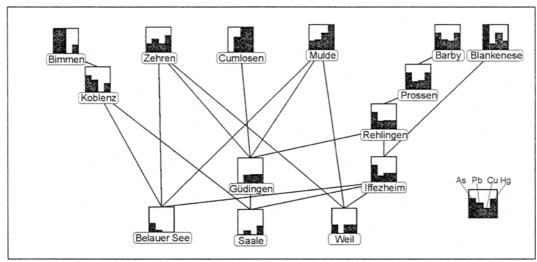


Abb. 6: Hasse-Diagramm für Brassen-Muskulatur 1997 von 14 PNF. Es wurden die gerundeten Messdaten von As und der Schwermetalle Pb, Cu und Ha verwendet

Innerhalb des Fließgewässersystems Elbe sind nur die PNF Prossen und Barby miteinander vergleichbar; beide haben zusätzlich ein sehr ähnliches Schadstoffprofil mit hohen Arsenund Quecksilber-, aber niedrigeren Blei- und Kupferkonzentrationen. Die anderen drei PNF der Elbe zeigen sehr 'individuelle' Schadstoffmuster. Auffällig ist, dass vier Standorte der Elbe (Zehren, Barby, Cumlosen und Blankenese) in die oberste, am 'schlechtesten' eingestufte Ebene, gestellt werden. Diese Einordnung wird durch unterschiedliche Attribute verursacht. Blankenese ist gekennzeichnet durch einen - im Rahmen des hier betrachteten Datensatzes! - sehr hohen Arsen- und einen mittleren Kupferwert. Cumlosen hat dagegen ein Profil mit niedrigem Arsengehalt, mittlerem Bleiwert und hohen Konzentrationen von Cu und Hg. Aufgrund des niedrigen Wertes für As steht Cumlosen in einer Kette mit Saale und Güdingen. Die Proben aus Zehren zeigen niedrige Arsen- und Kupferwerte sowie mittlere Blei- und Quecksilberkonzentrationen. Auf die Fließrichtung bezogen nimmt zunächst (Prossen → Zehren) der Messwert für As ab, während Pb ansteigt. Zwischen Zehren und Barby nimmt As wieder deutlich zu, während der Bleiwert etwas zurückgeht. Die Messwerte für Cu und Hg sind für alle drei Standorte (nach der erfolgten Rundung!) identisch.

Aufgrund des Profils der Brassen-Proben aus der Mulde kann ein möglicher Eintrag von Cu und Hg in die Elbe bei Barby vermutet werden, der jedoch dort nicht zu einer erkennbaren Erhöhung dieser Substanzen führt. Im weiteren Flusslauf (Barby → Cumlosen → Blankenese) kommt es zunächst zu einer drastischen Verringerung der Arsenkonzentration und einem deutlichen Anstieg der Konzentrationen der übrigen Stoffe. Zwischen Cumlosen und Barby kommt es fast zu einer Umkehr der Schadstoffprofile: Der Arsenwert steigt stark an, Blei-, Kupfer- und Quecksilbergehalte gehen deutlich zurück. Diese Befunde deuten darauf hin, dass die Elbe sehr 'individuelle' Schwermetall-Profile aufweist, die möglicherweise auf frühere lokale Einleiter zurückgehen. Gerade bei der schlammwühlenden Brasse ist hier an Prozesse der Sedimentierung, Resuspension und Leaching zu denken. Im Jahr 1997 dominierten bei den Schwermetall-Einträgen mit 77% deutlich die diffusen Quellen (UBA 2001).

Proben der beiden Saar-Staustufen Güdingen und Rehlingen weisen für Pb, Cu und Hg identische Schadstoffmuster auf, während das flussabwärts gelegene Rehlingen einen wesentlich höheren Messwert für As zeigt.

Analyse des Diagramms

Anzahl der Vergleichbarkeiten. 41 (von theoretisch 91 möglichen).

Sensitivitätsanalyse. Am wichtigsten für die Struktur des HD sind die Stoffe As (W = 25) und Pb (W = 17). Beim Weglassen einer dieser Stoffe resultiert ein verändertes HD.

Stabilitätsanalyse. P(IB) = 0,55; ein mittlerer Wert, das HD ist gleichermaßen stabil/instabil gegenüber dem Weglassen wie der Hinzunahme von Stoffen.

Wichtige Kenngrößen aller fünf Diagramme sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Dargestellt sind neben der Anzahl der Vergleichbarkeiten, der isolierten Objekte und der Ebenen die Ergebnisse der Sensitivitäts- und Stabilitätsanalysen. Werden die Originaldaten verwendet, so resultiert eine unstabile Bewertung, aus der sich nur wenige Schlussfolgerungen extrahieren lassen. Die Anzahl der Ebenen im Diagramm ist gering, ebenso die Anzahl der Vergleichbarkeiten. Fünf Objekte sind isoliert, weil sie mit keinem der Anderen vergleichbar sind. Durch die Rundung der originalen Messwerte steigt die Anzahl der Vergleichbarkeiten. Infolge dessen erhöht sich die Anzahl der Ebenen, während die Zahl isolierter Objekte abnimmt. Auch dieses Diagramm ist noch unstabil. Eine Verminderung der Menge gleichzeitig betrachteter Stoffe von 12 auf 6 bzw. 4 erhöht nicht nur deutlich die Anzahl der Vergleichbarkeiten und der Ordnungsebenen, sondern führt auch zu stabilen Bewertungen. Zusätzlich steigt die Bedeutung der wichtigen Stoffen, was sich an der numerischen Größe ihrer W-Werte ablesen lässt. Nimmt man die in Tabelle 4 aufgeführten Kriterien zum Maßstab, dann erscheinen die Bewertungen auf der Basis der prioritären Stoffe und der Metalle optimal im Hinblick auf ihre Aussagekraft. Sowohl Rundung der Daten als auch die - inhaltlich begründete - Reduktion der Datenbasis auf eine geringere Anzahl von Stoffen haben einen deutlichen Ein-

Sensitivitäts-Vergleichbar-Stabilitäts-Isolierte **Datenbasis** Ebenen analyse keiten Objekte analyse (wichtige Stoffe) Originaldaten 5 2 Unstabile Bewertung^b; P(IB) = 0,92 As (W = 7)(14 X 12-Matrix) Gerundete Daten 3 As (W = 8), γ -HCH (W = 4)Unstabile Bewertung^b; P(IB) = 0,86 13 3 (14 X 12-Matrix) Prioritäre Stoffe PCB 180 (W = 18), Cu (W = 7), 37 5 Mittlerer Wert°; P(IB) = 0,59 1 (14 X 6-Matrix) HCB (W = 6), Pb (W = 5)Organische Stoffe γ -HCH (W = 13), HCB (W = 11) 36 1 5 Mittlerer Wert^c, P(IB) = 0,60 (14 X 6-Matrix) Metalle und Arsen 41 0 5 As (W = 25), Pb (W = 17)Mittlerer Wert^c; P(IB) = 0,55 (14 X 4-Matrix)

Tabelle 4: Vergleich der Hasse-Diagramme (Bewertungen), die für unterschiedliche Datenbasen erhalten wurden

- ^a Die maximal mögliche Anzahl der Vergleichbarkeiten beträgt 91 für alle hier verwendeten Datenbasen
- Die Bewertung (das Hasse-Diagramm) ist unstabil gegenüber dem Weglassen von (nicht spezifizierten) Stoffen

fluss auf die resultierenden Diagramme und ermöglichen wesentlich weiterführende Aussagen.

3 Diskussion und Schlussfolgerungen

Der vorliegende Beitrag befasst sich mit der Bewertung von Monitoringdaten der Umweltprobenbank mittels der Hasse-Diagramm-Technik. Gemäß einer Studie, die im Auftrag des UBA durchgeführt wurde, ist Bewertung die "Verknüpfung von Informationen eines Sachverhalts mit dem persönlichen Wertesystem zu einem Urteil über den entsprechenden Sachverhalt" (UBA 1995), wobei 'persönlich', wie Brüggemann und Steinberg (2000) zu Recht bemerken, nicht für 'willkürlich' stehen darf. Über dieses Wertesystem, das nicht unbedingt mit naturwissenschaftlichen Methoden herleitbar sein muss, sollte vor der Durchführung von Bewertungen Konsens erzielt werden. Aus der - fast verwirrenden - Vielzahl unterschiedlicher Bewertungsansätze und Wertsysteme von Umweltbeobachtungsprogrammen (z.B. ARGE Elbe 2000, Erhardt et al. 1996, Kreimes 1996, 2000, Peichl 2001, Wachs 1994), lässt sich schließen, dass die Erzielung von Konsens nicht immer gelingen muss. Viele Verfahren stützen sich auf subjektive Wertesysteme, die aus den Daten selbst abgeleitet sind (Normalwerte, Referenzflächen, Klassenbildung) und nur im Kontext dieser Umweltbeobachtungsprogramme gültig sind. Zudem erlauben sie nur Ein-Stoff-Betrachtungen. Andere Verfahren berücksichtigen mehrere Stoffe gleichzeitig, erfordern aber Indexbildung, eventuell zusätzlich noch Gewichtungsfaktoren (Brüggemann 2001b), deren Herleitung ebenfalls von subjektiven Werthaltungen abhängig ist.

Die Hasse-Diagramm-Technik betrachtet mehrere Stoffe simultan und benötigt weder ein Wertesystem noch Indexbildung oder Gewichtungsfaktoren, obwohl deren Einbeziehung prinzipiell möglich ist. Weitere Vorzüge der HDT sind die Visualisierung der Daten und die Möglichkeit einer 'Bewertung der Bewertung', die Aussagen über die Belastbarkeit der Resultate erlaubt.

Den unbestreitbaren Vorzügen der HDT stehen als Nachteil bestimmte notwendige Anforderungen an den Rezipienten dar. Im Gegensatz zu gängigen, 'intuitiv' verstehbaren Diagrammtypen werden Grundkenntnisse der verwendeten Technik vorausgesetzt. Das für die Interpretation der Diagramme notwendige Wissen lässt sich allerdings leicht aneignen. Eine umfassende Einführung geben Brüggemann und Steinberg (2000).

Eine gewisse Einschränkung erfährt die HDT, wenn bei der Verwendung von originalen Messdaten die Vergleichbarkeit der Objekte vermindert wird. Die Lösung liegt in einer Umkodierung der Messwerte durch Rundungen, Klassifizierungen oder Clusteranalysen als Datenvorbehandlung. Das für die Erstellung dieser Studie verwendete Computerprogramm Hasse for Windows (Brüggemann et al. 1999) bietet eine Reihe von Optionen zur Klassifikation der Originaldaten durch ihre Zuordnung zu einer diskreten Anzahl von Klassen. Von diesen Möglichkeiten wurde nicht Gebrauch gemacht, da durch die Klassifizierung Informationen über die Höhe der ursprünglichen Messwerte verloren gehen und die geringe Anzahl der Klassen sowie ihre Benennung ('0', '1', '2') zu intuitiven Zuweisungen nicht gerechtfertigter ökotoxischer Bezüge ('unbelastet', 'leicht belastet', 'stark belastet') verleiten kann.

Die statt dessen praktizierte Rundung auf eine von der Höhe der Messwerte abhängigen Anzahl von Vor- bzw. Nachkommastellen gründet auf der Idee, dass nicht die präzise Höhe der Messergebnisse, sondern deren approximatives Niveau sowie die Rangfolge für die Bewertung mittels der HDT essentiell sind. Der vorgestellte Rundungsalgorithmus kann zweifellos verbessert werden, z.B. durch Berücksichtigung der unterschiedlichen Messgenauigkeit in einzelnen Konzentrationsbereichen oder durch die Anwendung von Fuzzy-Logic-Algorithmen.

Das wohl wünschenswerteste Verfahren, einen Bezug zu Wirkungsdaten oder Qualitätszielen herzustellen, kann zurzeit nicht angewandt werden, weil dazu erforderliche Daten nicht zur Verfügung stehen. Das Umweltbundesamt hat Zielvorgaben und Qualitätsziele für aquatische Lebensgemeinschaften definiert (z.B. UBA 1999b). Diese sind auf das Medium Wasser bezogen, die Messwerte der UPB und anderer Umweltbeobachtungsprogramme sind dagegen Körperlasten. Prinzipiell ist eine Umrechnung mit Hilfe von Biokonzentrationsfaktoren (BCF) oder komplexerer Modelle möglich. Dieser Ansatz wurde jedoch nicht verfolgt, weil die erfor-

[©] Die Bewertung (das Hasse-Diagramm) ist etwa gleichermaßen stabil/instabil gegenüber dem Weglassen wie der Hinzunahme von (nicht spezifizierten) Stoffen

derlichen BCF nicht zur Verfügung standen. Darüber hinaus ist die Bestimmung von BCF – für die es noch keine einheitlichen Richtlinien gibt –, durch ihre Abhängigkeit von Faktoren wie pH-Wert, Schwebstoffgehalt, Art und Menge gelöster Huminstoffe mit hohen Unsicherheiten behaftet (Steinberg et al. 2001), weshalb die Schätzung von Medienkonzentrationen mit diesen Werten keine belastbaren Ergebnisse liefern kann. Zudem ergibt sich speziell aus der Lebensweise der Brasse, dass ein – unbekannter – Teil der Schadstoffmengen nicht aus dem Wasser, sondern aus dem Sediment aufgenommen werden.

Im Fazit ist die HDT eine geeignete Methode für die qualitativ vergleichende Bewertung von Daten aus Umweltbeobachtungsprogrammen. Durch die gleichzeitige Berücksichtigung mehrerer Messwerte wird ein ökosystemarer Ansatz der Bewertung realisiert. Zusätzlich erlaubt sie die Visualisierung der Schadstoffprofile. Durch Vergröberung der Originaldaten und Beschränkung auf eine kleine Anzahl von Stoffen kann die Aussagekraft der erhaltenen Bewertung gesteigert werden.

4 Perspektiven

Neben dem hier vorgestellten Ansatz der synoptischen Analyse mehrerer Stoffkonzentrationen einer Matrix, die zum gleichen Zeitpunkt erhoben werden, bietet die HDT noch weiter gehende Perspektiven:

- Gleichzeitige Betrachtung von analytischen und biometrischen Parametern der Proben (z.B. Korpulenzfaktor, Hepatosomatischer Index). Hier muss zuvor noch geklärt werden, welche Veränderung der biometrischen Größen die Bedingungen der Ordnungsrelation erfüllen soll.
- Gleichzeitige Betrachtung von mehreren Probenarten. Umweltbeobachtungsprogramme beproben häufig mehrere Probenarten mit unterschiedlicher Indikatorfunktion.
- 3. Daten eines Ökosystems aus mehreren Jahren können gleichzeitig betrachtet werden.
- 4. 'Objekte' für die HDT können nicht nur Ökosysteme oder Probenahmeflächen sein, sondern in umgekehrter Sicht die gemessenen Schadstoffe. Die HDT erlaubt dann Aussagen zur Relevanz von Substanzen in den betrachteten Ökosysteme.

Dieser Beitrag ist keine offizielle Stellungnahme des Umweltbundesamtes und gibt nicht notwendigerweise die Amtsmeinung wieder.

Literatur

- ARGE Elbe (2000): Schadstoffüberwachung der Elbe mit der Fischart Brassen (*Abramis brama L.*). Ein Klassizierungssystem. Wassergütestelle Elbe, Hamburg. 34 S
- BMU (2000): Umweltprobenbank des Bundes Konzeption (Stand: August 2000). Bonn. 27 S
- Brüggemann R (2001a): Einsatzmöglichkeiten des Konzepts partiell geordneter Mengen für Bewertungen in ökosystemarem Kontext. In: Steinberg CEW, Brüggemann R, Kümmerer K, Ließ M, Pflugmacher St, Zauke G-P (Hrsg): Streß in limnischen Ökosystemen. Neue Ansätze in der ökotoxikologischen Bewertung von Binnengewässern. Parey im Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin, 173–185
- Brüggemann R (2001b): Ansätze zur vergleichenden Bewertung unter spezieller Berücksichtigung der Hassediagrammtechnik. In: Neu-

- mann-Hensel H, Ahlf W, Wachendörfer V (Hrsg): Nachweis von Umweltchemikalien. Auswerte- und Interpretationsmethoden für Toxizitätsdaten aus einer ökotoxikologischen Testkombination. Initiativen zum Umweltschutz 29, 27–46
- Brüggemann R, Bücherl C, Pudenz S, Steinberg C (1999): Application of the concept of partial order on comparative evaluation of environmental chemicals. Acta Hydrochim Hydrobiol 27, 170–178
- Brüggemann R, Halfon E (1997): Comparative analysis of nearshore contaminated sites in Lake Ontario: Ranking for environmental hazard. J Environ Sci Health A32, 277–292
- Brüggemann R, Münzer B, Halfon E (1994): An algebraic/graphical tool to compare ecosystems with respect to their pollution the German river 'Elbe' as an example 1: Hasse-diagrams. Chemosphere 28, 863–872
- Brüggemann R, Steinberg Ch (2000): Einsatz der Hassediagrammtechnik zur vergleichenden Bewertung von Analysendaten – am Beispiel von Umweltuntersuchungen in den Regionen Baden-Württembergs. Analytiker Taschenbuch 21, 3–33
- Erhardt W, Höpker KA, Fischer I (1996): Verfahren zur Bewertung von immissionsbedingten Stoffanreicherungen in standardisierten Graskulturen. UWSF Z Umweltchem Ökotox 8, 237–240
- Hasse H (1967): Vorlesungen über Klassenkörpertheorie. Universität Marburg. Physica-Verlag
- Kreimes K (1996): Verfahren zur Bewertung und Darstellung von Bioindikationsdaten am Beispiel des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg. UWSF Z Umweltchem Ökotox 8, 287–292
- Kreimes K (2000): Ansätze zur vergleichenden Bewertung von regionalen Belastungszuständen. Schriftenreihe Wasserforschung 5, 81–92 Löffler H (1984): Zur Ökologie des Brachsen (*Abramis brama*) im Bodensee. Schweiz Z Hydrol 46, 147–161
- Peichl L (2001): Umweltindikatoren für Immissionseinwirkungen. Berechnung von Indizes. UWSF Z Umweltchem Ökotox 13,130–138
- Schudoma D, Gies A, Kussatz C (1999): Ableitung von Qualitätskriterien zum Schutz von fisch- und muschelfressenden Tierarten. In: Oehlmann J, Markert B (Hrsg): Ökotoxikologie. Ökosystemare Ansätze und Methoden. ecomed, Landsberg, 470–482
- Schulz U, Berg R (1987): The migration of ultrasonic-tagged Bream (Abramis brama) in lake Constance Bodensee-Untersee Europe. J Fish Biol 31, 409-414
- Steinberg CEW, Brüggemann R, Kümmerer K, Ließ M, Pflugmacher St, Zauke G.-P (2001): Streß in limnischen Ökosystemen. Neue Ansätze in der ökotoxikologischen Bewertung von Binnengewässern. Blackwell Berlin Wien, 275 S.
- UBA (1995): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen Wirkungsbilanz und Bewertung. Texte 23/95, Werbung & Vertrieb, Berlin, 137 S
- UBA (1996): Umweltprobenbank des Bundes. Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- UBA (1999a): Umweltprobenbank des Bundes Ausgabe 1999. Ergebnisse aus den Jahren 1996 und 1997. Texte 61/99. Werbung & Vertrieb, Berlin, 593 S
- UBA (1999b): Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. Texte 76/99. Werbung & Vertrieb, Berlin, 176 S
- UBA (2001): Bilanzierung des Eintrages prioritärer Schwermetalle in Gewässer. Texte 29/01. Werbung & Vertrieb, Berlin, 130 S
- Wachs B (1994): Limnotoxizität und Ökobewertung der Schwermetalle sowie entsprechender Qualitätsziele zum Schutz aquatischer Ökosysteme. Münchener Beitr z Abwasser Fischerei Flußbiol 48, 425–486
- Willitzkat, FR (1999): Anreicherung von persistenten chlororganischen Verbindungen und Nitromoschusduftstoffen in der aquatischen Nahrungskette. Eine Bestandsaufnahme von Schadstoffen in Sediment und Fischen aus dem Hohner See und im Fischotter (*Lutra lutra*) aus dem Raum Schleswig-Holstein. Dissertation, FU Berlin

Eingegangen:14. 12. 2001 Akzeptiert: 17. 01. 2001 OnlineFirst: 04. 04.2002