
Vom Fachbereich VI (Geographie/Geowissenschaften) der Universität Trier
zur Erlangung des akademischen Grades Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

Räumliche Übertragbarkeit von PAK-Daten mit Hilfe künstlicher neuronaler Netze

vorgelegt von
Martina Bartel

Trier, 2002

Betreuer: Univ.-Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Paul Müller

Berichterstattende: Univ.-Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Paul Müller, PD Dr. Roland Klein

Datum der Disputation: 11.12.2002

„Jedem Schritt in die neue Richtung folgt der nächste,
und wenn die Richtung stimmt, ist jeder Schritt von größter Bedeutung.“
(E. Fromm, Haben oder Sein)

Danksagung

Die Bearbeitung der gestellten Thematik erforderte einen interdisziplinären Ansatz und daher die Ein-
arbeitung in neue, fachübergreifende Bereiche. Dies war für mich sehr spannend und motivierend, da
damit gezeigt werden konnte, dass eine vernetzte und interdisziplinäre Arbeitsweise zu einem deutli-
chen Informationsgewinn führt.

An dieser Stelle möchte ich allen danken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Zunächst möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Paul Müller bedanken, dass er mir diese
Arbeit ermöglichte und mir bei der Durchführung jeglichen Freiraum ließ.

Den Mitarbeitern des Fachbereichs II 1.4 des Umweltbundesamtes, und hier besonders Herrn Dr.
Christoph Schlüter und Frau Dr. Christa Schröter-Kermani, möchte ich für die Überlassung der Daten
aus dem Projekt Umweltprobenbank des Bundes danken. Außerdem bedanke ich mich für die Finan-
zierung des begleitenden Forschungsvorhabens, in dessen Rahmen die Validierung des Modells
durchgeführt wurde.

Herrn Dipl.-Ing. Thomas Steinbach danke ich für die Unterstützung bei der Entwicklung eines für das
erarbeitete Modell geeigneten künstlichen neuronalen Netzes.

Für die immer vorhandene Diskussionsbereitschaft sowie für kritische Anmerkungen möchte ich mich
ganz besonders bei Herrn Priv.-Doz. Dr. Roland Klein bedanken.

Schließlich bedanke ich mich noch bei Gertrud, Markus, Claudia, Anna und Laura, die mich auf nicht-
wissenschaftliche Art unterstützten und für die notwendige Ablenkung sorgten.

1	Einleitung und Zielsetzung	1
2	Grundlagen.....	5
2.1	Umweltprobenbank.....	5
2.1.1	Konzept der Umweltprobenbank	6
2.1.2	Probenahmegebiete	8
2.1.2.1	Naturnahe Ökosysteme.....	8
2.1.2.2	Forst-Ökosysteme	15
2.1.2.3	Agrar-Ökosysteme.....	18
2.1.2.4	Ballungsraumnahe Ökosysteme.....	20
2.1.2.5	Zusammenfassung wichtiger Parameter.....	24
2.1.3	Probenarten.....	24
2.1.3.1	Deposition.....	27
2.1.3.2	Akkumulation/Aufnahme durch Pflanzen	29
2.1.3.3	Genetische Charakterisierung der Probenarten.....	31
2.2	Datengrundlage	34
2.3	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe.....	38
2.3.1	Chemisch-physikalische Eigenschaften	39
2.3.2	Entstehung.....	39
2.3.2.1	Natürliche Quellen	42
2.3.2.2	Anthropogene Quellen.....	43
2.3.3	Senken und Abbau	43
2.3.4	Vorkommen in der Umwelt	44
2.3.5	Biologische Bedeutung.....	46
2.3.6	Toxikologie und Belastung des Menschen.....	46
2.3.7	Grenz- und Richtwerte.....	48
3	Untersuchungsansatz.....	51
4	Statistische Auswertung	53
4.1	Datenqualität.....	54
4.2	Vergleichbarkeit der Bioindikatoren.....	59
4.2.1	Fichte und Kiefer.....	59
4.2.2	Buche und Pappel	62
4.2.3	Nadel- und Laubbäume	64
4.3	Zusammenhänge mit biometrischen Daten.....	65
4.4	Zusammenhänge mit weiteren Parametern	71
4.5	Auswertung der Zeitreihen und Gebietsvergleiche	75
4.5.1	Konzentrationen.....	75
4.5.2	B[e]P normierte Profile	86
4.5.3	PAK-Verhältnisse.....	92

5	Faktoren für den Aufbau eines Modells	99
5.1	Faktorenauswahl	99
5.2	Externe Daten	103
5.2.1	CORINE Land Cover (Daten zur Bodenbedeckung)	103
5.2.2	Klimadaten	108
5.2.3	Höhenmodell (GTOPO30-Global Topographic Data)	111
5.3	Aufbau einer Datenbank und GIS	113
5.4	Multivariate Statistik – Faktorenanalyse	115
5.5	Aufbereitung der Daten für die Trainingsphase des künstlichen neuronalen Netzes	118
5.5.1	CORINE Land Cover	118
5.5.1.1	Ballungsraumnahe Ökosysteme	118
5.5.1.2	Agrar-Ökosysteme	119
5.5.1.3	Forst-Ökosysteme	119
5.5.1.4	Naturnahe Ökosysteme	119
5.5.2	Klimadaten	133
5.5.3	Höhenmodell (GTOPO30-Global Topographic Data)	134
5.5.4	Biometrische Daten	135
6	Modellbildung mit künstlichen neuronalen Netzen	138
6.1	Modellauswahl	138
6.2	Prinzipieller Aufbau biologischer und künstlicher neuronaler Netze	139
6.3	Grundlagen künstlicher neuronaler Netze	141
6.3.1	Struktur	142
6.3.2	Lernverfahren	146
6.3.3	General Regression Neural Network (GRNN)	147
6.4	Neuronales Netz zur Funktionsapproximation	156
6.4.1	Matlab-Skripte und –Funktionen	156
6.4.2	Datenaufbereitung	157
6.4.3	Realisierung des GRNN	161
6.4.4	Optimierung der Netzparameter	164
6.4.5	Fehlerberechnung	174
6.5	Validierung und Optimierung des KNN	175
6.5.1	Auswahlkriterien	175
6.5.2	Validierungsgebiete	175
6.5.2.1	Fläming	175
6.5.2.2	Westerwald	177
6.5.2.3	Rothaargebirge	180
6.5.2.4	Fränkisches Keuper-Lias-Land	183
6.5.2.5	Hunsrück	185
6.5.3	Biometrische Charakterisierung	188
6.5.4	PAK-Analytik	189
6.5.5	Inputoptimierung	189
6.5.5.1	Input 1	190

6.5.5.2	Input 2.....	197
6.5.5.3	Input 3.....	204
6.5.5.4	Input 4.....	210
6.5.5.5	Input 5.....	216
6.5.5.6	Input 6.....	222
6.5.5.7	Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse	228
6.6	Bewertung der Prognosen.....	229
7	Abschlussbetrachtung	239
7.1	Modellbildung mit künstlichen neuronalen Netzen	239
7.2	Analysespektrum der UPB	244
8	Zusammenfassung	245
9	Literatur	247
9.1	analog	247
9.2	digital	256
10	Datenquellen	257
11	Anhang	258
11.1	Anhang 1: CORINE Land Cover – Schlüssel	258
11.2	Anhang 2: Flächenstatistiken	263
11.3	Anhang 3: Zeitreihen für die untersuchten PAK.....	279

Abb. 2.1-1:	Problematik im Bereich der Umweltbeobachtung.....	2
Abb. 2.1-1:	Betrachtungsansätze zur Beschreibung des Umweltzustandes sowie ihre Verknüpfung mit verschiedenen Beobachtungssystemen und den räumlichen Einheiten	5
Abb. 2.1-2:	Probenahmegebiete für die Probenarten Fichte, Kiefer, Buche und Pappel der Umweltprobenbank des Bundes	9
Abb. 2.1-3:	Klimadiagramm für die Klimastation Waldhäuser.....	11
Abb. 2.1-4:	Jährliche Zunahme an Totholzflächen [ha] von 1989-1998.....	13
Abb. 2.1-5:	Entwicklung der Totholzflächen [ha] von 1993-1998 differenziert nach der Höhenzone.....	13
Abb. 2.1-6:	Ergebnis der Totholzkartierung im alten Teil des Nationalparks Bayerischer Wald (vor 1997)	14
Abb. 2.1-7:	Zeitliche Entwicklung der HCB-Konzentrationen in Fichtennadeln	31
Abb. 2.1-8:	Dendrogramm basierend auf den genetischen Distanzen nach LYNCH & MILLIGAN (1994).....	33
Abb. 2.2-1:	Struktur des Informationssystems Umweltprobenbank IS UPB	35
Abb. 2.3-1:	Mögliches Reaktionsschema der Pyrosynthese von Benzo[a]pyren aus organischem Material	42
Abb. 2.3-2:	Bildung von höher kondensierten PAK aus kleineren Vorläufern	42
Abb. 2.3-3:	Abbaumechanismus von Phenanthren	45
Abb. 2.3-4:	PAK in der Umwelt – dargestellt am Beispiel von Benzo[a]pyren	46
Abb. 2.3-5:	Allgemeines Schema für die metabolische Aktivierung von PAK.....	47
Abb. 4.1-1:	Konzentrationsunterschiede zwischen Homogenat- und Einzelbaumanalysen in den Jahren 1985-1989	54
Abb. 4.1-2:	Konzentrationen in einjährigen Fichtentrieben aus dem Probenahmegebiet Warndt.....	55
Abb. 4.1-3:	Konzentrationsverlauf über 10 Jahre von Phenanthren in verschiedenen Probenahmegebieten	56
Abb. 4.1-4:	Lage der Teilflächen im Probenahmegebiet Dübener Heide.....	56
Abb. 4.1-5:	Phenanthren-Konzentrationen – Unterschiede zwischen Homogenat- und Einzelbaumanalysen	57
Abb. 4.1-6:	Konzentrationsverlauf über 10 Jahre von Phenanthren in verschiedenen Probenahmegebieten	58
Abb. 4.2-1:	Vergleich von PAK-Konzentrationen in Kiefern- (blau) und Fichtennadeln (orange).....	59
Abb. 4.2-2:	Vergleich von PAK-Konzentrationen in Kiefern- (blau) und Fichtennadeln (orange).....	60
Abb. 4.2-3:	Vergleich von PAK-Konzentrationen in Kiefern- (blau) und Fichtennadeln (orange).....	61
Abb. 4.2-4:	Vergleich von PAK-Konzentrationen in Pappel- (rot) und Buchenblättern (grün).....	63
Abb. 4.3-1:	Korrelationen (Spearman´scher Korrelationskoeffizient) zwischen dem Tausendnadelgewicht und der B[a]P-Konzentration in einjährigen Fichtentrieben aus dem Warndt/ Saarländischer Verdichtungsraum (oben, $r = -0,26$) und dem Bornhöveder Seengebiet (unten, $r = -0,59$)	66
Abb. 4.3-2:	Zusammenhang zwischen Tausendnadelgewicht und PAK-Konzentration in einjährigen Fichtentrieben aus dem Warndt (oben: FLU, unten: B[a]P)	67
Abb. 4.3-3:	Zusammenhang zwischen Trieblänge und PAK-Konzentration in einjährigen Fichtentrieben aus dem Warndt (oben: FLU, unten: B[a]P).....	68
Abb. 4.3-4:	Verlauf von Tausendnadelgewicht, Triebängen, B[a]P und FLU-Konzentration einjähriger Fichtentriebe aus dem Warndt (Saarländischer Verdichtungsraum).....	70
Abb. 4.4-1:	Lage der Fichtenprobenahmeflächen mit Höhenangabe im Nationalpark Berchtesgaden.....	71
Abb. 4.4-2:	Triebängen der Fichten von den im Screening 1991 untersuchten Flächen	72
Abb. 4.4-3:	Konzentrationen von Pyren in unterschiedlichen Höhenlagen [m ü. NN] der Nationalparks Berchtesgaden.....	72
Abb. 4.4-4:	Tausendnadelgewichte der Fichten von den im Screening 1991 untersuchten Flächen	73
Abb. 4.5-1:	Fluoranthren-Konzentrationen in einjährigen Fichtentrieben aus den einzelnen Probenahmegebieten	75
Abb. 4.5-2:	Vergleich der Nutzungsstruktur im Umfeld der Probenahmeflächen im Saarländischen Verdichtungsraum (Warndt) und in der Dübener Heide	76
Abb. 4.5-3:	Benzo[e]pyren-Konzentrationen in einjährigen Fichtentrieben aus den einzelnen Probenahmegebieten.....	77
Abb. 4.5-4:	Konzentrationsunterschiede von leichtflüchtigen PAK zwischen Gebieten in Ost- (Hochharz und Dübener Heide) und Westdeutschland (Bayerischer Wald und Warndt).....	78

Abb. 4.5-5:	Konzentrationsunterschiede von schwerflüchtigen PAK zwischen Gebieten in Ost- (Hochharz und Dübener Heide) und Westdeutschland (Bayerischer Wald und Warndt).....	79
Abb. 4.5-6:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leichtflüchtige PAK	81
Abb. 4.5-7:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – schwerflüchtige PAK	81
Abb. 4.5-8:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leicht- und schwerflüchtige PAK	82
Abb. 4.5-9:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leichtflüchtige PAK (hellgrün: naturnahe Ökosysteme, orange: Agrar-Ökosysteme, rot: ballungsraumnahe Ökosysteme).....	83
Abb. 4.5-10:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – schwerflüchtige PAK	83
Abb. 4.5-11:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leicht- und schwerflüchtige PAK	84
Abb. 4.5-12:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leichtflüchtige PAK	84
Abb. 4.5-13:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – schwerflüchtige PAK	85
Abb. 4.5-14:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leicht- und schwerflüchtige PAK	85
Abb. 4.5-15:	Exposition der Probenahmefläche Hochharz gegenüber potentiellen Emittenten.....	87
Abb. 4.5-16:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – leichtflüchtige PAK	88
Abb. 4.5-17:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die B[e]P normiert wurden – schwerflüchtige PAK	88
Abb. 4.5-18:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – leichtflüchtige PAK	89
Abb. 4.5-19:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – schwerflüchtige PAK	90
Abb. 4.5-20:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – leichtflüchtige PAK	91
Abb. 4.5-21:	Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – schwerflüchtige PAK	91
Abb. 4.5-22:	Beispiele für die sprunghafte Veränderung der PAK-Verhältnisse zwischen naturnahen Ökosystemen und ballungsraumnahen Ökosystemen	93
Abb. 4.5-23:	Beispiele für die PAK-Verhältnisse zwischen gleichen bzw. vergleichbaren Ökosystemtypen	94
Abb. 5.1-1:	Potentieller Einfluss der Flächennutzung auf die stoffliche Belastung eines Waldökosystems.....	100
Abb. 5.1-2:	Potentieller Einfluss der Flächennutzung auf die stoffliche Belastung eines Waldökosystems.....	100
Abb. 5.1-3:	Benz(a)pyren-Gehalte in 17 Einzelbäumen des Screenings 1998.....	102
Abb. 5.1-4:	potentielle Einflussfaktoren auf die stoffliche „Belastung“ in Ökosystemen.....	102
Abb. 5.2-1:	Daten zur Beschreibung der ökologisch-strukturellen Ausstattung im Umfeld der einzelnen Ökosysteme	103
Abb. 5.2-2:	Nutzung der Datenquellen	104
Abb. 5.2-3:	Theoretischer Aufbau einer Nomenklatur der Bodenbedeckung.....	105
Abb. 5.2-4:	Gesamtüberblick zur Bodenbedeckung in Europa	108
Abb. 5.2-5:	Lage der DWD-Stationen	110
Abb. 5.2-6:	GTOPO30	112
Abb. 5.3-1:	Datenbankstruktur Klimadaten	113
Abb. 5.3-2:	Zuordnung der DWD-Stationen zu den Probenahmeflächen der UPB.....	114

Abb. 5.5-1:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Dübener Heide (▲ = DWD-Station)	120
Abb. 5.5-2:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Warndt (▲ = DWD-Station).....	121
Abb. 5.5-3:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Steinbachtal (▲ = DWD-Station)	123
Abb. 5.5-4:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Bornhöved (▲ = DWD-Station).....	124
Abb. 5.5-5:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Oberbayerisches Tertiärhügelland (▲ = DWD-Station)	126
Abb. 5.5-6:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Solling (▲ = DWD-Station)	127
Abb. 5.5-7:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Hochharz (▲ = DWD-Station).....	129
Abb. 5.5-8:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Bayerischer Wald (▲ = DWD-Station)	130
Abb. 5.5-9:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Berchtesgaden (▲ = DWD-Station)	132
Abb. 5.5-10:	Prozentuale Windhäufigkeiten im Winterhalbjahr 2000/2001	136
Abb. 5.5-11:	Hangneigungsgrid – berechnet aus dem GTOPO 30, U.S. Geological Survey.....	137
Abb. 6.2-1:	verschiedene Typen von Nervenzellen	139
Abb. 6.3-1:	Wissenschaften mit Verbindung zum Gebiet der neuronalen Netze	141
Abb. 6.3-2:	Künstliches neuronales Netz als Abbildungsvorschrift	142
Abb. 6.3-3:	Zellen als stark idealisierte Neuronen	143
Abb. 6.3-4:	Architektur künstlicher neuronaler Netze	144
Abb. 6.3-5:	Mathematische Modellierung eines einzelnen Neuron.....	144
Abb. 6.3-6:	Gebräuchliche Aktivierungsfunktionen	145
Abb. 6.3-7:	Zweischichtiges FF-Netz.....	146
Abb. 6.3-8:	RBFN zur Approximation der Funktion $y = f(x_1, x_2)$	149
Abb. 6.3-9:	ζ^q als Zentrumsvektor einer Gaußglocke	149
Abb. 6.3-10:	Approximationsverhalten eines RBFN	151
Abb. 6.3-11:	GRNN zur Approximation der Funktion $y = f(x_1, x_2)$	153
Abb. 6.3-12:	Approximationsverhalten eines GRNN läuterungen siehe Text)	155
Abb. 6.4-1:	Berechnung des normvektors	158
Abb. 6.4-2:	Aufbau von in (Input) und out (Output).....	159
Abb. 6.4-3:	Funktion $y = \text{grnn}(x, \text{lin}, \text{lout}, \text{sigma})$	162
Abb. 6.4-4:	Arbeitsweise des Iterations-Verfahrens für unterschiedlich gewählte Werte (p_{Start} , step, rep).....	169
Abb. 6.4-5:	Ablaufschema	170
Abb. 6.5-1:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Belziger Vorflämung	176
Abb. 6.5-2:	Mittlere Tagesmitteltemperaturen und Niederschlagshöhen 1961-1990 im Bereich des Lahn-Dill-Berglandes.....	178
Abb. 6.5-3:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Dilltal/Haiger	179
Abb. 6.5-4:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Schmallebenberg	182
Abb. 6.5-5:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Wassertrüdingen	184
Abb. 6.5-6:	Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Trier/Morbach	187

Abb. 6.5-7:	Tausendnadelgewichte der Fichten aus den Probenahmegebieten der Umweltprobenbank und den Validierungsgebieten.....	188
Abb. 6.5-8:	Triebblängen der Fichten aus den Probenahmegebieten der Umweltprobenbank und den Validierungsgebieten.....	189
Abb. 6.6-1:	Prozentualer analytischer Fehlerbereich für einzelne PAK	229
Abb. 6.6-2:	Prozentualer analytischer Fehlerbereich für einzelne PAK	230
Abb. 6.6-3:	Prozentualer analytischer Fehlerbereich für einzelne PAK	231
Abb. 6.6-4:	Prozentualer analytischer Fehlerbereich für einzelne PAK	231
Abb. 6.6-5:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Belziger Vorfläming.....	232
Abb. 6.6-6:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Haiger/Dilltal im Westerwald.....	232
Abb. 6.6-7:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Schmallenberg im Rothaargebirge	233
Abb. 6.6-8:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land.....	233
Abb. 6.6-9:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Trier/Morbach im Hunsrück	233
Abb. 6.6-10:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Belziger Vorfläming.....	234
Abb. 6.6-11:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Haiger im Westerwald.....	235
Abb. 6.6-12:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Schmallenberg im Rothaargebirge	236
Abb. 6.6-13:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land.....	237
Abb. 6.6-14:	Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Trier/Morbach im Hunsrück.....	238
Abb. 7.1-1:	Lage des Validierungsgebietes Schmallenberg	240
Abb. 7.1-2:	Lage des Validierungsgebietes Belzig	241

Tab. 2.1-1:	Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes	6
Tab. 2.1-2:	Hauptökosystemtypen der Bundesrepublik Deutschland	7
Tab. 2.1-3:	Geländeuntergliederung des Nationalparks Bayerischer Wald im Einzugsgebiet Große Ohe	12
Tab. 2.1-4:	Geländeuntergliederung.....	15
Tab. 2.1-5:	klimatische Charakterisierung des Westerzgebirges.....	16
Tab. 2.1-6:	Baumartenverteilung (in %) im Pfälzerwald	18
Tab. 2.1-7:	Monats- und Jahressummen des Niederschlags in mm.....	20
Tab. 2.1-8:	Monats- und Jahresmitteltemperaturen in °C (1931-1960)	20
Tab. 2.1-9:	Zusammenstellung der für die Fragestellung wichtigen Parameter.....	24
Tab. 2.1-10:	PAK-Konzentrationen in verschiedenem Probenmaterial einer Fichte.....	32
Tab. 2.1-11:	Genetische Distanzen nach LYNCH & MILLIGAN (1994) zwischen Fichten (jeweils n = 30) aus verschiedenen Probenahmegebieten.....	32
Tab. 2.1-12:	Genetische Diversität nach LYNCH & MILLIGAN (1994) innerhalb (fett) und zwischen den Fichtenpopulationen (jeweils n = 30) aus verschiedenen Probenahmegebieten.....	33
Tab. 2.2-1:	Biometrische Daten, die an Proben der Umweltprobenbank erhoben werden	34
Tab. 2.2-2:	Überblick über den Datenbestand.....	36
Tab. 2.3-1:	Auflistung der im Rahmen der Umweltprobenbank analysierten PAK.....	38
Tab. 2.3-2:	Kenndaten der PAK	41
Tab. 2.3-3:	Quellen atmosphärischen PAK-Eintrags in den Vereinigten Staaten	44
Tab. 2.3-4:	PAK-Emissionen [t/Jahr] in Westdeutschland von 1985	44
Tab. 2.3-5:	Bedeutung der PAK	48
Tab. 2.3-6:	Grenzwerte, Richtwerte und Empfehlungen zum Schutz des Menschen vor Belastungen durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	50
Tab. 4.2-1:	Sig. (2-seitig) – t-Test (Signifikanzniveau 0,01).....	62
Tab. 4.3-1:	Zusammenhänge zwischen den PAK-Konzentrationen und bestimmten biometrischen Parametern.....	69
Tab. 4.4-1:	Korrelationen (Pearson) zwischen PAK und Trieblänge	73
Tab. 4.4-2:	Korrelationen (Pearson) zwischen PAK und Tausendnadelgewicht.....	74
Tab. 4.5-1:	Nutzungsstrukturen laut CORINE Land Cover und NATLAN in der Umgebung der Probenahmeflächen (Angaben in km ²).....	87
Tab. 4.5-2:	B[e]P-Konzentrationen in einjährigen Fichtentrieben – 2001	90
Tab. 4.5-3:	Qualitative und quantitative Unterschiede zwischen Ökosystemen bzw. Ökosystemtypen	95
Tab. 4.5-4:	Prozentualer Anteil sprunghafter Veränderungen zwischen leicht- und schwerflüchtigen PAK	98
Tab. 5.2-1:	CORINE Land Cover Nomenklatur	106
Tab. 5.2-2:	Informationen zu den einzelnen Datenquellen	107
Tab. 5.2-3:	Stationszuordnung	109
Tab. 5.2-4:	Projektionsinfos zu GTOPO30	111
Tab. 5.4-1:	Rotierte Komponentenmatrix	115
Tab. 5.5-1:	Projektionsparameter	118
Tab. 5.5-2:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Dübener Heide.....	120
Tab. 5.5-3:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Dübener Heide.....	121
Tab. 5.5-4:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Warndt	122
Tab. 5.5-5:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Warndt	122
Tab. 5.5-6:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Steinbachtal	123

Tab. 5.5-7:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Steinbachtal	124
Tab. 5.5-8:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Bornhöveder Seengebiet	125
Tab. 5.5-9:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Bornhöveder Seengebiet	125
Tab. 5.5-10:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Oberbayerisches Tertiärhügelland	126
Tab. 5.5-11:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Oberbayerisches Tertiärhügelland	127
Tab. 5.5-12:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Solling	128
Tab. 5.5-13:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Solling	128
Tab. 5.5-14:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Hochharz.....	129
Tab. 5.5-15:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Hochharz.....	130
Tab. 5.5-16:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Bayerischer Wald.....	131
Tab. 5.5-17:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Bayerischer Wald.....	131
Tab. 5.5-18:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Berchtesgaden.....	132
Tab. 5.5-19:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Berchtesgaden.....	133
Tab. 5.5-20:	Klassifizierung der prozentualen Häufigkeit der Windrichtungen und der daraus resultierende Multiplikator.....	134
Tab. 5.5-21:	Parameter zur Berechnung des Expositionswertes (Jahr 2001)	135
Tab. 6.5-1:	Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in Moosen (<i>Scleropodium purum</i>) der Beprobungsstelle BB80 (4533,180/5776,280) im Vergleich zu den Medianen in Brandenburg und deutschlandweit	176
Tab. 6.5-2:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Belziger Vorfläming.....	177
Tab. 6.5-3:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Belziger Vorfläming.....	177
Tab. 6.5-4:	Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in Moosen (<i>Pleurozium schreberi</i>) der Beprobungsstelle HE6 (3456,400/5613,000) im Vergleich zu den Medianen in Hessen und deutschlandweit	179
Tab. 6.5-5:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Dilltal/Haiger	180
Tab. 6.5-6:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Dilltal/HAiger	180
Tab. 6.5-7:	Jahresmitteltemperatur und Temperaturextreme an der Messstation Kahler Asten.....	181
Tab. 6.5-8:	Mittlere Monatsniederschläge der Messstation Kahler Asten.....	181
Tab. 6.5-9:	Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in den Moosen <i>Pleurozium schreberi</i> der Beprobungsstelle NW46 (3468,850/5674,825) und <i>Scleropodium purum</i> der Beprobungsstelle NW76 (3449,000/5675,000) im Vergleich zu den Medianen der beiden Arten in Nordrhein-Westfalen und deutschlandweit	181
Tab. 6.5-10:	Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Schmalleberg	182
Tab. 6.5-11:	Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Schmalleberg.....	183

Tab. 6.5-12: Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in Moosen (<i>Scleropodium purum</i>) der Beprobungsstelle BY48 (4404,825/5439,055) im Vergleich zu den Medianen in Bayern und deutschlandweit	184
Tab. 6.5-13: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Wassertrüdingen.....	185
Tab. 6.5-14: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Wassertrüdingen.....	185
Tab. 6.5-15: Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in Moosen (<i>Pleurozium schreberi</i>) der Beprobungsstelle RP31 (2581,580/5510,880) im Vergleich zu den Medianen in Rheinland-Pfalz und deutschlandweit	186
Tab. 6.5-16: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Trier/Morbach.....	186
Tab. 6.5-17: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Trier/Morbach	187
Tab. 6.5-18: Zusammenfassende Darstellung der wichtigsten Parameter	188
Tab. 6.5-19: Beispieltabelle - Auszug Fläming (Input 1).....	190
Tab. 6.5-20: Input 1: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung.....	191
Tab. 6.5-21: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorfläming (Input 1)	192
Tab. 6.5-22: Fehlerauswertung Belziger Vorfläming (Input 1)	192
Tab. 6.5-23: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 1).....	193
Tab. 6.5-24: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 1)	193
Tab. 6.5-25: Ergebnisse des GRNN für Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 1)	194
Tab. 6.5-26: Fehlerauswertung Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 1).....	194
Tab. 6.5-27: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 1).....	195
Tab. 6.5-28: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 1)	195
Tab. 6.5-29: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 1)	196
Tab. 6.5-30: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 1)	196
Tab. 6.5-31: Input 2: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung.....	198
Tab. 6.5-32: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorfläming (Input 2)	199
Tab. 6.5-33: Fehlerauswertung Belziger Vorfläming (Input 2)	199
Tab. 6.5-34: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 2).....	200
Tab. 6.5-35: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 2)	200
Tab. 6.5-36: Ergebnisse des GRNN für Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 2)	201
Tab. 6.5-37: Fehlerauswertung Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 2).....	201
Tab. 6.5-38: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 2).....	202
Tab. 6.5-39: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 2)	202
Tab. 6.5-40: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 2)	203
Tab. 6.5-41: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 2)	203
Tab. 6.5-42: Input 3: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung.....	204
Tab. 6.5-43: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorfläming (Input 3)	205
Tab. 6.5-44: Fehlerauswertung Belziger Vorfläming (Input 3)	205
Tab. 6.5-45: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 3).....	206
Tab. 6.5-46: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 3)	206
Tab. 6.5-47: Ergebnisse des GRNN für Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 3)	207
Tab. 6.5-48: Fehlerauswertung Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 3).....	207
Tab. 6.5-49: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 3).....	208
Tab. 6.5-50: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 3)	208
Tab. 6.5-51: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 3)	209
Tab. 6.5-52: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 3).....	209

Tab. 6.5-53: Input 4: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung.....	210
Tab. 6.5-54: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorfläming (Input 4)	211
Tab. 6.5-55: Fehlerauswertung Belziger Vorfläming (Input 4)	211
Tab. 6.5-56: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 4).....	212
Tab. 6.5-57: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 4)	212
Tab. 6.5-58: Ergebnisse des GRNN für Schmalleberg im Rothaargebirge (Input 4)	213
Tab. 6.5-59: Fehlerauswertung Schmalleberg im Rothaargebirge (Input 4).....	213
Tab. 6.5-60: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 4).....	214
Tab. 6.5-61: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 4)	214
Tab. 6.5-62: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 4)	215
Tab. 6.5-63: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 4)	215
Tab. 6.5-64: Input 5: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung.....	216
Tab. 6.5-65: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorfläming (Input 5)	217
Tab. 6.5-66: Fehlerauswertung Belziger Vorfläming (Input 5)	217
Tab. 6.5-67: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 5).....	218
Tab. 6.5-68: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 5)	218
Tab. 6.5-69: Ergebnisse des GRNN für Schmalleberg im Rothaargebirge (Input 5)	219
Tab. 6.5-70: Fehlerauswertung Schmalleberg im Rothaargebirge (Input 5).....	219
Tab. 6.5-71: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 5).....	220
Tab. 6.5-72: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 4)	220
Tab. 6.5-73: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 5)	221
Tab. 6.5-74: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 5)	221
Tab. 6.5-75: Input 6: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung.....	222
Tab. 6.5-76: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorfläming (Input 6)	223
Tab. 6.5-77: Fehlerauswertung Belziger Vorfläming (Input 6)	223
Tab. 6.5-78: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 6).....	224
Tab. 6.5-79: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 6)	224
Tab. 6.5-80: Ergebnisse des GRNN für Schmalleberg im Rothaargebirge (Input 6)	225
Tab. 6.5-81: Fehlerauswertung Schmalleberg im Rothaargebirge (Input 6).....	225
Tab. 6.5-82: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 6).....	226
Tab. 6.5-83: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 6)	226
Tab. 6.5-84: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 6)	227
Tab. 6.5-85: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 6)	227
Tab. 6.5-86: Ergebnisse aus den Netzläufen mit den Input-Sets 1-6	228
Tab. 7.2-1: PAK der National Priority Pollutant List der US-EPA, der Trinkwasserverordnung sowie des Projektes Umweltprobenbank des Bundes	244

Funktion 6.4-1:	Datensätze erzeugen	159
Funktion 6.4-2:	Funktion $y = \text{grnn}(x, \text{lin}, \text{lout}, \text{sigma})$	162
Funktion 6.4-3:	$\text{sigma_init} = \text{sigma_calculation}(\text{lin}, \text{lout}, \text{a})$	166
Funktion 6.4-4:	function $[\text{sigma_opt}, \text{s_opt_status}] = \text{sigma_iteration}(\text{lin}, \text{lout}, \text{sigma_init}, \text{s_status_init}, \text{step}, \text{rep}, \text{a})$	171
Funktion 6.4-6:	function $y = \text{error}(x_g, x_e)$	174

Abkürzungsverzeichnis

σ	Sigma
ζ	Zeta
ϑ	Theta
μg	Mykrogramm, 10 ⁻³ g
2,1-BNT	Benzo(b)naphtho[2,1-d]thiophen
A	Anthracen
a	Aktivierungsfunktion
Abb.	Abbildung
ANN	Artificial Neural Networks
ANT	Anthanthren
ATKIS	A mtliches topographisch- k artographisches I nformationssystem
B[a]A	Benzo[a]anthracen
B[a]P	Benzo[a]pyren
B[b]F	Benzo[b]fluoranthene
B[e]P	Benzo[e]pyren
B[ghi]FLU + B[c]PHE	Benzo[ghi]fluoranthen + Benzo[c]phenanthren
B[ghi]P	Benzo[ghi]perylen
BF[b]	Benzo[b]fluoranthene
BF[b+j+k]	Benzo[b]fluoranthene[b+j+k]
BF[k]	Benzo[k]fluoranthene
BUA	B eratergremium u mweltrelevanter A ltstoffe
CHR	Chrysen
CHR + TRI	Chrysen + Triphenylen
COR	Coronen
CORINE	Co ORDination of I Nformation on the E nvironment
CYC	Cyclopenta[cd]pyren
DB[a,h]A	Dibenz[a,h]anthracen
DNA	D eoxyribo N ucleic A cid (Desoxy-Ribonuklein-Säure)
EEA	E uropean E nvironment A gency
EINECS	E uropean I nventory of E xisting C ommercial S ubstances
EPA	E nvironmental P rotection A gency
FF-Netze	F eed- F oward- N etze
FLU	Fluoranthen
GRNN	G eneral R egression N eural N etwork
HCB	H exachlorbenzol
IND	Indeno[1,2,3-cd]pyren
ISUPB	Informationssystem Umweltpöbepbank
IUPAC	I nternational U nion of P ure and A ppplied Chemistry
k.A.	keine Angabe
Kfz	Kraftfahrzeug
KNN	K ünstliche N euronale N etze
K _{ow}	Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient
LWF	Landwirtschaftliche Flächen

MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
mg	Milligramm, 10^{-3} g
n	Stichprobenumfang
n.s.	nicht signifikant
ng	Nanogramm, 10^{-9} g
NN	Neuronale Netze
p	Eingangsvektor
PAH	polycyclic aromatic hydrocarbons
PAK	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PER	Perylen
PHE	Phenanthren
PNN	Probabilistic Neural Network
PYR	Pyren
RBFN	Radiale-Basis-Funktions-Netze
sigma-iteration 10%	Sigma-Bestimmung über Iterationsverfahren mit Vorgabe: maximale Abweichung in den Stützstellen 10%
SOC	Semivolatil Organic Compounds
Tab.	Tabelle
TRK	Technische Richtkonzentration
U	Menge der Neuronen
UPB	Umweltprobenbank des Bundes
w	Gewichtsvektor
WHO	World Health Organization.
z	Integrationsfunktion

1 Einleitung und Zielsetzung

Die Menschheit hat bereits seit Beginn ihres Bestehens in vielfältiger Weise verändernd auf ihre Umwelt eingewirkt. Im 20. Jahrhundert hat die Einflussnahme des Menschen auf seine Umwelt bedingt durch Industrialisierung und Bevölkerungswachstum ein bis dahin nicht gekanntes Ausmaß angenommen. Ein wichtiger Teilaspekt war und ist dabei die beabsichtigte oder unbeabsichtigte Emission (z.B. als Nebeneffekt technischer Prozesse) einer immer unüberschaubarer werdenden Zahl anthropogener chemischer Substanzen, zum Teil auch mit toxischen, mutagenen und/oder kanzerogenen Eigenschaften. In den letzten Jahrzehnten ist in der breiten Öffentlichkeit mit der Sensibilität für Umweltprobleme auch der berechtigte Wunsch gewachsen, die Freisetzung dieser Stoffe im Sinne eines vorbeugenden Gesundheits- und Umweltschutzes so weit wie möglich zu reduzieren, um nachteilige Auswirkungen auf den Menschen und seine Umwelt zu minimieren (EPPELE 1997).

Inzwischen hat der Schutz vor stofflichen Umweltbelastungen in Deutschland ein hohes Niveau erreicht, so dass für eine Reihe von chemischen Substanzen die Einträge in die Umweltmedien immer geringer werden. Hier ist es gelungen, das Wirtschaftswachstum von Umweltbelastungen durch Immissionen weitestgehend zu entkoppeln und eine deutliche Verbesserung der Umweltqualität zu erreichen. Dies gilt insbesondere für stoffliche Belastungen und auch Stoffeinträge in die Gewässer; beispielsweise hat die Artenvielfalt im Rhein stellenweise wieder einen ähnlichen Stand wie in den 20er Jahren dieses Jahrhunderts erreicht, wobei auch weitere Faktoren (Durchgängigkeit des Gewässers, Rückbau usw.) eine Rolle spielen. Die erzielten Fortschritte sind vor allem, die stoffliche Emissionen zu definieren und die Einleitung von Schadstoffen in Gewässer zu reduzieren. Regelungen wurden praktisch für alle Verursacherbereiche getroffen, darunter Kraftwerke (Großfeuerungsanlagen), Industrie, Verkehr, Landwirtschaft und

Haushalte. Die Grenzwerte werden entsprechend dem Stand der Technik periodisch fortgeschrieben und konnten im Bereich der Kraftwerke und der Industrie zum Teil auch für Altanlagen durchgesetzt werden. Fortschritte wurden ferner auf dem Gebiet der Anlagensicherheit und des Chemikalienrechts erzielt (http://www.dainet.de/bmu-cbd/nationalbericht/nationb98_10.htm).

Dennoch gelangen immer noch eine Vielzahl von Stoffen aus unterschiedlichsten Produktionsprozessen täglich in unsere Umwelt, wobei persistente organische „Schadstoffe“ durch atmosphärische Transport- und Depositionsprozesse weltweit verbreitet werden und daher auch fern von Emittenten nachgewiesen werden können (UMLAUF 1994). Allein im **European Inventory of Existing Commercial Substances** (EINECS) werden weltweit ca. 110000 Altstoffe aufgelistet, die vor dem 18.09.1981 im Bereich der Europäischen Union auf den Markt gebracht wurden (GDCh/BUA 1987). Nur für einen sehr geringen Teil der Stoffe (weniger als 10% der in der EINECS-Liste geführten Substanzen werden regelmäßig und systematisch überwacht) gibt es Informationen darüber, in welcher Menge, auf welchem Wege und an welcher Stelle der Eintritt in die Umwelt erfolgt, und wie sich diese Stoffe in der Umwelt verhalten und human- und ökotoxikologisch auswirken. Um diese Kenntnislücke zu schließen, ist der Bereich der Umweltbeobachtung vor allem in den letzten zwei Jahrzehnten immer weiter ausgebaut worden.

Gerade in Bezug auf **Stoffe** ist in diesem Zusammenhang die **Umweltprobenbank des Bundes** als ein relativ weit entwickelter Baustein der integrierenden Umweltbeobachtung zu nennen (siehe auch Kap. 2.1, S. 5).

Im konzeptionellen Ansatz der Umweltprobenbank des Bundes wurden die Probenahmegebiete (= Untersuchungsgebiete) so ausgewählt, dass die **Hauptökosystemtypen** in Deutschland unter Berücksichtigung unterschiedlicher Intensität anthropogener Beeinflussung und Flächennutzung vertreten sind und die Gebiete dadurch in ihrer Gesamtheit für die Umweltsituation in Deutschland weitge-

hend **repräsentativ** sein sollen (KLEIN et al. 1994).

Damit ist in der Umweltprobenbank des Bundes der **repräsentative Indikatoransatz** realisiert, der im Bereich der Umweltbeobachtung das Ziel verfolgt, in wenigen repräsentativen Untersuchungsgebieten einen möglichst hohen Informationsgehalt zu erzielen. Neben den Anforderungen an Repräsentativität spielten auch Faktoren wie Kosten, die Suche nach Gebieten mit hohem Erkenntnisstand usw. als weitere Entscheidungshilfen bei der Auswahl eines optimalen Netzes ökologischer Umweltbeobachtungsgebiete eine Rolle (PAULUS et al. 1990). Die Einrichtung derartiger Umweltbeobachtungsgebiete bietet den Vorteil in ein und demselben Gebiet zahlreiche unterschiedliche Akkumulationsindikatoren nutzen zu können. Es können somit breitere Stoffspektren erfasst als auch System-Level-Phänomene (u.a. Nahrungsketteneffekte, Stofftransfers) Berücksichtigung finden. Hierdurch entsteht der Vorteil der Informationsverdichtung, d.h. es werden über bestimmte Räume eine Fülle von Informationen gesammelt, die zur Interpretation rückstandanalytisch gewonnener Daten und für ein besseres Verständnis des Umweltzustandes zwingend erforderlich sind (KLEIN 1999).

Demgegenüber steht im Bereich der Umweltbeobachtung der mehr **flächendeckende An-**

satz. Im Vordergrund dieses Ansatzes steht der Versuch, in möglichst großer räumlicher Ausdehnung Information zu sammeln. Aus Gründen der Praktikabilität (darunter fallen sowohl Kosten als auch Durchführbarkeit) können bei diesem Ansatz jedoch nur wenige Informationen gewonnen werden, d.h. der großen räumlichen Ausdehnung der Erhebungen steht ein geringer Informationsgehalt gegenüber.

Der ökosystemare Ansatz zur Erfassung der Umweltsituation, welcher der Auswahl der Probenahmegebiete zugrunde gelegt wurde, hat für diese Arbeit wesentliche Bedeutung und ist daher in Kap. 2.1.1 (S. 6) ausführlich dargestellt. Entscheidend dabei ist, dass Informationen, die in einem bestimmten Ökosystemtyp gewonnen werden, auf vergleichbare Ökosysteme übertragen werden können, so dass diese Informationen nicht nur einen lokal-spezifischen Charakter haben, sondern in einem gewissen Umfang auch für den entsprechenden Ökosystemtyp repräsentativ sind. Hiermit wird versucht, dem Wunsch nach flächendeckender Information gerecht zu werden.

Dieses in der Umweltbeobachtung doch sehr relevante Problem ist in folgender Abbildung verdeutlicht.

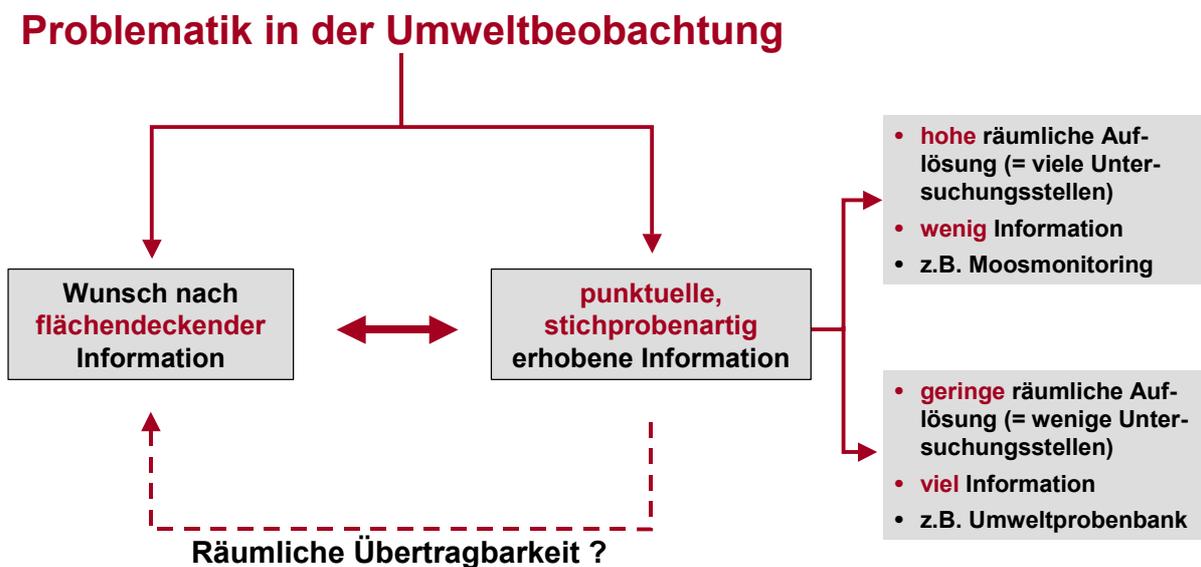


Abb. 2.1-1: Problematik im Bereich der Umweltbeobachtung

Hieraus ergibt sich auch die im Vordergrund dieser Arbeit stehende Frage nach der **Leistungsfähigkeit von Umweltdaten**. Ausgangspunkt für diesen Ansatz sind zwei wesentliche Probleme im Bereich der Umweltbeobachtung.

Zum einen existiert inzwischen eine sehr große Menge/„Unmenge“ an Daten zu den unterschiedlichsten Umweltparametern, die zum größten Teil als „teuer bezahlte, aber wertlose Datenfriedhöfe existieren“ (BALLSCHMITER 1990, S. 7). Trotz der Tatsache, dass diese Daten noch nie umfassend ausgewertet wurden, erzeugt man ständig neue Daten. Durch das Zusammenführen von unterschiedlichen Umweltdaten zu einer gemeinsamen Auswertung soll die Leistungsfähigkeit dieser Daten im Hinblick auf das zweite wesentliche Problem im Bereich der Umweltbeobachtung, die Extrapolation von punktuell erhobenen Daten, bewertet werden.

Es steht damit die Frage der **räumlichen Übertragbarkeit** von Daten im Mittelpunkt, wobei überprüft werden soll, inwieweit eine Übertragung von stichprobenartig in bestimmten Ökosystemtypen ermittelten Ergebnissen auf andere Ökosysteme des gleichen Typs möglich ist.

Bisher geht man bei der Frage nach der räumlichen Übertragbarkeit meist von der Quelle aus. In Ausbreitungsmodellen, die sich z.B. mit der Ausbreitung von Schadstoffen aus Einzelquellen (z.B. Kraftwerken oder Müllverbrennungsanlagen), für deren Genehmigungen vom Gesetzgeber eine Ausbreitungsrechnung nach der TA-Luft vorgeschrieben ist, beschäftigen, versucht man **von der Emission zur Immission** zu gelangen. Die räumliche Größenordnung reicht hierbei von der Betrachtung einzelner Emittenten über stadtklimatische Fragen, der Untersuchung ganzer Ballungsräume bis hin zu weltweiten Ansätzen. Dabei ist bekannt, dass die Immissionsituation in den bodennahen Luftschichten sowohl von den Emissionen als auch von den meteorologischen Ausbreitungsbedingungen sowie den topographischen Bedingungen (wie Relief und Flächennutzung) bestimmt wird. Die Anforderungen an die eingesetzten Modelle sind dem-

entsprechend vielfältig und die möglichen Modellansätze auf die jeweiligen Fragestellungen zugeschnitten. Hierbei ist es natürlich sehr aufwendig und schwierig, jeden Parameter mit potentielltem Einfluss in ausreichendem Maß und richtig zu simulieren.

Auch für die Betrachtung der Immission existieren Modellansätze, die als Immissionsmodelle bezeichnet werden. Jedoch basieren auch diese auf Emissionsrechnungen. Einfachere Immissionsmodelle klassifizieren lediglich die Emissions- und Ausbreitungssituationen, anspruchsvollere simulieren dagegen den Ausbreitungsvorgang (numerische Ausbreitungsmodelle). Im Unterschied dazu wird im Rahmen dieser Arbeit **von der konkret, gemessenen Immission auf verschiedenen Baumarten** ausgegangen, womit der für Mensch, Tier, Pflanze bedeutendere Teil im Kontext Emission/Immission im Vordergrund steht.

Die im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes untersuchten **Stoffe** sind Repräsentanten von Stoffen bzw. Stoffgruppen, die entweder Bedeutung für den physiologischen Grundzustand oder nachteilige Wirkungen (toxisch, kanzerogen, mutagen, hormonell, etc.) für Lebewesen haben. Zur Zeit werden die Umweltproben der Umweltprobenbank vor der Einlagerung standardmäßig neben Methylquecksilber (CH_3Hg_x), als metallorganische Verbindung, auf eine Auswahl von anorganischen Elementen sowie organischen Substanzen [Chlorkohlenwasserstoffe (CKW) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)] untersucht. Die Analyse der Proben erfolgt nach den in den Standardarbeitsanweisungen [Standard Operating Procedures (SOPs)] beschriebenen Verfahren (Umweltbundesamt 1996).

Zur Überprüfung der oben genannten Frage nach der räumlichen Übertragbarkeit wurde die Stoffgruppe der **polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)** gewählt, die als Indikatoren für die luftgetragene stoffliche Belastung dienen. Einigen von den weit über 100 bekannten Stoffen aus der Gruppe der PAK wird ein Gefährdungspotential für die menschliche Gesundheit zugeschrieben, so

dass PAK Bestandteile zahlreicher nationaler und internationaler Listen von Chemikalien mit Umweltrelevanz (BUA 1989) und Untersuchungsparameter jedes umfassenden Monitoringprogramms sind. Allerdings ist bisher nur ein geringer Teil der PAK auf seine biologische Wirksamkeit, insbesondere auf seine kanzerogene Wirkung, untersucht (siehe Kap. 2.3, S. 38). Zudem können sie sich aufgrund ihrer guten fettlöslichen Eigenschaften über die Nahrungskette im tierischen Gewebe anreichern (MAHRO & KÄSTNER 1993). Ökotoxische Wirkungen fanden erst später Beachtung, wobei die Aufmerksamkeit hier zunächst den Wasserorganismen, später auch den Bodenorganismen galt.

2 Grundlagen

Zum besseren Verständnis dieser Arbeit und der in ihrem Rahmen verwendeten Daten sollen zunächst grundlegende Aspekte der **Umweltprobenbank des Bundes** und zur **Stoffgruppe der PAK** erläutert werden. Hierunter fallen auch die Aspekte wie **Probenarten** und deren Akkumulationsverhalten bzw. deren genetische Charakterisierung.

tung (siehe Abb. 2.1-1), ist eine Daueraufgabe des Bundes und derzeit das einzige bundesweite Umweltüberwachungsprogramm, in dem repräsentative biotische und abiotische Umwelt- und Humanproben regelmäßig gesammelt, biometrisch und rückstandsanalytisch charakterisiert und chemisch veränderungsfrei für spätere retrospektive Analysen gelagert werden (u.a. <http://www.umweltprobenbank.de>, KLEIN et al. 1994). An eine fünfjährige Pilotphase anschließend, in der die Durchführbarkeit des Projektes untersucht wurde, befindet sich die Umweltprobenbank seit 1985 im Aufbau. Seit 1994 wird die Umweltprobenbank auf einer neuen konzeptionellen Basis im Rahmen einer fortgeschriebenen Konzeption weitergeführt. Der sukzessive Ausbau erfolgte bis zum Vollbetrieb im Jahr 2001 (PAULUS 1998).

2.1 Umweltprobenbank

Die **Umweltprobenbank des Bundes**, als ein Instrument der integrierenden Umweltbeobach-



Abb. 2.1-1: Betrachtungsansätze zur Beschreibung des Umweltzustandes sowie ihre Verknüpfung mit verschiedenen Beobachtungssystemen und den räumlichen Einheiten (verändert nach KLEIN 1999)

2.1.1 Konzept der Umweltprobenbank

Die Auswahl der Probenahmegebiete (= Untersuchungsgebiete) erfolgte so, dass die Hauptökosystemtypen in Deutschland unter Berücksichtigung unterschiedlicher Intensität anthropogener Beeinflussung und Flächennutzung vertreten sind und die Gebiete dadurch in ihrer Gesamtheit für die Umweltsituation in Deutschland weitgehend repräsentativ sein sollen (KLEIN et al. 1994).

Neben den Anforderungen an Repräsentativität wurden bei der Auswahl der Probenahmegebiete auch Aspekte der Praktikabilität und Durchführbarkeit berücksichtigt.

Im Rahmen des Auswahlverfahrens wurde deshalb in einem ersten Schritt eine Gliederung der Umwelt Deutschlands in Hauptökosystemtypen vorgenommen und eine Liste von ca. 140 möglichen Räumen erarbeitet, die garantierte, dass die wichtigsten Ökosysteme der Bundesrepublik Deutschland vertreten sind. Jeder Hauptökosystemtyp sollte in dem Projekt Umweltprobenbank des Bundes mindestens einmal vertreten sein, um einen maximalen ökologischen Informationsgehalt zu gewährleisten. Anhand klar definierter Kriterien (u.a.

langfristige Nutzungskonstanz, ausreichende Mindestgröße, Verfügbarkeit geeigneter Probenarten) (siehe u.a. LEWIS et al. 1989, PAULUS et al. 1990) konnte dann ein optimales Netz von Probenahmegebieten ausgewählt werden, die die nach der Wiedervereinigung durch Gebiete aus den neuen Bundesländern ergänzt wurden. In Tab. 2.1-1 sind die Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes aufgelistet.

Der Auswahlprozess, der zu diesem Ergebnis führte, ist u.a. in LEWIS et al. (1989) und PAULUS et al. (1990) beschrieben.

Der ökosystemare Ansatz zur Erfassung der Umweltsituation, der der Auswahl von Probenahmegebieten zugrunde gelegt wurde, hat für diese Arbeit wesentliche Bedeutung und soll deshalb hier ausführlicher vorgestellt werden. Wesentlich dabei ist, dass Informationen, die in einem bestimmten Ökosystemtyp gewonnen werden, auf vergleichbare Ökosysteme übertragen werden können, so dass diese Informationen nicht nur einen lokalspezifischen Charakter haben, sondern in einem gewissen Umfang auch für den entsprechenden Ökosystemtyp repräsentativ sind.

Tab. 2.1-1: Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes

Ökosystemtyp	Probenahmegebiete
Naturnahe Ökosysteme	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biosphärenreservat/Nationalpark Berchtesgaden ▪ Biosphärenreservat/Nationalpark Bayerischer Wald ▪ Nationalpark Harz
Forst-Ökosysteme	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biosphärenreservat Pfälzerwald ▪ Solling
Agrar-Ökosysteme	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bornhöveder Seengebiet ▪ Oberbayerisches Tertiärhügelland
Ballungsraumnahe Ökosysteme	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Saarländischer Verdichtungsraum ▪ Dübener Heide
Limnische Ökosysteme	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fließgewässersystem Elbe ▪ Fließgewässersystem Rhein
Marine Ökosysteme	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Biosphärenreservate/Nationalparks Wattenmeere ▪ Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft

Ökosysteme sind als räumliche Wirkungsgefüge komplexe Gebilde, deren Identität sich aus der Existenz und charakteristischen Kombination der enthaltenen Elemente ergibt. Die Summe aller vorhandenen Elemente und deren Wechselbeziehungen definieren ein Ökosystem als Individuum, das mit keinem anderen Ökosystem vollkommen identisch ist. Demnach bestehen zwischen ähnlichen Ökosystemen entsprechend ihrer Merkmale fließende Übergänge, so dass nur mit Hilfe künstlicher Abgrenzungen eine Unterteilung in Ökosystemtypen vorgenommen werden kann (vgl. LEWIS et al. 1989).

Im Rahmen der Umweltprobenbank werden unter Hauptökosystemen **Makrosysteme** im Sinne von SCHUBERT (1991) verstanden, der bei der Klassifikation ökologischer Systeme von konkreten Lebensgemeinschaften, den Biozönosen bzw. im terrestrischen Bereich von

Biogeozönosen ausgeht, die er nach weitgehend ähnlichen ökologischen Bedingungen zu Biozönosenklassen zusammenfasst. Diese bilden größere ökologische Einheiten, die Makroökosysteme. In diesen sind die herrschenden Primär- und Sekundärproduzenten ähnlich.

Die weitere Vorgehensweise bei der Auswahl repräsentativer Probenahmegebiete für die Umweltprobenbank des Bundes, die jeden Hauptökosystemtyp mindestens einmal berücksichtigen sollte, ist in Kap. 2.1.2 (S. 8) beschrieben. Von den in der Tabelle aufgeführten Hauptökosystemtypen wurden aufgrund des dominanten Vorkommens und des entscheidenden Einflusses auf die Umwelt nur die in Tab. 2.1-2 rot gekennzeichneten Ökosystemtypen bei der Auswahl von geeigneten Probenahmegebieten berücksichtigt.

Tab. 2.1-2: Hauptökosystemtypen der Bundesrepublik Deutschland (verändert nach SCHUBERT 1991)

Hauptökosystemtypen der Bundesrepublik Deutschland			
Marine Ökosysteme	Limnische Ökosysteme	Semiterrestrische Ökosysteme	Terrestrische Ökosysteme
1. Ozeanische Ökosysteme	1. Tiefe Süßwasser-Ökosysteme	1. Moore und Bruchwälder	1. Temperate sommergrüne Laubwald-Ökosysteme
2. Neritische Ökosysteme	2. Flache Süßwasser-Ökosysteme		2. Immergrüne Nadelwald-Ökosysteme
3. Ökosysteme der Gezeitenküste	3. Süßwassertümpel-Ökosysteme		3. Hochgebirgs-Strauch- und Zwergstrauch-Ökosysteme
4. Ästuar-Ökosysteme	4. Permanente Fließgewässer-Ökosysteme		4. Temperate Strauch- und Zwergstrauch-Ökosysteme
			5. Alpine Matten
			6. Dünen
			7. Gesteinsfluren
			8. Wiesen der gemäßigten Breiten
			9. Kulturpflanzenbestände
			10. Künstliche Hochleistungs-Ökosysteme
			11. Urban-industrielle Ökosysteme

2.1.2 Probenahmegebiete

Wie bereits oben erwähnt, wurden die Probenahmegebiete der Umweltprobenbank so festgelegt, dass die **Hauptökosystemtypen** in Deutschland unter Berücksichtigung unterschiedlicher Intensität anthropogener Beeinflussung und der Flächennutzung vertreten sind und die Gebiete dadurch in ihrer Gesamtheit für die Umweltsituation in Deutschland weitgehend **repräsentativ** sind (KLEIN et al. 1994).

Gegenüber einem mehr oder weniger flächendeckenden Ansatz, bei dem von zahlreichen Probenahmestellen wenige weit verbreitete Arten beprobt werden, hat die Auswahl derartiger Schwerpunkträume den Vorteil, dass in einem Probenahmegebiet mehrere Akkumulationsindikatoren eingesetzt werden können und zusätzlich die Möglichkeit zu einer ausreichenden Erfassung von Zusatzinformationen besteht, die zur Interpretation der Analyseergebnisse unbedingt notwendig ist.

Da es jedoch nicht möglich ist, derartige Schwerpunkträume vollständig zu beproben, wurden innerhalb der Probenahmegebiete in einem weiteren Schritt nach dem Konzept der Wassereinzugsgebiete (National Board of Waters and Environment 1989) repräsentative **Gebietsauschnitte** (Teilökosysteme) abgegrenzt, in denen die Probenahmen nach standardisierten Richtlinien flächenrepräsentativ durchgeführt werden (KLEIN & PAULUS 1995).

In Abb. 2.1-2 sind die Probenahmegebiete dargestellt, in denen im Rahmen der Umweltprobenbank Proben u.a. auch von den beiden Nadelbaumarten **Fichte** (*Picea abies*) und **Kiefer** (*Pinus sylvestris*) und den beiden Laubbaumarten Buche (*Fagus sylvatica*) und Pappel (*Populus nigra*) gesammelt werden und die damit auch Relevanz für diese Arbeit haben.

Im Folgenden werden die einzelnen in die Untersuchungen einbezogenen Ökosystemtypen charakterisiert sowie die Probenahmegebiete näher beschrieben, in denen Proben von Nadel- bzw. Laubbäumen entnommen werden. Da viele der rein verbal beschriebenen Fakten nicht für die Modellbildung verwendet wurden,

dienen die folgenden Charakterisierungen der Ökosysteme lediglich zu einem besseren Verständnis ihrer Unterschiede in Bezug auf die naturräumliche Ausstattung, geographische Lage und anthropogene Beeinflussung. Eine Beschreibung der **Flächennutzung** im Umfeld der Probenahmefläche anhand von CORINE Land Cover-Daten erfolgt in Kap. 5.5.1 (S. 118) sowohl graphisch (Abb. 5.5-1 (S. 120) bis Abb. 5.5-9 (S. 132) als auch tabellarisch Tab. 5.5-3 (S. 121) bis Tab. 5.5-18 (S. 132).

2.1.2.1 Naturnahe Ökosysteme

Unter den Begriff „**Naturnahe Ökosysteme**“ fallen Gebiete, in denen sich der größte Teil der Lebensgemeinschaften einen natürlichen oder naturnahen Charakter bewahrt hat. Diese Gebiete sind gekennzeichnet durch eine geringe menschliche Besiedlungsdichte und durch das damit verbundene geringe Vorkommen von Emittenten, was auch die Dichte/Belastung durch Kfz-Verkehr einschließt. Diese Gebiete weisen damit ein geringes Emissionspotential auf.

Nationalpark Berchtesgaden

Der Nationalpark Berchtesgaden (Gründung am 01.08.1978) liegt im Südosten Bayerns und gehört zur naturräumlichen Haupteinheit „Nördliche Kalkhochalpen“ (MEYNER & SCHMITTHÜSEN 1962). Charakteristisch dafür sind Gipfelhöhen über 2000 m, ausgedehnte Bereiche über der Waldgrenze, hohe Reliefenergie und Bereiche mit starker mechanischer Verwitterung. Die landschaftliche Einheit der Hochgebirge ist durch schroffe und felsige Landschaftsformen charakterisiert. Drei ausgeschürfte U-Täler (zwischen rund 600 bis 900 m ü. NN), das Klausbach-, das Wimbach- und das Königsseetal, spalten die Gebirgsstöcke nach Norden hin auf. Das **Wimbachtal (Gebietsauschnitt)** ist eines der drei Haupttäler des Nationalparks Berchtesgaden. Es verläuft annähernd in Nord-Südrichtung. Im Osten wird das Tal vom Watzmann und im Westen vom Hochkalter begrenzt, den Talschluss im Süden bildet eine Reihe von Gipfeln, die das Kar des Wimbachtals umschließen.

Typologisch ist das Klima des Probenahmegebietes dem **Gebirgsklima** zuzuordnen. Aufgrund der Grenzlage zwischen den Einflüssen des Atlantiks (maritimes Klima) und der asiatischen Festlandsflächen (kontinentales Klima) wird es von LIPPERT et al. (1997) als **Alpenrandklima** angesprochen. Dies ist durch hohe Niederschläge charakterisiert, die sich im Winter als langandauernde Schneedeckungen und Starkregen im Sommer äußern. Insgesamt liegt die Jahrestemperaturschwankung über den durch-

schnittlichen Werten der Alpen. Deshalb können die Klimaverhältnisse als **kontinental getönt** (WÖRNLE 1981) bezeichnet werden. Die Kontinentalität steigt mit zunehmender Meereshöhe.

Aufgrund des ausgeprägten Reliefs des Probenahmegebietes zeigen sowohl Niederschlag, Temperatur und Wind eine starke Abhängigkeit von der Höhenlage und der Exposition.

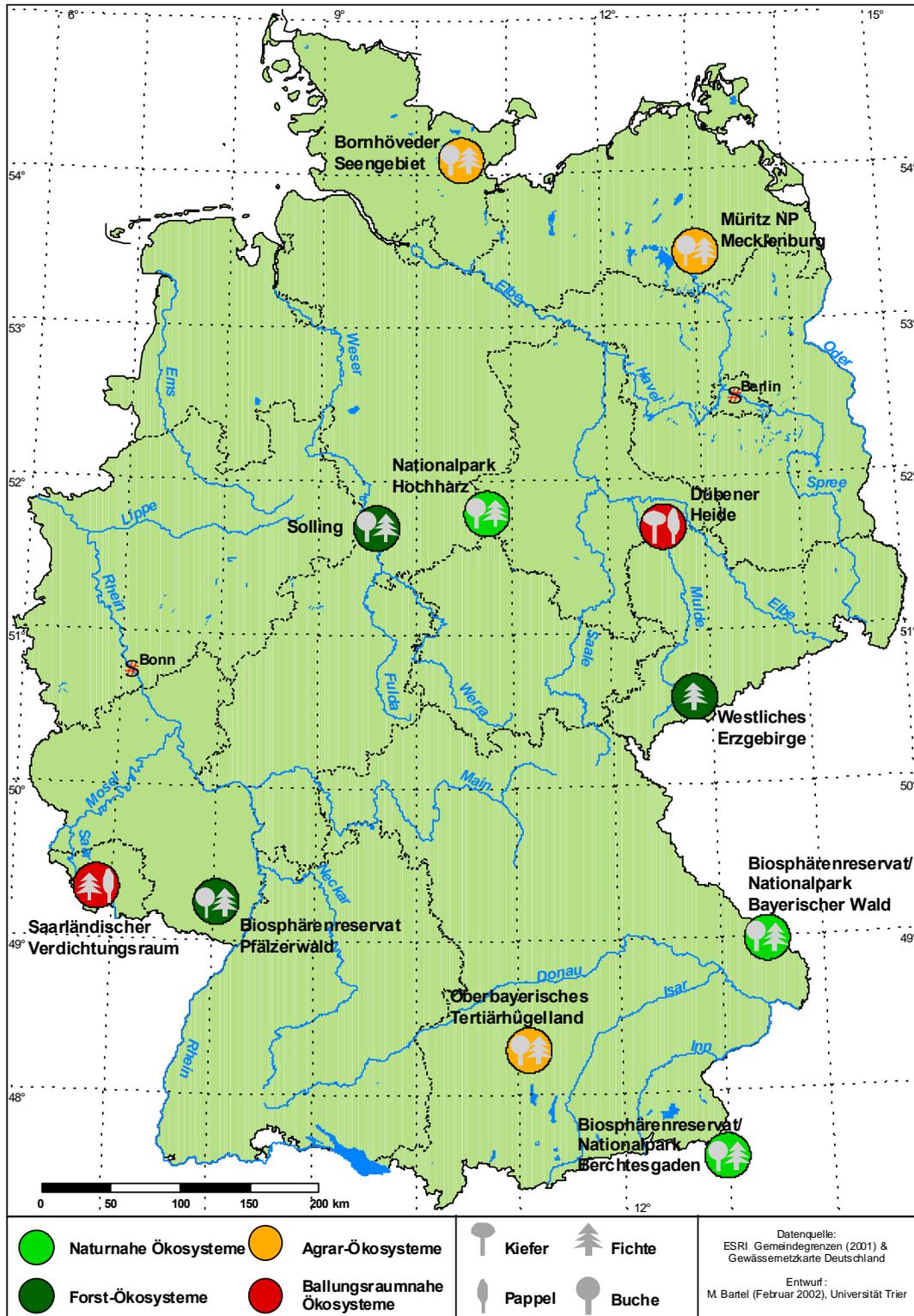


Abb. 2.1-2: Probenahmegebiete für die Probenarten Fichte (*Picea abies* L.), Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), Buche (*Fagus sylvatica*) und Pappel (*Populus nigra*) der Umweltprobenbank des Bundes

Die Hauptwindrichtungen im Untersuchungsgebiet sind West (32%) und Südwest (24%). Wegen des Reliefs sind die Windverhältnisse allerdings sehr heterogen. Es bilden sich häufig kleinräumige, lokale Windsysteme aus, die in Abhängigkeit von Relief, Strahlung und Tageszeit dem Talverlauf folgen.

Charakteristisch ist die Zunahme der **Niederschläge** mit der Meereshöhe. In älteren Arbeiten werden für die Station Wimbachschloss (937 m ü. NN) mittlere jährliche Niederschlagshöhen von 1980 mm (1891-1930) und für die Station Wimbachgrieshütte (1327 m ü. NN) 2500 mm (1934-1964) angegeben (vgl. LIPPERT 1966, THIELE 1978). Innerhalb der Waldbestände darf außerdem der **Nebelniederschlag** nicht unerwähnt bleiben. Er stellt aufgrund des Auskämmeffektes – vor allem bei Nadelbäumen – den Hauptanteil des Niederschlags in den Beständen und ist unter Umständen um die Hälfte höher als im Umland. Ansonsten belaufen sich die Niederschläge im Bestand wegen starker Verdunstung im Kronenbereich auf nur ca. zwei Drittel des auf der Freifläche fallenden Niederschlags. Wie bereits erwähnt, kommt dem **Schnee**, als weitere Form des Niederschlags, besondere Bedeutung zu, da er sich prägend auf die Artenzusammensetzung der Vegetation auswirkt. Die Andauer der Schneedecke – somit auch der Zeitpunkt der Ausaperung und die Dauer der Vegetationszeit – ist nach Angaben von THIELE (1978) abhängig von der Meereshöhe, wobei im Nationalpark die größten Schneehöhen im März erreicht werden. Die durchschnittliche Zahl der Schneedeckentage beläuft sich auf 116, die Schneedeckenzeit dauert im Mittel vom 10.11.-16.04. (ENDERS 1979).

Mit zunehmender Höhe nimmt die **Temperatur** ab. Im langjährigen Durchschnitt (1951-1980) beträgt die Jahresmitteltemperatur der Luft in den Berchtesgadener Hochalpen 4 °C. Die mittlere Jahresschwankung der Lufttemperatur umfasst 19 °C (<http://www.lwf.uni-muenchen.de/Infosysteme/forsch/wks/tberb.htm>). Die Jahresmitteltemperatur, z.B. in Garmisch-Partenkirchen (720 m), beträgt heute 6,5 °C, im Wintersportgebiet am Kreuzeck (1650 m) liegt sie bei 2,5 °C.

Der Alpenpark zeichnet sich durch eine große Vielfalt unterschiedlicher Ausgangsgesteine und Böden sowie durch große klimatische Unterschiede aus, die sich aus der Höhendifferenz ergeben. Diese standörtlichen Unterschiede führen zur Ausprägung unterschiedlicher **Waldgesellschaften**. Auf zwei Dritteln der Gesamtfläche bildet der Bergmischwald (Asperido-Fagetum) aus Tanne, Buche und Fichte die potentielle natürliche Vegetation¹. In den Hochlagen der Berchtesgadener Alpen sind dies dagegen die an die ungünstigeren und leicht kontinental getönten klimatischen Verhältnisse angepassten Fichten-Lärchenwälder und Lärchen-Zirbenwälder (AGBR 1995).

Ab dem 13. Jahrhundert wurden die Wälder insbesondere im Umfeld von Industrieanlagen und in bringungsgünstigen Einzugsgebieten von Flüssen intensiv genutzt. Ab 1529 (Waldordnung) kann man in Berchtesgaden von einer geordneten Forstwirtschaft sprechen. Trotzdem wurden die Wälder durch den enormen Holzbedarf für die Salinen auch weiterhin überlastet. 1795 wurde die Waldordnung von 1529 revidiert, um 1820 eine Waldsanierung mit der Fichte eingeleitet. Seit 1955 wird bei der Verjüngung der Bestände die Wiedereinbringung von Buche und Tanne als Hauptaufgabe angesehen.

Gewerbe und Industrie, die die Umwelt maßgeblich beeinflussen würden, sind im gesamten Alpenpark nicht vorhanden. Zu den größeren Gewerbe- und Industriebetrieben zählen die Sägewerke in Ramsau und Königssee, die

Einkaufszentren in Bischofswiesen und Berchtesgaden und neben vereinzelt Steinbrüchen das Salzbergwerk Berchtesgaden (WÖRNLE 1981). Nach Angaben der AGBR (1995) stellt das Gastgewerbe die bedeutendste Erwerbsquelle der einheimischen Bevölkerung dar und erbringt etwa 60-70% des gesamtwirtschaftlichen Aufkommens.

Aufgrund des Nationalparks sind flächige Privatnutzungen des Gebiets weitgehend ausgeschlossen bzw. beschränken sich auf die Alm- und Forstwirtschaft². Punktuelle Nutzungen finden sich hauptsächlich in Form der Hütten und Gaststätten entlang touristischer Wege.

Die Probenahmeflächen liegen im **Höhenbereich** von 990 m ü. NN bis 1540 m ü. NN.

Nationalpark Bayerischer Wald

Das Probenahmegebiet Nationalpark Bayerischer Wald liegt im äußersten Osten Bayerns an der Grenze zur Tschechischen Republik. Die nach Süden bzw. Südwesten exponierten Abhänge des grenznahen Mittelgebirgszuges werden als „Hinterer oder Innerer Bayerischer Wald“ bezeichnet, der sich mit den Hauptgipfeln Großer Arber (1456 m), Großer Falkenstein (1317 m), Rachel (1453 m) und Lusen (1317 m) von Nordwest nach Südost erstreckt (AGBR 1995).

Die Landschaft des Bayerischen Waldes wird durch die abgerundeten Formen der Berge und Höhenrücken, durch flache Talmulden und Verebnungsflächen geprägt. Die Landschaftsformen weisen auf ein hohes erdgeschichtliches Alter hin (WOTSCHIKOWSKY 1981). Mit einem Anteil von ca. 95% an der Gesamtfläche ist der Wald das prägende Landschaftselement. Der Bayerische Wald und der Böhmerwald (Biosphärenreservat Sumava) auf tschechischer Seite bilden das größte geschlossene Waldgebiet Mitteleuropas (AGBR 1995). Der Bayerische Wald wurde erst vergleichsweise spät besiedelt. Eine intensivere Nutzung der Wälder setzte erst vor 150 Jahren ein. Dadurch hat er sehr lange seinen ursprünglichen Charakter bewahrt und weist auch heute noch in großen Bereichen naturnah, teilweise urwaldähnliche Bestände auf (BARTEL & QUACK 2000).

Mit der Gründung des Nationalparks (03.10.1970) wurde die im 19. und vor allem im 20. Jahrhundert intensive Forstwirtschaft sukzessive aufgegeben. 1982 hatten bereits 42% der Waldbestände ein Durchschnittsalter von über 100 Jahren. Anfang der 80iger Jahre wurde der Forstwirtschaft eingestellt, womit die touristische Nutzung des Nationalparks die einzige direkte Quelle der Beeinträchtigung ist (BEUDERT et al. 1994).

Wegen seiner naturnahen Bewaldung und dem Fehlen bedeutender lokaler Emissionsquellen gilt der bayerische Wald als deutsches Referenzgebiet (BEUDERT et al. 1994). Der **Gebietsausschnitt Wassereinzugsgebiet Markungsgraben** liegt als Teil des Einzugsgebietes der Großen Ohe im Nordosten des alten Teils des Nationalparks Bayerischer Wald (vor der Erweiterung 1997) im oberbayerischen Landkreis Freyung-Grafenau an der Grenze zur Tschechischen Republik. Das Gebiet weist Hangneigungen bis zu 25% auf und ist hauptsächlich süd- und südwestexponiert. Kennzeichnend für diese Region ist die große Entfernung zu urbanen und industriellen Ballungszentren (bis Nürnberg und München jeweils 170 km) sowie die starke ökonomische Ausrichtung auf Fremdenverkehr.

¹ Zustand der Vegetation, der in einem Gebiet unter den gegenwärtigen Umweltbedingungen ohne den Eingriff des Menschen vorherrschen würde.

² Im Gebietsausschnitt Wassereinzugsgebiet Wimbachtal stellen die Weiden unmittelbar am Wimbachschloss (0,6 ha) und auf der ehemaligen Hirschküftung (1,2 ha) die einzige flächige Nutzung dar.

Großklimatisch ist der Bayerische Wald nach Angaben von BAUMGARTNER (1970) an der Schwelle zwischen maritimen und kontinentalem Klima anzusiedeln. Die kontinentalen Hochdruckgebiete im Osten führen zu tiefen Temperaturen im Winter und die vom Westen auflaufenden Fronten maritimer Prägung zu hohen Niederschlägen. Hinzu kommen die Einflüsse nordwärts ziehender Tiefdruckgebiete mit feuchtwarmer Luft adriatischen Ursprungs, die den verhältnismäßig großen Schneereichtum bedingen (NOACK 1979, THUMS 1993).

BEUDERT et al. (1994) geben die Hauptwindrichtungen mit Südwest und West (40% der Tage) an (Klimastation Großer Arber, 1456 m ü. NN). Die Windverhältnisse für einzelne Standorte im Nationalpark sind jedoch relief-, expositions- und bewuchsbedingt unterschiedlich (ELLING & BAUBERGER 1975, NOACK 1979).

Bei mittleren **Niederschlägen** von 1319 mm weist die Niederschlagsverteilung Maxima im Juli und im Januar auf. Die mittlere Monatssumme unterschreitet in den niederschlagsärmsten Monaten nur selten die 80 mm-Marke (NOACK 1979, THUMS 1993) (s. Abb. 2.1-3). Zudem sind die Niederschläge außer von der Meereshöhe (THUMS 1993, HAAG 1997) stark von der Geländeform abhängig.

Der Bayerische Wald ist zudem bekannt für seinen **Schneereichtum**. Nach Angaben von HAAG (1997) fallen etwa 30-40% des Jahresniederschlags als Schnee. Die SchneedeckENZEIT beginnt etwa im Oktober und dauert temperatur- und nebelbedingt in Hochlagen bis zu sieben Monaten an. Meist beginnt die Schneedecke erst ab Mitte Mai zu tauen.

Allgemein erhalten die Hochlagen durch **Nebel** und Nebelniederschlag ihre klimatische Prägung. Die ökologische Bedeutung des Nebels für die Hochlagen liegt nach BAUMGARTNER (1970) in der Schwächung der Sonneneinstrahlung, der Hemmung der Transpiration und der Erhöhung des Niederschlags. Nach Angaben von ZIERL (1972) kann das Nebelwasserangebot in den Hochlagen das Regenwasserangebot übertreffen. Dies ist v.a. wegen der vergleichsweise starken Anreicherung von Säure und Säureanionen im Nebel von Bedeutung (vgl. BEUDERT et al. 1994, HOFMANN et al. 1994).

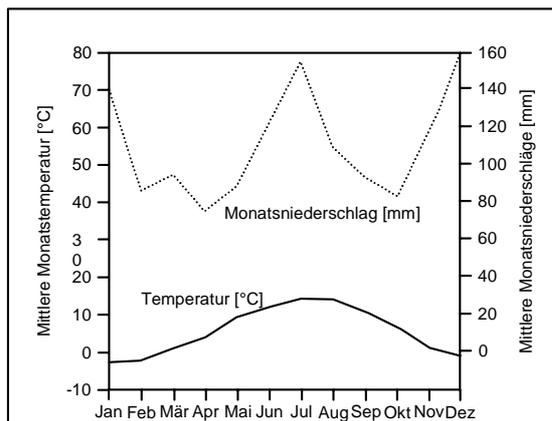


Abb. 2.1-3: Klimadiagramm für die Klimastation Waldhäuser. Daten für 1972-1991 nach LANG & STRUNZ (1993)

Die Mittelwerte der **Lufttemperaturen** im Jahr liegen – v.a. wegen niedriger Wintertemperaturen – im Bayerischen Wald etwas niedriger als in gleichen Höhenlagen der Alpen oder des Schwarzwaldes. Im langjährigen Mittel

(1972-1991) beträgt die Jahresmitteltemperatur vergleichsweise niedrige 5,6 °C. Kältester Monat ist der Januar mit -2,6 °C, wärmster der Juli mit 14,1 °C (LANG & STRUNZ 1993). Darüber hinaus erwähnenswert ist der regionaltypische **Kaltluftstau** in Tallagen.

Die beträchtlichen Höhenunterschiede des Gebietes (Probenahmegebiet: 700-1450 mm ü. NN, Gebietsausschnitt: 880-1304 m ü. NN) und das Mikrorelief führen zu einer ausgeprägten mikroklimatischen Differenzierung.

Tab. 2.1-3 stellt eine Geländeuntergliederung nach ELLING et al. (1987) dar, die auf Höhenstufen mit jeweils ähnlichen ökologischen Bedingungen aufbaut (vgl. BEUDERT et al. 1994).

Ohne die Eingriffe des Menschen wäre der Nationalpark Bayerischer Wald heute mit Ausnahme nur weniger, kleiner Bereiche (z.B. Hochmoore, Felspartien) ein geschlossenes Waldgebiet. Im Gegensatz zu vielen anderen potentiellen Waldgebieten in Deutschland hat die heutige Vegetation des Nationalparks sowohl in ihrer äußeren Erscheinung als auch in ihrer floristischen Zusammensetzung ein der potentiellen natürlichen Vegetation sehr ähnliches Bild bewahrt. Lediglich in der Baumartenzusammensetzung, im Altersaufbau und in der Waldstruktur zeigen sich die Einflüsse des Menschen.

Die **Waldformen** folgen im Wesentlichen der Höhenstufung (THUMS 1993, HAAG 1997). Trotz der Eingriffe des Menschen, die an vielen Stellen zu einer Verschiebung der Baumartenzusammensetzung geführt haben, sind auch heute noch die Grundzüge der klimatisch und edaphisch bedingten Zonierung gut zu erkennen:

- Tallagen: Fichten-Auwälder
- Hanglagen: Tannen-Buchenmischwaldgesellschaften
- Hochlagen: Fichtenwälder.

Aufgrund eines massiven Befalls durch den Buchdrucker herrscht in den Wäldern des Bayerischen Waldes eine **Sondersituation**. Das flächenhafte Absterben der Fichtenbestände durch den Buchdruckerbefall ist in seiner Störung des Wasser- und Stoffhaushaltes des Waldökosystems vergleichbar mit den Auswirkungen flächenhafter Windwürfe oder Kahlschläge. Charakteristische Merkmale sind u.a. der schlagartige Anfall eines großen Teils der Bestandsbiomasse sowie der Verlust der Fähigkeit Nährstoffe und Wasser aufzunehmen. Die vergleichsweise hohe Verdunstung des Waldes nimmt ab, die Bodenfeuchte, die Grundwasserneubildung und der Abfluss nehmen dagegen zu. Durch die fehlende Auskämmung der Bäume kann sich die feuchte (Nebel) und die trockene Deposition verringern, so dass der Stoffeintrag in das Waldökosystem zurückgeht (NÜBLEIN et al. 2000, ZIMMERMANN et al. 1999).

Im dem von der Kalamität stark betroffenen Einzugsgebiet Markungsgraben konnte ein Anstieg der Abflussrate festgestellt werden. Außerdem konnte der Anstieg des Nitratgehaltes im Bodensickerwasser, aber auch im Bach- und Quellwasser, nachgewiesen werden (NÜBLEIN et al. 2000, ZIMMERMANN et al. 1999).

Seit 1988 wird eine jährliche Kartierung der Totholzflächen und ihrer Dynamik von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) auf der Basis von Infrarotbildern durchgeführt.

Die Befliegungsergebnisse des jeweiligen Jahres zeigen im Wesentlichen den Totholzzugang des Vorjahres. Frisch vom Buchdrucker abgetötete Fichten haben ihre Nadeln im Sommer meist noch nicht verloren und sind deshalb im Luftbild nicht zu identifizieren (NÜBLEIN 1997a). Die zu Bekämpfungszwecken ausgeräumten Borkenkäfernester in der Waldschutzzone wurden separat erfasst. In diesen Flächen ist auch ein wesentlicher Teil des Frischbefalls der ersten Käfergeneration von 1998 enthalten. In der Waldschutzzone werden vom Borkenkäfer befallene Fichten

konsequent eingeschlagen und aus den Beständen entfernt. In Abb. 2.1-4 ist die Zunahme an Totholzflächen von 1989 bis 1998 (Befliegungsjahre) dargestellt.

Der Schwerpunkt der Totholzflächen befindet sich im Bereich der **Hochlagen**. In dieser Höhenzone der natürlichen Bergfichtenwälder sind 1319 Hektar abgestorben (Stand 1998), was 58,1% der Holzbodenfläche entspricht. Durch das Zusammenfließen kleinerer Totholzinseln sind, vor allem um Bärenloch- und Plattenhausenriegel, Kleinen und Großen Spitzberg, Lusen, Hohen Filzberg, Steinfleckberg,

Moorberg, Markberg und im Bereich der Schwarzbachhänge, große geschlossene Totholzflächen von teilweise mehreren Hundert Hektar Größe entstanden. Die Fichtenbestände um den Kleinen und Großen Rachel im Westen und zwischen Totenkopfberg und Siebensteinfelsen im Osten des Nationalparks blieben überwiegend erhalten, sind jedoch auch von abgestorbenen Bestandteilen durchsetzt (siehe Abb. 2.1-6, S. 14).

Tab. 2.1-3: Geländeuntergliederung des Nationalparks Bayerischer Wald im Einzugsgebiet Große Ohe (verändert nach ELLING et al. 1987, THUMS 1993)

	Tallage	Untere Hanglage	Obere Hanglage	Hochlage
Höhenbereich [m ü. NN]	770 - 840	840 - 900	900 - 1200	1200 - 1453
Hangneigung [°]	5	8	12 - 20	10 - 25 (45)
Jahresmitteltemperatur	5,0 - 6,0 °C	5,5 - 6,5 °C	4,5 - 5,5 °C	3,0 - 4,5 °C
Spätfrostgefahr	groß	gering	gering	gering
(Art der Fröste)	(Strahlung)	(Str./Advektion)	(Advektion)	(Str./Advektion)
Kaltluftstau	bedeutend	unbedeutend	-	-
Niederschlag [mm/a]	ca. 1100 - 1300	ca. 1100 - 1400	ca. 1200 - 1500	ca. 1300 - 1800
Nebelniederschlag	unbedeutend	unbedeutend	nach oben zunehmend	bedeutend
Mittlere Schneedeckenzeit	ca. 5-6 Monate	ca. 5 Monate	ca. 5-6 Monate	ca. 7 Monate
Vegetationszeit der Buche	ca. 145 Tage	ca. 160 Tage	ca. 145 Tage	(ca. 130 Tage)

Anders als in den Hochlagen stellt sich die Situation in **Tal- und Hanglagen** dar. Die Dynamik der Entwicklung ist hier größer. Wie auch schon im Vorjahr verdoppelte sich hier die Totholzfläche nahezu von 438 Hektar (1997) auf 829 Hektar (1998), was 6,5% der Holzbodenfläche entspricht (siehe Abb. 2.1-5, S. 13). Damit wird deutlich, dass die Totholzzunahme hier auf einem weitaus niedrigeren Niveau als in den Hochlagen abläuft (NÜßLEIN 1997a, 1998). Befallsschwerpunkte sind hier die direkt an die Hochlagen angrenzenden Bereiche zwischen Bärenlochriegel und Racheldiensthütte, zwischen Martinsklause und Luchsstein und an den Osthängen des Steinfleckberges.

Die **gewerbliche** Nutzung des Bayerischen Waldes ging von der Nutzung der Wälder aus (Glashütten). Auch wenn die Blütezeit der Glashütten heute vorbei zu sein scheint, so sind auch heute noch die Bewohner der Enklaven zu einem großen Teil in Holz- und Glasindustrie aber v.a. im Fremdenverkehr beschäftigt. Etwa 3.500 Arbeitsplätze resultieren direkt aus dem Tourismus. Der gesamte wirtschaftliche Effekt wird auf 10-15% des Volkseinkommens

geschätzt (Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald 1997). Eine **industrielle** Nutzung ist im unmittelbaren Bereich des Nationalparks nicht vorhanden.

Die Probenahmeflächen liegen im **Höhenbereich** von 1020-1240 m ü. NN.

Nationalpark Hochharz

Als 11. deutscher Nationalpark wurde der "Nationalpark Harz" von der niedersächsischen Landesregierung am 01.01.1994 nach 4jährigen Vorbereitungen ins Leben gerufen. Der 15.800 ha große Nationalpark Harz schließt an den bereits seit 1990 bestehenden, 5.900 ha großen Nationalpark Hochharz im Bundesland Sachsen-Anhalt an. Im Harz steht damit bundesländerübergreifend eine Gesamtfläche von ca. 21.700 ha unter dem Schutzstatus "Nationalpark". Beide Nationalparks bilden eine naturräumliche Einheit; sie werden gemeinsam auch als "Nationalpark Harz" bezeichnet (<http://www.nationalpark-harz.de>).

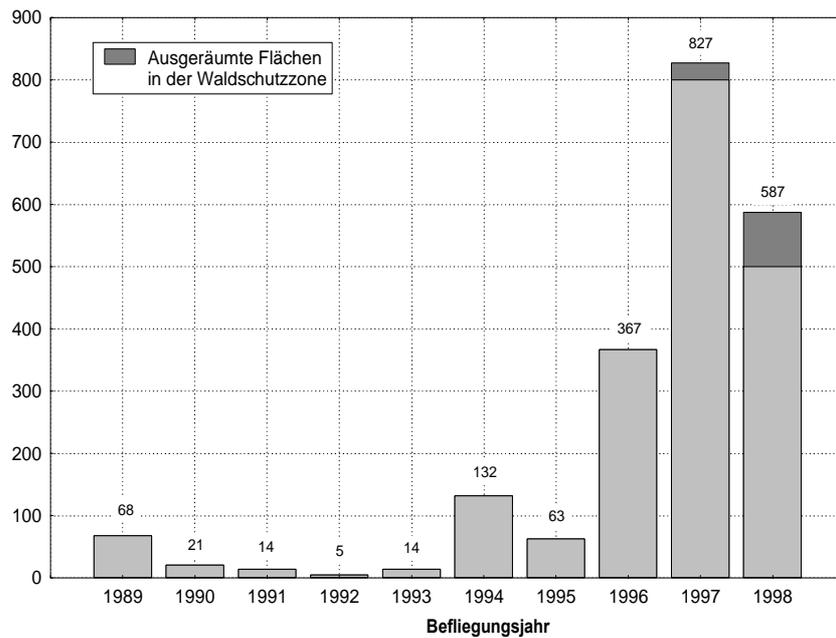


Abb. 2.1-4: Jährliche Zunahme an Totholzflächen [ha] von 1989-1998 (Erhebungen bis 1993 enthalten nur Totholzflächen ab 0,1 ha Größe) (nach NÜBLEIN 1998).

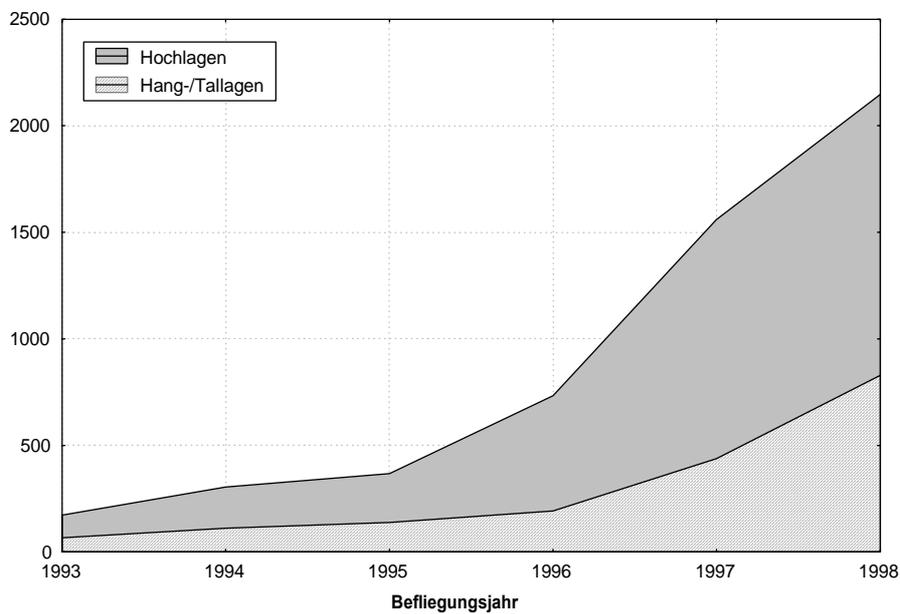


Abb. 2.1-5: Entwicklung der Totholzflächen [ha] von 1993-1998 differenziert nach der Höhenzone (Erfassungsgrenze: Einheiten von mindestens fünf toten Bäumen) (nach NÜBLEIN 1998).

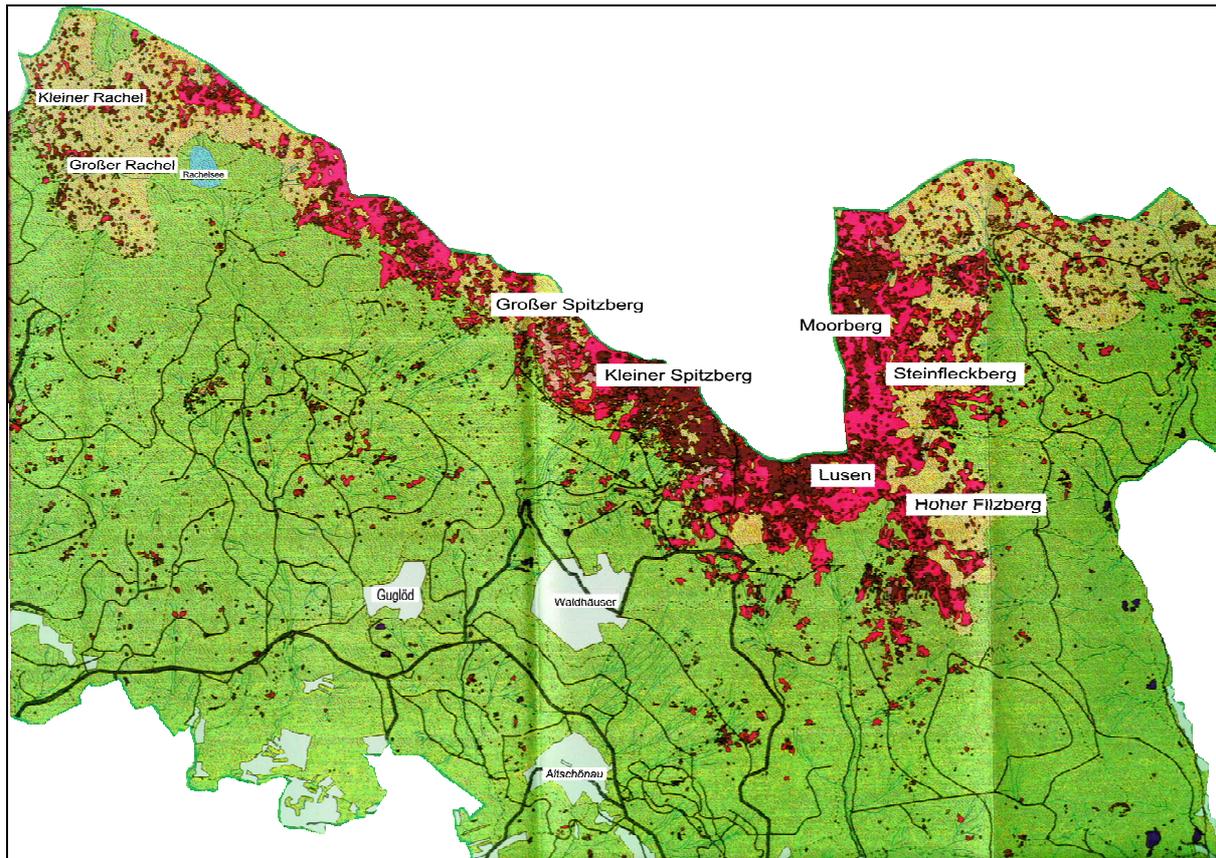


Abb. 2.1-6: Ergebnis der Totholzkartierung im alten Teil des Nationalparks Bayerischer Wald (vor 1997); gelb: Hochlagen, Rottöne: im Luftbild erkennbare Totholzflächen (aus NÜBLEIN 1998)

Der Harz ist das höchste norddeutsche Mittelgebirge, das gleichzeitig am weitesten an die norddeutsche Tiefebene heranreicht. Dieses im Vergleich zu den süddeutschen Mittelgebirgen aber dennoch verhältnismäßig kleine Mittelgebirge ragt als isolierter, geschlossener und damit gut abgrenzbarer Gebirgskomplex schroff aus dem umgebenden Hügelland zwischen Saale und Leine heraus. Aus dem 200-300 m ü. NN hohen Harzvorland steigt der Harz insbesondere am Nord und Nordwestrand steil auf, im Osten taucht er dagegen allmählich in das Deckgebirge ein. Im granitischen Brockenmassiv wird mit 1142 m Höhe nicht nur der absolut höchste Punkt im Nordteil der Gebirgsschwelle erreicht, sondern zugleich auch die subalpine Krüppelholz- und Mattenzone. Etwa 93% des Harzes sind bewaldet. Hier dominiert heute bis zur Baumgrenze bei ca. 1100 m ü. NN die Fichte. Vor allem vom Südwesten und Osten des Harzes stocken bis auf 500 m ü. NN Buchenmischwälder, die im 15. Jahrhundert noch bis in Höhen von 800 m ü. NN vorkamen.

Als Gebietsauschnitte wurden zum einen der Bereich Schwarzes Schlufwasser südlich des Brockens im Kernbereich des Nationalparks und zum anderen der Bereich Oberes Ilseeinzugsgebiet östlich des Brockens abgegrenzt. Die Hänge im Oberen Ilsetal sind fast ausschließlich nach Ost oder Nordnordost exponiert, das Wassereinzugsgebiet Schwarzes Schlufwasser nach Süden bzw. Südsüdwest. Das Lokalklima wird in starkem Maß durch Exposition und Relief differenziert. Die Südhänge sind allgemein trockener und wärmer als die Nordhänge, die Luvlagen eines Berges niederschlagsreicher als die Leelagen. Die Probenahme Flächen im Gebietsauschnitt Oberes Ilse-

einzugsgebiet liegen zwischen 540 und 900 m ü. NN und damit in der montanen bis hochmontanen Vegetationsstufe.

Klimatisch befindet sich der Harz in einer Übergangszone vom subatlantischen zum subkontinentalen Klima. Dabei ist die Luvseite des Gebirges stärker ozeanisch geprägt als die Leeseite. Das Klima des Harzes zeichnet sich mit zunehmender Höhe durch geringer werdende Durchschnittstemperaturen, kürzere Vegetationszeiten und zunehmende Niederschlagsmengen mit hohem Schneeanteil aus. Die **Niederschlags**verhältnisse spiegeln die morphologische Gesamtstruktur des Gebirges wieder. Die Niederschlagsverteilung wird außer von der Höhenlage auch durch die dominierenden Westwinde beeinflusst. Der Brocken weist deutlich höhere Niederschlagsmengen (bis über 1600 mm) auf als der gesamte Oberharz. Östlich und südöstlich sinken die Jahresniederschlagssummen schnell auf Werte um 900 mm. Der **Schnee**anteil erreicht im Harz über 30%, beträgt am Harzrand dagegen nur 15%. Durch die Westwindströmungen verursachte rasche Witterungswechsel bewirken andererseits aber auch, dass die Schneedecken nur oberhalb 600 m über längere Zeit liegen bleiben.

Entsprechend der klimatischen Unterschiede in den verschiedenen Höhen lassen sich **Höhenstufen** mit einer entsprechenden Vegetationszonierung unterscheiden (siehe Tab. 2.1-4, S. 15).

Der Nationalpark Harz repräsentiert einen umfassenden Ausschnitt des Naturraumes Harz; alle harztypischen Waldbiotope sind vertreten (Nds. Forstplanungsamt

1992a, Nds. Forstplanungsamt 1992b, Nds. Umweltministerium et al. 1992, Nds. Forstplanungsamt 1994). Insgesamt stocken auf 14 771 ha (93%) der Nationalparkfläche Wälder.

Tab. 2.1-4: Geländeuntergliederung (MATSCHULLAT et al. 1994, S. 34)

Höhenstufe	kollin	submontan	montan	hochmontan
Höhenbereich [m ü. NN]	200-300	300-450	450-700	700-1050
Jahresmitteltemperatur [°C]	7-8	6,3-7	5-6,3	< 5
Temperaturschwankungen	> 17	16,5-17	15,5-16,5	< 15,5
Niederschlag [mm/a]	600-800	800-950	950-1400	1400-1600
Niederschlagsverteilung	Maxima im Sommer	Sommer = Winter	Sommer = Winter	Maxima im Sommer
Tage mit geschlossener Schneedecke	40-60	60-80	80-110	110->120
Mittlere Zahl der Nebeltage	< 50	50-70	70-130	130->200
Relative Luftfeuchte [%]	84	85	86	86

Zu den vorkommenden unterschiedlichen Waldtypen gehören:

- die natürlichen **Bergfichtenwälder** der hochmontanen Stufe (von 750 (850)-1000 m ü. NN), die in drei Ausprägungen vorkommen:
 - als Wollreitgras-Fichtenwald (*Calamagrostis villosae-Piceetum*)
 - als Moor-Fichtenwald (*Piceo-Vaccinietum uliginosi* u. a.)
 - als Block-Fichtenwald
- die **Bergmischwälder** der obermontanen Stufe (ca. 650-750 m ü. NN)
- die **Buchenwälder** der kollinen (bis 250 (350) m ü. NN), submontanen (250 (350)-425 (525) m ü. NN) und montanen Stufe (425 (525)-650 (750) m ü. NN). Sie sind im Nationalpark als bodensaure Buchenwälder und kleinflächig als mesophile Buchenwälder (Nds. Umweltministerium et al. 1992a) ausgeprägt.

Die Waldinventur der Forsteinrichtung beschreibt detailliert die Wälder im Nationalpark Harz, z.B. nach Altersaufbau, Struktureichtum, Waldverjüngung und Baumartenverteilung (Nds. Forstplanungsamt 1994). Die Wälder des Nationalparks wurden dabei bestandsweise nach Naturnähe und unterschiedlich intensiver Waldbehandlung eingestuft in:

- Naturbereich Ia (4.718 ha bzw. 32% der Holzbodenfläche),
- Naturbereich Ib (2.262,6 ha bzw. 15% der Holzbodenfläche),
- Waldumbaubereich II (7.788,1 ha bzw. 53% der Holzbodenfläche).

Durch die regelmäßige Waldzustandserhebung (WZE) wird der Waldzustand im Harz in Bezug auf Waldschäden erfasst. Der Nationalpark Harz ist das am stärksten von den Waldschäden betroffene Gebiet in Niedersachsen, da

er die besonders immissionsbelasteten Harzhochlagen umfasst.

Der Harz liegt seit Beginn der Waldzustandserhebungen an der Spitze. Die Situation wird im wesentlichen durch die Fichte, die über Jahrhunderte vielfältig erfolgte ökologische Destabilisierung, die hohen Schadstoffeinträge, den heutigen Klimastress und die Disposition dieser Baumart gegenüber den Borkenkäfern bestimmt.

Ca. 93% (14.770 ha) der Fläche im Nationalpark sind bewaldet, ca. 3-4% sind Freiflächen (davon Moore ca. 314 ha (2%)) und ca. 2-3% Verkehrs- und Siedlungsflächen. Zu den versiegelten Flächen sind auch die Straßen- und Parkplatzflächen zu rechnen. Durch den Nationalpark führen die Bundesstraßen B4 (Bad Harzburg-Braunlage), B27 (Braunlage-Oderhaus-Bad Lauterberg), B242 (B4-Clausthal-Zellerfeld), die Landstraßen L504 (Torfhaus-Altenau) und L519 (Oderhaus-Sankt Andreasberg-Sonnenberg). (<http://www.nationalpark-harz.de/>).

2.1.2.2 Forst-Ökosysteme

Forst-Ökosysteme sind ebenfalls wie die naturnahen Ökosysteme durch einen hohen Waldanteil geprägt, jedoch werden diese noch intensiv forstlich genutzt. Der hohe Waldanteil und der damit verbundene geringere Anteil an Siedlung und Industrie bedingt ein mäßiges Emissionspotential.

Westliches Erzgebirge

Die Beschreibung des Probenahmegebietes Erzgebirge erfolgt hier nur sehr kurz, da dieses Gebiet nach Voruntersuchungen im Rahmen eines FE-Vorhabens nicht in den Routinebetrieb der Umweltprobenbank des Bundes übernommen wurde.

Das Probenahmegebiet Westliches Erzgebirge ist der naturräumlichen Einheit **Oberes Westerzgebirge** (RICHTER in MEYNEN & SCHMITTHÜSEN 1962) zuzuordnen. Nach den Oberflächenformen bilden das obere und das untere Westerzgebirge eine Einheit, so dass die Grenzziehung nur durch klimatische und pedologische Merkmale zu begründen ist. Bewaldete Hochflächen, in die Quellmulden, aber auch steilhängige Kerbtäler eingreifen, bestimmen den Charakter des oberen Erzgebirges.

Klimatisch gehört das Obere Westerzgebirge zu den Landstrichen, deren mittlere Jahrestemperaturen und -niederschläge für die Landwirtschaft sehr ungünstig sind, so dass der Wald auch heute vorherrscht. Die höchsten Niederschlagswerte weist die nach Westen gerichtete Seite des Auersbergmassivs mit über 1300 mm auf. Dagegen beträgt die Niederschlagsmenge auf dem Fichtelberg nur 1120 mm und nimmt mit abnehmender Geländehöhe ab, so dass in Annaberg-Buchholz nur 880 mm ermittelt wurden. Ein großer Teil dieser Niederschläge fällt in den Kammlagen als Schnee. Außerdem beträgt die Anzahl schneefallfreier Tage auf dem Fichtelberg nur 119 im Jahr, in Annaberg steigt diese Zahl auf 172 Tage. Die häufigen

und oft sehr starken Winde, dazu Nebel, Raureif und Frost bedingen den allgemeinen sehr rauen Witterungscharakter.

Im Untersuchungsgebiet dominieren Südwest-Winde.

Der **Waldbestand** ist unter dem Einfluss der Forstwirtschaft einheitlich durch Fichte gekennzeichnet, obwohl dieser hohe Anteil mit mehr als 90% nur zum Teil den natürlichen Bedingungen entspricht (http://www.smul.sachsen.de/de/wu/organisaton/untere_behoerden/forstaemter/fd_chemnitz/schoeneck/inhalt_re.html).

Das raue und niederschlagsreiche Klima, die wenig fruchtbaren Böden sowie die vielen Hanglagen erschweren die landwirtschaftliche Bewirtschaftung. Dennoch ist das Erzgebirge seit dem Mittelalter dicht besiedelt, wobei Bergbau und Metallverarbeitung die wirtschaftliche Attraktivität der Region ausmachen. Trotz den zahlreichen Touristen ist die Region wirtschaftlich in einer Krise. Bergbau und Metallverarbeitung sind drastisch zurückgegangen.

Im Oberkarbon (Beginn vor etwa 240 Mill. Jahren) drangen Granitmagmen verschiedener Zusammensetzung bei Eibenstock, Aue Auerhammer, Lauter, Schwarzenberg und anderen Orten in die Hüllgesteine aus Schiefer. In den Kontakthöfen reicherten sich Erze und Erzgemenge an, die schon frühzeitig einen lebhaften Bergbau aufkommen ließen (aus http://www.landwirtschaft.sachsen.de/de/wu/organisaton/obere_behoerden/anstalt_fuer_forsten/grapa/waldundumwelt/wse/pdf/wzb2000_rahmen.pdf).

Tab. 2.1-5: Klimatische Charakterisierung des Westerzgebirges

	Unteres Westerzgebirge (...-700 m)	Oberes Westerzgebirge (700-900 m)	Oberstes Westerzgebirge (900 m-..)
Klimatyp	gemäßigtes bis kühles Gebirgsklima	kühles Gebirgsklima	kühles bis subalpines Gebirgsklima
Jahresmitteltemperatur	5,0 - 7,1 °C	3,9 - 6,0 °C	2,8 - 4,0 °C
Jahresniederschlag	850 - 1000 mm	950 - 1100 mm	1000 - 1100 mm
Vegetationsperiode	Anf. Apr. – Anf. Nov.	Ende Apr. - Mitte Okt.	Anf. Mai – Anf. Okt.

Solling

Das Probenahmegebiet Solling liegt im südlichen Niedersachsen etwa 70 km südlich von Hannover und etwa 30 km nordwestlich von Göttingen und wird dem Naturraum **Oberweserbergland** zugeordnet.

Der Solling ist ein Mittelgebirgszug mit einer relativ flachen Reliefausbildung, so dass schwach geneigte Hochflächen und Hänge dominieren. Vom östlichen Vorland ausgehend steigt das geologisch einheitliche Buntsandsteingebiet von etwa 200 m ü. NN allmählich und gleichmäßig bis auf Höhen von über 500 m ü. NN an.

Die höchsten Erhebungen liegen an den Flanken des Helmlentaler Grabens (Große Blöße 528 m, Großer Ahrensberg 525 m) und östlich von Neuhaus (Dasseler Mittelberg 515 m, Moosberg 509 m). Von den Hochlagen fällt das Gelände nach Westen meist sanft, nach Südwesten dagegen steil zum Wesertal ab, das mit einer mittleren Höhe von 90 m ü. NN deutlich tiefer als das östliche Vorland liegt.

Der Solling liegt am nordwestlichen Rand des mitteleuropäischen Berg- und Hügellandes. Mit einer Entfernung von 250 km zur Nordseeküste ist das Klima im Solling mit milden Wintern und kühlen Sommern überwiegend maritim geprägt und wird dadurch der Zone des feuchttemperierten **subozeanischen Klimas** (sog. Buchenwaldklima) zugeordnet, während die Hochlagen – trotz der nur geringen Höhe von 528 m ü. NN – bereits als montan gelten können.

Wie auch im größten Teil des norddeutschen Klimaraumes herrschen im Solling die Südwest- und Westwinde – im Jahr 50% der beobachteten **Windrichtungen** – vor. Die aus dem Ruhrgebiet stammenden Luftmassen bringen somit relativ häufig Immissionen in die Wolkenstufe des Sollings. Bei winterlichen Hochdruckwetterlagen gewinnen zudem die sonst seltenen Winde aus Osten und Südosten an Bedeutung. Die **Niederschläge** fallen im Solling mit einem Hauptmaximum im Sommer und einem schwächeren Nebenmaximum im Winter. Nach Angaben von GRAVENHORST & SZAREJKO (1990) fallen 51-55% des gesamt-

ten Jahresniederschlags im Zeitraum von April bis September, wobei Tagesmaxima – in Extremfällen bis zu 100 mm – sowohl im Sommer als auch im Winter erzielt werden können. Die Niederschläge weisen eine starke Abhängigkeit von der Höhenlage auf. Die ersten **Schneefälle** können bereits ab Mitte Oktober auftreten und die letzten manchmal noch im Mai. In schneereichen Wintern ist in den Höhenlagen bis zu 120 Tage mit einer geschlossenen Schneedecke (max. 60 cm Höhe) zu rechnen. Die **Jahresniederschläge** liegen im Unteren Solling bei 900 mm, im Hohen Solling bei 1050 mm.

Das Jahresmittel der **Lufttemperatur** liegt im Unteren Solling um 8,0 °C, im Hohen Solling unter 7 °C. Der wärmste Monat ist der Juli mit mittleren Temperaturen von 17 °C in Tieflagen und 14 °C im Hochsolling. Der Januar ist mit mittleren Temperaturen von 0 °C im Wesertal und -1,5 bis -2,0 °C im Hochsolling der kälteste Monat (GRAVENHORST & SZAREJKO 1990). Mit kalten Hochdruckwetterlagen sind Temperaturinversionen verbunden, die besonders für die Immissionssituation bedeutsam sind.

Die heutige **Vegetation** im Solling ist im Laufe der Zeit stark vom Menschen geprägt und verändert worden.

Etwa 90% der Fläche im Solling sind mit Wald bestockt. Als einzige größere Ortschaften befinden sich innerhalb des Sollings die Städte Uslar und Dassel.

Im Rahmen der Ökosystem- und Waldschadensforschung im Solling ist die atmosphärische Deposition im Hohen Solling eingehend untersucht worden. Die Belastung des Hochsollings mit Schwefeldioxid ist nach GRAVENHORST & SZAREJKO (1990) völlig vergleichbar mit der Belastung in Hannover, woraus sich schließen lässt, dass gerade der Ferntransport von Emissionen hier eine große Bedeutung hat. Diese Annahme kann durch das Auftreten der höchsten Schwefeldioxid-Konzentrationen bei östlichen und südöstlichen Winden gestützt werden (Braunkohlewerke der neuen Bundesländer und der Tschechischen Republik) (GRAVENHORST & SZAREJKO 1990).

Die Probenahmeflächen liegen in einem **Höhenbereich** von 400 m ü. NN bis 510 m ü. NN.

BR Pfälzerwald

Das Biosphärenreservat **Pfälzerwald** liegt im Südwesten Deutschlands und gliedert sich naturräumlich in den Pfälzerwald im engeren Sinne und die im Osten sich anschließende rebenbestandene Landschaft der Weinstraße (Haardtrand). Der Pfälzerwald erhebt sich über dem Haardtrand, der im Osten den Übergang zur Oberrheinischen Tiefebene bildet, mit einer markanten, bis zu 500 m mächtigen Bruchstufe als geschlossenes Buntsandsteingebiet, das sich nach Westen bis auf ca. 400 m Höhe absenkend bis zu der Linie Landstuhl-Pirmasens-Rahling erstreckt und dort fließend in den Zweibrücker Westrich übergeht. Hier kehrt sich das landschaftliche Gefüge vom Buntsandsteingebirge zur Muschelkalkplatte etwa auf einer Linie von Bitche im Süden über Pirmasens nach Landstuhl im Norden um. Im Süden wird der Pfälzerwald durch die Staatsgrenze von den gleichgearteten Nordvogesen abgetrennt, nach Norden bildet die deutlich ausgebildete Schichtstufe die Grenze zur Kaiserslauterer Senke (DÖRRER 1981, LIEDTKE et al. 1973). Seine höchsten Erhebungen erreicht der Pfälzerwald, wie alle den Rheingraben begrenzenden Gebirge, unweit der Hauptverwerfung (Kalmit 673 m, Kesselberg 662 m, Hochberg 634 m) (BEEGER 1995).

In der naturräumlichen Gliederung Deutschlands nach MEYEN et al. (1962) entspricht dies im Wesentlichen dem deutschen Teil des **Haardtgebirges** (170). Damit bildet der Pfälzerwald das linksrheinische Gegenstück des Odenwaldes. Das aus dem bis zu 400 m mächtigen Buntsandstein aufgebaute Mittelgebirge ist zwar in sich vielfach

differenziert, kann aber bis auf den unterschiedlich gestalteten Südostteil, das Dahner Felsenland, als einheitlich betrachtet werden. LAUTENSACH-LÖFFLER (1962) teilt deshalb entlang der Linie Rumbach-Dahn-Ramberg das Dahner Felsenland, eine teilweise offene Ausräumungslandschaft, vom nördlichen und östlichen Haardtgebirge ab. Landschaftlich kennzeichnen den Pfälzerwald der Wechsel aus Schichtstufen (stufenbildende Horizonte des mittleren Buntsandsteins), Höhen und tief eingeschnittenen Tälern.

Die **Hauptwasserscheide** liegt im Inneren des Gebirges westlich von den höchsten Erhebungen.

Der Pfälzerwald ist Teil eines Buntsandsteingebietes, das den gesamten südwestdeutschen Grenzraum prägt. Die Sedimentation des sandigen Materials in die Senke von Nordpfälzer Bergland und Vogesen erfolgte durch fluviatilen und äolischen Transport zu Beginn des Erdmittelalters (KONRAD 1985, zitiert in LOTHHAMMER 1996). Im Zusammenhang mit der Ausbildung des Oberrheingrabens begann im Eozän schließlich die Anhebung des permisch-mesozoischen Schichtpaketes zu einer geneigten Kippscholle. Mit der Hebung des Buntsandsteinpaketes setzte eine intensive Erosion ein (LIEDTKE 1968, zitiert in LOTHHAMMER 1996), die im Pleistozän ihren Höhepunkt fand, das ursprüngliche Plateau zerklüftete und die für den Pfälzerwald so typischen Stufen herausmodellerte (LIEDTKE et al. 1973, DEXHEIMER & WEIß 1995). Das gesamte Probenahmegebiet ist mit Ausnahme der Randgebiete, wo vereinzelt Zechstein, Oberrotliegendes und Granite zu Tage treten, von Buntsandstein geprägt (vgl. ILLIES 1964, WALTER 1995). Dieser gilt aufgrund seiner Wasserdurchlässigkeit und Tonarmut als sehr nährstoffarmes Substrat (FRENZEL 1964). Dies führt bei der Verwitterung zu den für die Region typischen nährstoffarmen Sandböden (EDER & GAUER 1991).

Großklimatisch gesehen befindet sich das Probenahmegebiet BR Pfälzerwald im Übergang zwischen Land- und Seeklima. In höheren Lagen überwiegt ozeanischer Einfluss, während im eigentlichen Pfälzerwald Mittelgebirgsklima dominiert. Die östlich gelegene Deutsche Weinstraße bildet den Übergang zum Beckenklima der Rheinebene. Allgemein wird das Klima des Pfälzerwaldes entgegen dem der Weinstraße dem kühl-gemäßigten Übergangsbereich zugerechnet (DEXHEIMER & WEIß 1995).

In den Gipfellagen des Pfälzerwaldes werden **Jahresmitteltemperaturen** zwischen 7-8 °C erreicht, im übrigen Pfälzerwald zwischen 8-9 °C. Die Weinstraße ist mit einer Jahresmitteltemperatur von 10 °C klimatisch begünstigt (vgl. DEXHEIMER & WEIß 1995). Am häufigsten treten **Luftmassen** aus westlichen Richtungen auf. In der Regel sind diese relativ feucht und deshalb für einen relativ hohen Anteil an Häufigkeit, Verteilung und Menge des Niederschlags verantwortlich. Wegen der Leewirkung des Haardtrandes sind die mittleren **Jahresniederschläge** an der Weinstraße (< 600 mm) geringer als im eigentlichen Pfälzerwald (bis zu 1000 mm) (vgl. FEZER et al. 1981, DEXHEIMER & WEIß 1995). Allerdings bleibt in großen Teilen des Waldgebirges die jährliche Niederschlagsmenge unter 750 mm, so dass die Niederschläge hier zum forstlichen Minimumfaktor werden (REH 1981).

Im Untersuchungsgebiet dominieren **SW-Winde**.

Das Gebiet des Pfälzerwaldes ist größtenteils ein natürliches Laubwaldgebiet. Bis auf wenige Ausnahmen stellen Wälder im gesamten Biosphärenreservat die natürliche Vegetation dar, wobei als vorherrschende **Gesellschaft** der Hainsimsenbuchenwald in der basenarmen Ausbildung (Luzulo-Fagetum typicum) zu nennen ist, in den je nach Exposition, Hangneigung und Wasserversorgung auch andere Dauergesellschaften eingestreut sein können (auf tiefergründigen Schatthängen Perlgrasbuchenwälder, auf Sonnenhängen Buchen-Eichen-Mischwälder) (HAILER 1981, REH 1981, AGR 1995). An felsigen trockenen Standorten, besonders im östlichen Pfälzerwald, spielen

bodensaure Eichenwälder (*Quercion roboris*, vgl. POTT 1995) eine größere Rolle. Nur örtliche Bedeutung haben entlang der Quellbäche Erlenwälder (*Blechno-Alnetum*, vgl. OBERDORFER 1992) und Bach-Eschenwälder (*Carici remotae-Fraxinetum*, vgl. POTT 1995), in breiteren Auen Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder (*Stellario holostea-Carpinetum betuli*, vgl. POTT 1995), bei stärkerer Vernässung Schwarzerlen-Eschenauwälder (*Pruno-Fraxinetum*, vgl. OBERDORFER 1992) selten aber Kiefern- und Birkenbruchwälder (*Betulion pubescentis*, vgl. POTT 1995).

Jedoch hat sich die **Baumartenzusammensetzung** der ursprünglich vorherrschenden Eichen- und Buchenwälder innerhalb der letzten 150 Jahre durch die Bewirtschaftung stark zugunsten der Kiefer verändert. Auf den ursprünglichen Standorten der Eichen-Buchen-Mischwälder (Sonnenhänge) herrscht heute die Kiefer vor, während die Schatthänge noch naturnahe Buchenbestände tragen oder mittlerweile von Fichtenforsten eingenommen werden. Vielfach sind auch die Bach-Eschenwälder in Fichtenforste umgewandelt.

Die bestehende Baumartenverteilung zeigt ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Laubwald und Kiefer, während die anspruchsvolleren Nadelhölzer wie Fichte, Tanne, Lärche und Douglasie bislang im Vergleich zur Kiefer einen deutlich geringeren Anteil haben (siehe Tab. 2.1-6.)

Im Zentrum und im Westen des Pfälzerwaldes dominieren Laubwälder, im trockneren Osten und Norden dagegen Kiefernwälder. Im niederschlagsreicheren südlichen Pfälzerwald sind feuchtigkeitsliebende Nadelholzarten wie Fichte und Tanne überrepräsentiert. Künftig strebt die Forstverwaltung eine deutliche Vermehrung der wertvollen Holzarten an, wobei neben der Traubeneiche vor allem auch die Douglasie gefördert werden soll. Die beabsichtigten Bestandsumwandlungen basieren hauptsächlich auf neuen Produktionszielen, die in erster Linie auf eine Förderung der Nutzfunktionen des Waldes ausgerichtet sind. Neben den Produktionszielen spielen aber auch Landespflegeziele eine Rolle (REH 1972, 1981).

Probenahmeflächen liegen in einem **Höhenbereich** von 230 m ü. NN bis 300 m ü. NN.

Tab. 2.1-6: Baumartenverteilung (in %) im Pfälzerwald (aus REH 1981)

	Eiche	Buche	Kiefer*	Fichte	Douglasie
bisher	15	28	43	12	2
künftig	20	20	30	15	15

* beinhaltet ca. 5% Lärche

2.1.2.3 Agrar-Ökosysteme

Agrar-Ökosysteme sind geprägt durch das Vorherrschen der landwirtschaftlichen Nutzung. Wälder sowie Siedlungsstrukturen spielen eine untergeordnete Rolle, d.h. das Emissionspotential (für PAK) ist relativ gering. Demgegenüber sind sie aber aufgrund der mangelnden Schutz(Filter)-Funktion von Wäldern gegenüber ferntransportierten Stoffen relativ gut exponiert.

Bornhöveder Seengebiet

Das Probenahmegebiet liegt im Bundesland Schleswig-Holstein etwa 30 km südlich von Kiel. Es gehört großräumig betrachtet zur mittelholsteinischen Scholle im Übergangsbereich von weichseleiszeitlichen Jungmoränen und den dazugehörigen Sanderschüttungen und wird den naturräumlichen Bereichen der **Holsteinischen Vorgeest** (südlicher Teil) und des **Ostholsteinischen Seen- und Hügellandes** (nördlicher und nordöstlicher Teil) zugeordnet, das sich wiederum in die beiden Teillandschaften Mo-

ränengebiet der oberen Eider und die Holsteinische Schweiz unterteilt. Die Holsteinische Vorgeest wird durch den Trappenkamper Sander repräsentiert, der während des zweiten Weichselhauptvorstoßes bei Bornhöved und Tensfeld abgelagert wurde und oberflächennah durch kiesige und grobsandige Substrate charakterisiert wird. Das Ostholsteinische Seen- und Hügelland ist gekennzeichnet durch von Schmelzwässern zerspülten Endmoränenkomplexen, die eine Ballung glazialer Randlagen einschließen, die während der Schmelzphasen von erneuten Gletschervorstößen gebildet wurden. Der Naturraum ist des Weiteren geprägt durch zahlreiche Seen und Flachmoore, deren Entstehung auf Toteis zurückzuführen ist.

Die typischen Böden des Ostholsteinischen Hügellandes sind als sandig-lehmige Braunerden und Parabraunerden mit humoser Krume und einer Tendenz zur Tonverlagerung ausgebildet (BLUME 1992).

Der Gebietsausschnitt **Wassereinzugsgebiet Belauer See** umfasst eine Fläche von 447 ha und ist im Verhältnis zur Seefläche von 1,14 km² sehr klein. Die Einsenkung des Sees verursacht eine Höhendifferenz von 20 m. Der See hat eine Länge von 2250 m, eine Breite von 750 m und eine mittlere Tiefe von 9 m, während die maximale Tiefe 26 m beträgt. Sein Volumen liegt bei mehr als 10 Mio. m³. Der Wasserhaushalt des Sees wird bestimmt durch das Fließgewässersystem Alte Schwentine und ist beeinflusst durch den Mühlstau der Perdöler Mühle, die am Nordende des Sees liegt.

Das Bornhöveder Seengebiet liegt in einer Region, die ein ozeanisch-gemäßigtes Buchenwald**klima** aufweist. Ein noch deutlich zu erkennender atlantischer Einfluss nimmt von Südwest nach Südost ab. Charakteristisch ist ein warm-gemäßigtes, ständig feuchtes Klima mit monatlichen mittleren Niederschlagsmengen um 50-100 mm. Die mittlere Temperatur des wärmsten Monats überschreitet 22 °C nicht. Mindestens vier Monate im Jahr sind im Mittel wärmer als 10 °C.

Die **Hauptwindrichtungen** im Untersuchungsgebiet sind West und Südwest.

Die **Vegetation** des Bornhöveder Seengebietes ist durch die starke landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Die Darstellung und Nutzung der Grünlandstrukturen wandelt sich mit dem Anteil an Feuchte im Boden. Beispielsweise befinden sich die Wirtschaftswiesen auf trockenen Standorten im Übergang von organogenen zu mineralischen Böden. Sie sind geprägt durch starke Düngung, häufige Mahd, Viehverbiss und -tritt. Die Feuchtwiesen sind auf Niedermoorböden angesiedelt und auch durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Das Vorkommen des Buchenwaldes im Bornhöveder Seengebiet korreliert mit dem Auftreten von frischen, nährstoffreichen Böden und verliert sich auf Braunerden und Rostbraunerden. Ein geringer Strauchanteil weist auf eine intensive forstwirtschaftliche Nutzung hin.

Die Probenahmeflächen liegen auf einer **Höhe** von 40-45 m ü. NN.

Müritz NP Mecklenburg

Die Beschreibung des Probenahmegebietes Mecklenburg erfolgt hier nur sehr kurz, da dieses Gebiet, wie auch das Erzgebirge, nach Voruntersuchungen im Rahmen FE-Vorhabens nicht in den Routinebetrieb der Umweltprobenbank des Bundes übernommen wurde.

Das Probenahmegebiet mit den drei Schwerpunktsflächen „Ostufer der Müritz“, „Serrahn“ und „Stechlin“ liegt inmitten des Mecklenburger Höhenrückens mit der darin eingeschlossenen Seenplatte. Die Mecklenburgische Seenplatte gilt mit ihrer verzweigten Gewässerlandschaft, die aus über tausend Seen, Flüssen und Kanälen besteht, als größtes geschlossenes Seengebiet Europas. Fast zugewachsene Wasserarme wechseln sich mit der Fläche großer Seen ab. Zu den Attraktionen dieser Region gehört der größte Binnensee Deutschlands, die Müritz, mit einer Fläche von 117 km² und einer Tiefe von ca. 31 m.

Die Müritz gehört zu den sogenannten „Oberen Seen“ und liegt im Großseenland. Die Naturschutzgebiete Serrahn und Stechlin befinden sich dagegen im Neustrelitzer Kleinseenland zwischen der Müritz im Nordwesten und der Schorfheide im Südosten.

Der 318 Quadratkilometer umfassende Müritz-Nationalpark ist Bestandteil der Mecklenburgischen Seenplatte, die in der Eiszeit vor 12.000 Jahren entstanden ist. Der größte Teil des Nationalparks, der vom Ostufer der Müritz und in etwa durch die Städte Waren, Neustrelitz und Mirow begrenzt wird, ist eine von eiszeitlichen Schmelzwässern geprägte Sanderlandschaft. Der zweite wesentlich kleinere Teil umfasst die im Osten von Neustrelitz gelegenen Endmoränenzüge um Serrahn und reicht bis zum Hirschberg (143,5 m), der höchsten Erhebung des Nationalparks.

Die **Jahresmitteltemperatur** liegt zwischen 8,7 °C (Serrahn) und 9 °C (Schwarzenhof). Der **Jahresniederschlag** (mm/m) schwankt zwischen 620 (Serrahn) und 700 (Schwarzenhof) (<http://www.nationalpark-mueritz.de/>).

Im Untersuchungsgebiet dominieren W- und SW- **Winde**.

Der überwiegende Teil (65%) des Nationalparks ist von Wald bedeckt. Die über 100 Seen nehmen 12%, Moore

8%, Wiesen und Weiden 6% und Ackerflächen 3% der Fläche ein. Das Gebiet des Nationalparks ist sehr dünn besiedelt und weist daher noch viel ursprüngliche Natur auf.

Große Laubwälder, die meist aus Buchen bestehen und die seit 40 Jahren nicht mehr bewirtschaftet wurden, befinden sich im Serrahner Teil des Nationalparks. Nach dem Raubbau wurde vor etwa 200 Jahren mit der geregelten Forstwirtschaft begonnen. Auf etwa 75% der Waldfläche wurden Kiefern angebaut und ab Ende des 19. Jahrhunderts auch nicht einheimische Baumarten wie Douglasie, Fichte, Lärche und Roteiche.

Seinen ganz besonderen Reiz erhält der Müritz-Nationalpark durch die zahlreichen Seen. Die Seenvielfalt und der damit verbundene Artenreichtum der Tier- und Pflanzenwelt machen das Gebiet interessant. So gibt es hier die sauren, nährstoffarmen Braunwasserseen, kalkreiche, nährstoffarme Klarwasserseen und die typischen nährstoffreichen Flachseen.

Die Probenahmeflächen liegen zwischen **40 und 80 m** ü. NN.

Oberbayerisches Tertiärhügelland

Nach der standortkundlichen Landschaftsgliederung nach WITTMANN (1991) setzt sich das Bayerische Tertiärhügelland aus dem Oberbayerischen (Forstlicher Wuchsbezirk 12.8) und dem Niederbayerischen Tertiärhügelland (12.9) zusammen. Nach MEYNEN et al. (1962) entspricht dies dem **Donau-Isar-Hügelland** (062) in der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Dies ist nach FEHN (1962) durch sanft geschwungene Hügelzüge und ein engmaschiges, fein verzweigtes Talnetz gekennzeichnet. Begrenzt wird es im Norden vom Donautal und im Westen vom Lech. Nach Süden bildet in etwa die Linie Amper-Isar die Grenze. Die höchsten Erhebungen erreicht das Hügelland im Südwesten mit Höhen von 520-550 m ü. NN. Die Entwässerung erfolgt überwiegend durch die Flüsse Paar, Ilm, Glonn und Amper, im Osten durch Große und Kleine Laber.

Der Gebietsausschnitt Scheyern ist nach der Gliederung von MEYNEN et al. (1962) dem Unterpunkt **Pfaffenhofener Hügelland** (062.11) zuzuordnen. Dieses bildet den südwestlichsten Ausläufer der aufgrund des Lössreichtums stark landwirtschaftlich – vor allem durch den Hopfenanbau – geprägten Hallertau.

Aufgrund der Größe des Probenahmegebietes und der dadurch bedingten klimatischen Vielfalt sind im Folgenden nur Messstationen in der Region des Gebietsausschnittes Scheyern berücksichtigt.

Das Klima dieser Region ist **subatlantisch bis subkontinental** getönt. Die **Hauptwindrichtungen** werden für Augsburg, Ingolstadt und Landshut mit südwestlich bis westlich angegeben (ca. 15%), ein Nebenmaximum findet sich bei nordöstlichen bis östlichen Richtungen (ca. 10%) (vgl. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 1997).

Nach Angaben von VAN EIMERN (1981) ist das Klima der Hallertau durch mittlere Jahressummen des **Niederschlags** von 707 bis 825 mm gekennzeichnet (gemessen an 12 Stationen mit Seehöhen von 380 bis 523 mm ü. NN., Zeitraum 1931 bis 1960). Auffällig ist hier die hohe Niederschlagsmenge im Sommer (v.a. Juli). Im Sommerhalbjahr ist demnach fast doppelt soviel Niederschlag wie im Winterhalbjahr zu verzeichnen (VAN EIMERN 1981) (vgl. Tab. 2.1-7).

Die durchschnittliche **Jahresmitteltemperatur** beträgt für die Messstationen Hüll, Karlshud und Weihestephan ca. 7,6 °C (vgl. Tab. 2.1-7, vgl. VAN EIMERN 1981). Hierbei ist im dreißigjährigen Mittel der Januar kältester, der niederschlagsreiche Juli wärmster Monat. Anzumerken ist, dass

die breiten Täler von beispielsweise Ilm und Amper als früh- und spätfrostgefährdet gelten (VAN EIMERN 1981).

Das innerhalb des Gebietsausschnittes Scheyern liegende Versuchsgut der FAM hat eine eigene festinstallierte Wettermessstation (Basisstation Oberes Hohlfeld). Diese gibt

für den Zeitraum von 1947 bis 1999 eine mittlere Jahrestemperatur von 7,4 °C und eine mittlere Vegetationszeit von 210-220 Tagen an.

Tab. 2.1-7: Monats- und Jahressummen des Niederschlags in mm (1931-1960, bzw. 1984 bis heute für Scheyern)

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Hüll	54	51	45	50	86	101	122	87	70	62	48	49	825
Geisenfeld	50	50	40	46	68	93	111	82	65	58	46	46	755
Scheyern	56	45	50	64	78	91	108	92	78	57	53	64	836

Tab. 2.1-8: Monats- und Jahresmitteltemperaturen in °C (1931-1960)

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Hüll	-2,6	-1,5	2,8	7,3	12,0	15,3	17,0	16,1	12,8	7,4	3,0	-0,9	7,4
Karlshud	-2,6	-1,3	3,3	7,8	12,4	15,7	17,4	16,5	13,0	7,4	3,0	-0,9	7,6
Weihenstephan	-2,4	-1,2	3,1	7,8	12,4	15,7	17,3	16,6	13,3	7,8	3,0	-0,8	7,7

2.1.2.4 Ballungsraumnahe Ökosysteme

Ballungsraumnahe Ökosysteme sind Bereiche, die ein hohes Emissionspotential an Stoffen aufweisen. Ziel war es hier ballungsraumnahe Waldgebiete auszuwählen, die so exponiert sind, dass sie in den „Hauptabwindfahnen“ des Ballungsraumes liegen.

Saarländischer Verdichtungsraum

Das Saarland als ein „klassischer“ Vertreter der durch Steinkohleabbau, Montan- und Stahlindustrie geprägten Ballungszentren Deutschlands repräsentiert neben den typischen immissionsökologischen Verhältnissen der Schwerindustrie auch immissionsökologische Aspekte des ökonomischen und ökologischen Strukturwandels der letzten Jahrzehnte in Deutschland. Detaillierte Langzeitbeobachtungen des sukzessiven Abbaus immissionsbedingter Stoffbelastungen in urban-industriellen Systemen können im saarländischen Verdichtungsraum effektiv durchgeführt werden. Das Probenahmegebiet ist in drei Gebietsausschnitte, den eigentlichen Ballungsraum „**Saartal**“ und die beiden ballungsraumnahen Waldgebiete „**Warndt**“ und „**Saarkohlewald**“ untergliedert, die aufgrund ihrer unterschiedlichen naturräumlichen Ausstattung und anthropo-

genen Überformung nachfolgend getrennt charakterisiert werden.

Der Gebietsausschnitt **Warndt** liegt im Südwesten des Saarlandes. Es handelt sich dabei um ein flachwelliges (200-300 m ü. NN), fast geschlossenes, ballungsraumnahes Waldgebiet. Das Klima im Warndt ist schwach atlantisch getönt. Das Gebiet gehört zur planaren bis kollinen Höhenstufe, ist relativ kalt und besitzt geringe Niederschläge. Die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 8,4 °C, die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmengen liegen bei 750 mm. Die **Vegetationszeit** variiert zwischen 167 und 174 Tagen und ist damit gegenüber dem nach Norden anschließenden Saartal um 4 bis 7 Tage verkürzt.

Generell ist im Untersuchungsgebiet ein kontinuierliches Temperaturgefälle von Norden nach Süden sowie im Kernbereich nach außen hin festzustellen. Aufgrund der **Niederschlags**summen gehören die meteorologischen Stationen Ludweiler und Lauterbach mit 742 mm bzw. 714 mm zu den trockeneren Messstationen im Vergleich zum Landesdurchschnitt mit 830 mm/a. Die **Windrichtung** im Untersuchungsgebiet, die für alle immissionsökologischen Fragestellungen von Bedeutung ist, ist meist West, Südwest oder Nordwest (SCHNEIDER 1972, Ministerium für Wirtschaft 1986).

Das große zusammenhängende Forst-Ökosystem Warndt weist aufgrund seiner standörtlichen Differenzierung und unterschiedlichen anthropogenen Nutzungsprioritäten eine starke anthropogene Überprägung auf. Das ursprüngliche Jagdgebiet Warndt war im 17. Jahrhundert nicht zur Rodung freigegeben, wurde aber durch bäuerliche Waldnutzung (i.d.R. Waldweide), Holzraubbau und Quarzsand-

gewinnung stark aufgelichtet. Die vorherrschende potentiell natürliche Vegetation ist ein buchenreicher Eichenmischbestand; in der Fläche vorherrschend sind die Waldgesellschaften Hainsimsen- und Drahtschmielen-Buchen-Traubeneichenwald (Ministerium für Wirtschaft 1986, SCHWINN 1992). In den letzten beiden Jahrhunderten wurde die Vegetation durch die forstwirtschaftliche Förderung der heute dominierenden Nadelbaumarten stark verändert. Im Wuchsbezirk Ib, zu dem der Warndt gehört, stocken auf 56% der Fläche Laubwälder (davon 34% Buche) und auf 44% Nadelwälder (25% Fichte).

Die Waldnutzung prägt den Gesamtcharakter des Gebietes, das nur von wenigen Rodungsinseln unterbrochen wird, entscheidend. Die Stürme der Jahre 1989 und 1993 haben die anthropogen geförderten Fichtenbestände, die zum überwiegenden Teil keine standortsgerechte Bestockung darstellen, auf „natürliche Weise“ dezimiert.

Der Warndt stellt als großes zusammenhängendes Waldgebiet aus immissionsökologischer Sicht eine **Pufferzone zwischen dem lothringischen und saarländischen Industriegebiet** dar. Die wichtigsten Emittenten verteilen sich wie folgt: Direkt im Westen schließt sich das Kraftwerk Carling an, im Süden folgt unmittelbar angrenzend an den Gebietsausschnitt das Industriegebiet Forbach, in Nord-, Nordwest- bzw. Nordostrichtung folgen die Hüttenkomplexe von Völklingen, Dillingen und Burbach. Die Dillinger Hütte ist das heutige Zentrum der Rauch- und Staubemission im saarländischen Verdichtungsraum. In den letzten 15 Jahren nahm die Anzahl potentieller Emittenten im Großraum aufgrund der ökonomischen Entwicklung stark ab. Die akkumulierten Stoffeinträge aus den Jahren der „Hochproduktion“ sind für den Boden aber noch relevant. Von waldschädigenden Immissionswirkungen ist etwa seit 1870 bzw. 1880 auszugehen (WAGNER 1965). Zu dieser Zeit wurden die untersuchten Bestände gegründet. Die wesentlichen Emissionen waren Rauchgase (SO₂) und kalkreicher, i.d.R. mit Schwermetallen angereicherter Staub.

Im Probenahmegebiet Warndt ist ein deutlicher Rückgang der Jahresmittelwerte von Schwefeldioxid, Schwebstaub, Stickoxid und Kohlenmonoxid sowie des Staubbiederschlages zu verzeichnen. Allerdings wurden für den Messort Lauterbach im Warndt aufgrund grenzüberschreitender Schadstofftransporte (Carling) im Jahr 1999 und 2000 die höchsten Messwerte des Messnetzes IMMESA verzeichnet. Ein Vergleich mit den Beurteilungswerten der EU (neue Richtlinie) zeigt, dass im Jahr 2000 weder der Grenzwert der EU für den Einstundenmittelwert (350 µg/m³) noch der Grenzwert der EU für den Tagesmittelwert im Zusammenhang mit der zulässigen Anzahl der Überschreitungen überschritten wurde. Beim Tagesmittelwert wurde lediglich eine Überschreitung der „oberen Beurteilungsschwelle“ im Zusammenhang mit der zulässigen Anzahl registriert (Ministerium für Umwelt des Saarlandes 2001).

Die Probenahmefläche für Fichten liegt auf einer **Höhe** von ca. 220 m. ü. NN

Der **Saarkohlewald** stellt morphologisch ein stark reliefiertes und gekammertes Bergland mit einer durchschnittlichen Höhe von 350-400 m dar, das sich in der kollinen bis submontanen Höhenstufe erstreckt. Die mittleren **Jahresniederschläge** zeigen im Saarkohlewald gegenüber den angrenzenden Naturräumen ein leichtes Maximum bei 950 mm. Der größte Anteil des Saarkohlewaldes liegt im Schwankungsbereich zwischen 800 und 900 mm. Die mittleren Jahresdurchschnittstemperaturen liegen zwischen 8,5 und 9 °C. Es handelt sich also um ein atlantisch getöntes Klima mit relativ hohen Niederschlägen in der kollinen bis submontanen Höhenstufe (SCHNEIDER 1972, WAGNER 1965, Ministerium für Wirtschaft 1986).

Die herrschende **Vegetationseinheit** ist der submontane Buchen-Eichenwald, der sich auf den Kohlelehmen ausge-

zeichnet entwickeln kann. Im Bereich des Saartales gehen diese Bestände in Eichen-Hainbuchenwälder über. Auf den oligotrophen Buntsandsteininseln bilden sich zur Podsolierung neigende Braunerden aus. Azonal entwickeln sich in den Alluvien Erlenbruchwälder bzw. Bach-Erlen-Eschenwälder.

Das naturnahe Vegetationsmosaik spiegelt das Nebeneinander von Buntsandstein und den unterschiedlich verwitternden Substraten des Karbons wider. Die klimatischen und edaphischen Bedingungen im Gebietsausschnitt liefern optimale Voraussetzungen für eine Laubwaldentwicklung. Insbesondere die Buche und andere anspruchsvolle Baumarten zeigen sehr gute Wüchsigkeit. Die dominierenden Altbuchenbestände gehören zu den besten Europas (SCHNEIDER 1972, Ministerium für Wirtschaft 1986).

Trotz der als mittelmäßig bewerteten Böden (30-49 Punkte der Reichsbodenschätzung) spielt der Ackerbau im Gebietsausschnitt keine Rolle. Hohe Reliefenergie, hohe Niederschläge und die Erosivität der feinkörnigen Bodenarten erschweren eine landwirtschaftliche Nutzung. Eine dichte Bewaldung ist im Kerngebiet des Gebietsausschnittes charakteristisch, der ursprünglich geschlossene Laubmischwald wird durch Agglomerationszentren von Siedlung und **Industrie** unterbrochen. Das Sulzbachtal ist zwischen Saarbrücken und Friedrichstal durch eine großflächig künstlich aufgeschüttete Talsohle und einen großen zusammenhängenden, verstäderten Siedlungsraum mit ineinander verschachtelten Industrieanlagen und Wohngebieten sowie großflächigen Verkehrsanlagen charakterisiert.

Bemerkenswert ist die Tatsache, dass in den oben beschriebenen Tälern (Sulzbach- und Fischbachtal sowie dem „Neunkircher Talkessel“) aufgrund der günstigen morphologischen und geologischen Verhältnisse der Ausgangspunkt der wirtschaftlichen Entwicklung des Saarlandes liegt. Die anthropogenen Veränderungen prägen in Form sogenannter Abraumhalden noch heute das Landschaftsbild. Ein weiterer wirtschaftlicher Aspekt war der relative Holzreichtum der Täler. Das Holz diente als Bau- und Stützmaterial im Bergbau. Die ursprünglichen submontanen Eichen-Buchenwälder wurden großflächig wieder aufgeforstet. Im Wesentlichen dominieren heute Nadelwaldbestände (*Picea abies*) und Buchenreinbestände (*Fagus sylvatica*).

Aufgrund der zunehmenden bzw. bereits abgeschlossenen Verlagerung der Industriestandorte in das mittlere Saartal hat sich die Immissionssituation in den letzten 20 Jahren gravierend geändert. Die Montanindustrie, die über Jahrzehnte den Landschaftsraum geprägt hat, spielt heute nur noch eine untergeordnete Rolle. Förderaktivitäten gehen lediglich von der Grube Göttelborn und z.T. noch von der Grube Camphausen aus. Die zahlreichen stillgelegten Gruben des Fischbach- und Sulzbachtals prägen mit ihren Schachtanlagen, Abraumhalden und Schlammweihern das Landschaftsbild entscheidend. Neben Abraumhalden dominieren in den unteren Bereichen (Alter etwa 80-120 Jahre) die Schlamm- und Absinkweiher, die für den gesamten Gebietsausschnitt charakteristisch sind.

Im Fischbachtal liegt die Dauerbeobachtungsfläche „Fischbach“ der saarländischen Landesforstverwaltung, die seit 1994 Teil eines Messnetzes der Level II-Dauerbeobachtung der EU ist. Auch an dieser Messstation zeigt sich, dass sich zwar der Schwefeleintrag als Folge der Luftreinhaltepolitik in den letzten Jahren verringert hat, aber weiterhin annähernd gleiche Mengen an Stickstoff in die Wälder eingetragen werden. Der aus der Landwirtschaft stammende Teil (NH₄-N) liegt über dem Anteil, der überwiegend auf Abgase (NO_x-N) aus Verbrennungsmotoren zurückgeht. Die Verfolgung der pH-Wert-Entwicklung zeigt auf allen saarländischen Dauerbeobachtungsflächen in den Tiefenintervallen 10 cm, 25 cm und 100 cm eine kontinuierliche Zunahme der H⁺-Ionenkonzentrationen in der Zeit vom 1990 bis 2000. Im Saarkohlewald wurde in den letzten 10 Jahren eine Veränderung des pH-Wertes in

1 m Tiefe um 1 Einheit (von 5 auf 4) festgestellt. An der Messstelle „Von der Heydt“, die in unmittelbarer Nähe zur UPB-Probenahme­fläche „Oberes Steinbachtal“ liegt, sank z.B. der pH-Wert von ca. pH 5 im Jahr 1990 auf einen pH-Wert von 4 im Jahre 2000 ab. Bei der Mehrzahl der Standorte (Beispiel Fischbach) ist der Anteil der Säuren gegenüber den Basen im Oberboden in den letzten 10 Jahren von 35% auf 60% angestiegen. Im Saarkohlewald wurde in den letzten Zeitreihen z.T. nur noch 20% Basen in der Bodenlösung festgestellt.

Die Dynamik der bisherigen Ergebnisse aus dem forstlichen Monitoring Level II im Saarland macht deutlich, dass sich in einem Zeitraum von nur 10 Jahren die Wachstums- und Ernährungsbedingungen für die Waldstandorte kontinuierlich verschlechtert haben.

Die im Boden, durch die von außen im Übermaß eingetragenen Nährstoff- und Schadstoffmengen ausgelösten Prozesse (Versauerung, Nährstoffverluste, Freisetzung toxischer Stoffe usw.) halten nicht nur an, sondern haben sich z.T. mit dramatischer Geschwindigkeit entwickelt (Ministerium für Umwelt 2001).

Vor dem Hintergrund der errechneten Belastungsgrenzen, ist zu sagen, dass insgesamt gesehen alle saarländischen Bestände mit Stickstoff überdüngt werden. Derzeit wird 10 mal mehr Stickstoff eingetragen, als der Standort Fischbach verkraften kann.

Die Probenahme­fläche für Fichten liegt im Saarkohlewald zwischen **260** und **340 m ü. NN**.

Dübener Heide

In der fortgeschriebenen Konzeption zur Umweltprobenbank des Bundes ist die Dübener Heide neben dem Saarländischen Verdichtungsraum als weiterer Repräsentant ballungsraumnaher Ökosysteme aufgeführt. Das Probenahmegebiet, welches den Ballungsraum Halle-Leipzig-Bitterfeld und große Teile der eigentlichen Dübener Heide umfasst, liegt an den politischen Grenzen der Bundesländer Sachsen und Sachsen-Anhalt. Es stellt das größte Industriegebiet Mitteldeutschlands dar und ist durch eine Industrie- und Bevölkerungsagglomeration geprägt. Das Gebiet ist das dicht besiedelteste in Ostdeutschland, im Durchschnitt leben hier pro km² mehr als doppelt so viele Menschen wie im ostdeutschen Durchschnitt (www.umweltprobenbank.de).

Zur Dokumentation der Belastungssituation des Probenahmegebietes wurden für die Umweltprobenbank zwei getrennte Gebietsausschnitte ausgewiesen. Der Gebietsausschnitt **Dübener Heide Mitte** als ballungsraumnahes Waldökosystem im Nordosten des Probenahmegebietes und der **Transekt Halle-Leipzig**, der einen repräsentativen Querschnitt durch den eigentlichen Agglomerationsraum darstellt, wobei für den in dieser Arbeit gewählten Ansatz nur der Gebietsausschnitt „Dübener Heide Mitte“ Relevanz hat.

Klimatisch gehört das Probenahmegebiet zum Klimabereich der Leipziger Bucht. Das Gebiet nimmt im Vergleich zum kontinentaleren Ostdeutschland und den ozeanisch getönten Gebieten westlich des Harzes eine Mittelstellung ein. Die **Temperaturen** liegen im langjährigen Mittel bei 8 °C. Im Januar werden Durchschnittswerte zwischen -1 bis 0 °C erreicht. Im Juli steigen die Durchschnittstemperaturen auf 17,5 und 19,0 °C an. Das Tagesmittel von Temperaturen > 5 °C liegt bei 220-230 Tagen/Jahr; das Tagesmittel der Temperaturen > 10 °C bei 160-165 Tagen/Jahr. Das Gebiet ist als relativ wärmebegünstigt zu bezeichnen, die mittlere Dauer der frostfreien Tage beträgt etwa 200 Tage. Das Probenahmegebiet liegt am Ostrand des mitteldeutschen Trockengebietes, so dass die **Niederschläge** einem Gradienten folgend von West nach Ost zunehmen. Während Halle im langjährigen Mittel die Jahressumme

von 500 mm nicht ganz erreicht, fallen im Südosten Leipzigs 650 mm im Jahr. Somit gehören die östlichen Bereiche des Probenahmegebietes, die im Regenschatten des Harzes liegen, zu den regenärmsten Landschaftsräumen der ehemaligen DDR.

Die **Hauptwindrichtung** im Probenahmegebiet ist West bis Südwest geprägt mit Windgeschwindigkeiten, die im Jahresmittel zu 60% zwischen drei und sechs m/s, und zu 10% unter 1,0 m/s liegen. Unter diesen Bedingungen können sich die aus immissionsökologischer Sicht problematischen stabilen Schichtungen der Atmosphäre (Inversionslagen) ausbilden (vgl. NEEF 1960, LUX 1965, BMU 1991).

Der **Gebietsausschnitt Dübener Heide Mitte** ist durch einen hohen Waldbestand gekennzeichnet. Geobotanisch stellt die Dübener Heide ein Übergangsgebiet dar. Es kommen sowohl boreale, atlantische, montane und kontinentale Florenelemente vor (vgl. HEYMANN et al. 1969). Der Westteil ist im Allgemeinen subkontinental geprägt. Dort dominiert die Assoziation des subkontinentalen Linden-Traubeneichen-Hainbuchen-Waldes (Tilio-Carpinetum); der südliche Teil steht unter atlantischem Einfluss. Folgerichtig herrscht hier ein Hainsimsen-Eichen-Buchenwald (Melampyro-Fagetum) bzw. ein Kiefern-Birken-Stieleichenwald (Molinio-Quercetum) vor. Die grundwasserbeeinflussten Standorte in den Talauen sind im Wesentlichen durch Auewaldkomplexe geprägt (Fraxino-Ulmetum, Salici-Populetum). Als dominierenden Baumarten treten Schwarzpappel (*Populus nigra*) und Weiden-Arten auf. Höher gelegene tonreichere Standorte werden durch Stieleiche (*Quercus robur*), Flatterulme (*Ulmus laevis*) sowie Esche (*Fraxinus excelsior*) und Feldahorn (*Acer campestre*) geprägt (vgl. HEYMANN et al. 1969, GROLL 1979).

Die natürliche Vegetation der Dübener Heide wurde bereits sehr früh durch anthropogene Eingriffe verändert. Die Eichen-Hainbuchenwälder wurden bereits vor 200 Jahren (vgl. ENDERLEIN & STEIN 1964, GROLL 1979) zur effektiven forstwirtschaftlichen Nutzung durch Kiefern ersetzt (vgl. BMU 1991). Seit Beginn der 60er Jahre werden die Wälder allmählich in naturnähere Wirtschaftswälder umgestaltet, die einen höheren Laubholzanteil besitzen. Als Bestandszieltypen werden heute angegeben: Traubeneichen-Buchenwald, Kiefern-Buchenwald, Douglasienreinbestände, Kiefernreinbestände und Buchen-Lärchenbestände (Forstliche Landesanstalt, mündl. Mitteilung 2002). Die wenigen waldfreien Flächen in der Dübener Heide werden landwirtschaftlich genutzt, dabei dominieren Kartoffel- und Roggenanbau.

Landschaftsprägende Flächenstrukturen sind neben dem Waldgebiet der Dübener Heide die urban-**industriellen** Ballungszentren, Braunkohletagebaue und intensiv genutzte Landwirtschaft.

Der mitteldeutsche Ballungsraum Halle-Leipzig-Bitterfeld ist traditionell mit Chemie und Biotechnologie verknüpft. Zur Konzentration der chemischen Industrie in diesem Raum führten neben günstigen Standortbedingungen vor allem auch politische Entscheidungen im Deutschen Reich vor 1940 (RICHTER 1987). Leuna, Buna und Bitterfeld/Wolfen gehörten bis zum 2. Weltkrieg zu den modernsten Chemiestandorten Deutschlands. In den 70er Jahren ergänzte die DDR die Region um die Industrieschwerpunkte Energiewirtschaft, Anlagenbau, Medizintechnik und Biotechnologie.

So entwickelten sich in der Bördelandschaft westlich der Mulde die Chemiestandorte Espenhain, Böhlen, Zeitz, Leuna, Schkopau (Buna), Lützkendorf, Weißandt-Görlitz und Osternienburg. Im Nordosten griff die Industrieregion um die Chemiestandorten Eilenburg, Bitterfeld, Dessau, Rodleben, Coswig/Anhalt und Wittenberg-Piesteritz auf die Dübener Heide und die Flämingsüberdachung über. Im Umkreis von Halle konzentrierten sich in den 80er Jahren auf 2% der Fläche der neuen Bundesländer fast 50% der dortigen Chemieanlagen (RICHTER 1987, SCHWARTAU 1987).

Die Entwicklung der chemischen Industrie war eng mit dem Braunkohlebergbau verbunden. Zur Hochproduktionszeit wurden im Gebiet 18 Großtagebaue betrieben. 1989/90 begann der Niedergang des Braunkohlebergbaus. Im Jahr 2001 wird nur noch an drei Standorten (Profen, Zwenkau und Schleenhain) die Braunkohleförderung fortgesetzt. Die anderen Tagebauflächen werden derzeit bereits revitalisiert. Neben umfangreichen Gehölzpflanzungen verändern vor allem die durch Flutung der Restlöcher neu entstehenden Wasserflächen die Landschaftsstruktur.

Nach der Wende war die Entwicklung der Infrastruktur der entscheidende Faktor für einen wirtschaftlichen Aufschwung der Region. Durch modernste Verkehrsverbindungen (Internationaler Flughafen, ICE-Anbindung, ausgebauten Autobahnnetz), verfügbare und im Wachstum begriffene Industrie- und Gewerbeparks hat sich der Raum zu einem attraktiven Investitionsstandort entwickelt. Umfangreiche Investitionen ließen an den Chemiestandorten Buna, Böhlen, Leuna, Bitterfeld und Piesteritz weltweit agierende Chemieparcs entstehen (wie Dow Chemicals/BSL und Elf/Mider im Chemiepark Leuna, Bayer Bitterfeld im Chemiepark Bitterfeld-Wolfen und SKW Piesteritz). Daneben entwickelt sich die Region derzeit zu einem hochleistungsfähigen Biotechnologiestandort.

Infolge der Ballung der Braunkohle- und Chemieindustrie und der dadurch bedingten Bevölkerungsagglomeration mit ihren umweltspezifischen Folgeproblemen ist der Verdichtungsraum Halle/Leipzig einer der immissionsbelastetsten Räume Mitteleuropas.

Vor allem im Zeitraum von 1960 bis 1989 wurden hier enorme Schadstoffmengen emittiert. Dabei handelte es sich in erster Linie um hohe Staub- und SO₂-Emissionen, die zu 90% auf den weitverbreiteten Einsatz der Braunkohle als Energieträger zurückzuführen waren. Die Kohlenmonoxidemissionen verteilten sich fast gleichmäßig auf die drei Bereiche Industrie, Hausbrand/Kleinverbraucher und Verkehr, während für die Stickoxidbelastung vor allem Verkehr und Industrie verantwortlich waren.

Folgen des politischen Wandels waren z.T. Stilllegungen von Produktionsanlagen, Austausch von Energieträgern, aber auch die Zunahme der Kraftfahrzeugdichte. Insgesamt war eine Abnahme der Emissionen aus stationären Quellen zu verzeichnen.

Der Verdichtungsraum war Anfang bis Mitte der 90er Jahre jedoch immer noch durch hohe Staub- und SO₂-Emissionen charakterisiert, die auf den weitverbreiteten Einsatz der Braunkohle als Energieträger zurückzuführen sind. 88-90% der Staub- und SO₂-Emissionen stammten aus der Industrie. Bei der Emission von Kohlenmonoxid war eine fast gleichmäßige Aufteilung auf die drei Emittentengruppen Industrie, Hausbrand/Kleinverbraucher und Verkehr vorhanden. Der Verkehr trägt mit 42%, die Industrie mit 55% zur Stickoxidproduktion bei.

Ende der 90er Jahre zeigte sich ein sehr starker Rückgang der Schwefeldioxid- und Staubbilanzbelastung (Hauptemittenten: Hausbrand und Industrie). Das belegen die langjährigen Messreihen an Messorten des lufthygienischen Überwachungssystems (LÜSA).

Bei Schwefeldioxidmessungen wurden 1997 die Immissionswerte der TA Luft, EU-Grenz- und Leitwerte sowie der 24-Std.-MIK-Wert während des Messzeitraumes nicht überschritten oder erreicht. Bei Staubbilanzmessungen lagen Werte einzelner Messpunkte des LÜSA-Netzes über dem Immissionswert der TA Luft. Die Messung verkehrsspezifischer Schadstoffe, wie Stickstoffoxide, Benzol oder Ruß, ergab, dass bis auf einzelne Fälle alle Werte unterhalb der Grenzwerte der TA Luft und der 22. BImSchV lagen. Für Blei, Cadmium, Arsen und Nickel als Inhaltsstoffe des Schwebstaubes konnte keine Überschreitung von Grenz- bzw. Beurteilungswerten festgestellt werden (<http://www.mu.sachsen-anhalt.de>).

Im östlichen Raum des Probenahmegebiets erstreckt sich ein weites Gebiet der industriell-agrarischen Mischnutzung. Im Westen schließt das Gebiet unmittelbar an vorherrschend agrarisch strukturierte Areale an. Im Südosten geht der Verdichtungsraum allmählich in das Ballungszentrum Chemnitz über.

Die Hauptanbauprodukte auf den intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen mit fruchtbaren Böden waren bis zum Zeitpunkt der Wende Getreide, Kartoffeln und Zuckerrüben, daneben in geringerem Umfang Feldfutter und Gemüse. Hinzu kam eine intensive Milch- und Fleischproduktion um Halle und Leipzig mit entsprechenden Großvieheinheiten auf vergleichsweise geringem Raum und hohem Nitratreintrag in die Produktionsflächen über die Gülleausbringung. Seitdem hat sich ein deutlicher Strukturwandel vollzogen, der durch Zunahme des Weizenanbaus, des Anbaus von Silomais und Raps, einem extremen Rückgang des Anbaus von Kartoffeln und Zuckerrüben sowie übriger Feldfrüchte, Rückgang der Milch- und Fleischproduktion (Halbierung des Bestandes an Rindern, Schweinen und Schafen (<http://www.statistik.sachsen.de>), gezielte Stilllegung von Ackerflächen (15%) und einen Rückgang der gesamten landwirtschaftlichen Nutzflächen gekennzeichnet werden kann. Begleitend hierzu hat sich auch ein Wandel in Art und Umfang des Pflanzenschutz- und Düngemittelsatzes vollzogen (vgl. u.a. BEITZ 1994, HEINISCH et al. 1994, HEINISCH & WENZEL-KLEIN 1994; SCHMIDT 1994).

Die Waldbestände des **Gebietsausschnittes Dübener Heide Mitte** sind durch immissionsbeeinflusste Veränderungen gekennzeichnet. Starke SO₂-Immissionen aus den Industriebetrieben und Großkraftwerken des Raumes Bitterfeld-Gräfenhainichen haben zu starken Schädigungen der Kiefer geführt. Zu Beginn der 60er Jahre traten deutliche Ertragsminderungen in der Holzproduktion auf (vgl. HEYMANN et al. 1969, GROLL 1979). Folgende Hauptemittenten waren in der Zeit bis 1990 an der geschilderten Situation beteiligt:

- VEB Chemiekombinat (CKB) Bitterfeld
- VEB Fotochemisches Kombinat Wolfen (ORWO)
- VEB Braunkohlekombinat Bitterfeld (BKK)
- Reichsbahnkraftwerk Muldenstein.

Neben einem intensiven Herbizideinsatz, der zunehmenden „Verkrautung“ der Waldbestände entgegenwirken sollte, wurden seit den 60er Jahren die Kiefernbestände mit Harnstoff gedüngt. Ziel war es, eine zunehmende Gefügestabilisierung und Bodenverbesserung (Nährstoffe) zu erreichen. Anfänglich wurde im 9-Jahresrhythmus gedüngt (die ersten drei Jahre hintereinander Harnstoff, dann sechs Jahre ohne Düngung), ab 1977 im 6-Jahresrhythmus (drei Jahre Düngung - drei Jahre Pause) (vgl. GROLL 1979). In den Kiefernforsten wurden zwischen 220 bis 250 kg/ha Harnstoff gedüngt, dies entspricht einer Menge von 120 kg/ha Stickstoff. Auf eine Aufbasierung der Böden durch Kalkung wurde verzichtet, da die Flugstäube einen entsprechenden Effekt hervorriefen (vgl. HEYMANN et al. 1969, GROLL 1979).

Die durch SO₂-Immissionen zu Beginn der 90er Jahre stark geschädigten Kieferreinbestände haben sich infolge verringerter Immissionen und jetzt erhöhtem immissionsbedingtem N-Eintrag sichtlich erholt. Großflächig sind Eutrophierungen von hohen Einträgen basischer Flugaschen zu verzeichnen. Ein Umbau der Kieferreinbestände in laubbaumreichere Bestandszieltypen wird daher auch weiterhin forciert.

2.1.2.5 Zusammenfassung wichtiger Parameter

Im Rahmen dieser Arbeit liegt der Schwerpunkt der Ökosystembetrachtung auf Wäldern innerhalb dieser Systeme. Diese unterscheiden sich, wie oben aufgezeigt, zum einen durch eine unterschiedliche Entfernung zu E-mittenten, aber auch durch den Grad der forstwirtschaftlichen Nutzung. Inzwischen ist bekannt, dass die häufig in bewirtschafteten

Wäldern auftretende gleichartige Altersstruktur und der dichtere Kronenschluss bewirken, dass im Vergleich mit naturnahen, stark strukturierten Wäldern mit gleichen dominanten Baumarten eine Veränderung in der Kronenoberfläche und der Lichtverhältnisse zu verzeichnen ist, die ihrerseits Immissionen und die (v.a. die photochemische) Abbaurate beeinflussen können.

Tab. 2.1-9: Zusammenstellung der für die Fragestellung wichtigen Parameter

Probenahmegebiet	Gebietsausschnitt	Ökosystemtyp	Höhe ü. NN	Jahresmittel [°C]	Niederschlags-summe [mm/a]	vorherrschende Windrichtung
NP Berchtesgaden	Wimbachtal	naturnah	990-1540	4	1980-2500	W, SW
NP Bayerischer Wald	Markungsgraben	naturnah	1020-1240	3-4,5	1200-1500	W, SW
NP Hochharz	Oberes Ilseeinzugsgebiet	naturnah	540-900	5-8	900-1600	W, SW
Erzgebirge	k.A.	forstlich	780-940	3-7	850-1100	SW
Solling	Sievershausen	forstlich	410-510	7-8	900-1050	SW, W
Pfälzerwald	Moosbachtal	forstlich	230-300	7-9	700-1000	SW, W
Mecklenburg-Vorpommern	k.A.	agrarisches	40-80	8,7-9	620-700	W, SW
Oberbayerisches Tertiärhügelland	Scheyern	agrarisches	470-515	7,6	700-825	SW, W
Bornhöveder Seengebiet	Belauer See	agrarisches	40-45	8-9	760	SW, W
Dübener Heide	Dübener Heide Mitte	ballungsraumnah	100-120	8	500-650	W, SW
Saarländischer Verdichtungsraum	Warndt	ballungsraumnah	ca. 220	8,4	750	W, SW, NW
	Steinbachtal	ballungsraumnah	260-340	8,5-9	800-900	SW, W

2.1.3 Probenarten

Die Auswahl geeigneter Akkumulationsindikatoren zur Schadstoffüberwachung ist ein wesentlicher Beitrag zum Erfolg von Monitoringstudien. Für das Projekt Umweltproben-

bank des Bundes haben biologische Probenarten besondere Bedeutung als räumliche und zeitliche Akkumulatoren potentieller Schadstoffe. Da ein einziger Indikator nicht ausreicht, um die Belastungssituation umfassend zu beschreiben, wurden für die Umweltprobenbank

sogenannte **Probenartensets** festgelegt. Idealerweise sollten dabei alle trophischen Niveaus und die wichtigsten Funktionen in einem Ökosystem durch geeignete Probenarten vertreten sein, um eine möglichst vollständige Überwachung aller akkumulierbaren Schadstoffe in einem Ökosystem gewährleisten zu können. Jedoch ist es gerade für die trophische Stufe der höheren Konsumenten (Endglieder von Nahrungsketten), die sich aber oftmals aufgrund der Anreicherungseffekte durch besonders hohe Akkumulationsraten auszeichnen, schwierig, geeignete Vertreter für einen routinemäßigen Einsatz in Monitoringprogrammen zu finden, da sie in der Regel selten und durch Gesetze geschützt sind. Des Weiteren sollten die ausgewählten Arten die für die Fläche typischen Floren- und Faunenelemente vertreten. Neben diesen für das Projekt ausschlaggebenden Kriterien fanden bei der Auswahl geeigneter Probenarten eine Reihe weiterer Kriterien Berücksichtigung, die u.a. ausführlich in KLEIN & PAULUS (1995) dargestellt sind.

Für die Umweltprobenbank wurden folgende Arten ausgewählt, wobei hier aber nur auf die für diese Arbeit relevanten, fett dargestellten Arten näher eingegangen werden soll:

- **Fichte** (*Picea abies*), **Kiefer** (*Pinus sylvestris*)
- **Buche** (*Fagus sylvatica*), **Pappel** (*Populus nigra*, *italica*)
- Stadttaube (*Columba livia f. domestica*), Reh (*Capreolus capreolus*), Regenwürmer (*Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa*)
- Boden
- Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*), Brassen (*Abramis brama*)
- Blasentang (*Fucus vesiculosus*), Aalmutter (*Zoacres viviparus*), Silbermöwe (*Larus argentatus*).

Detaillierte Begründungen, die zur Auswahl dieser Arten geführt haben, finden sich in den jeweiligen Verfahrensrichtlinien (Umweltbundesamt 1996).

Laubbäume

Die **Buche** (*Fagus sylvatica*) wurde aufgrund ihrer dominanten Stellung in naturnahen und anthropogen beeinflussten Waldökosystemen ausgewählt. Sie ist mit ca. 14% Anteil an der Waldfläche die häufigste Laubbaumart in Deutschland (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft 2001). Im Vergleich mit Nadelbäumen werden Laubbäume seltener als Bioindikatoren und meist während oder am Ende der Vegetationsperiode eingesetzt. Damit können sie die immergrünen Koniferen in jahreszeitlicher und ökologischer Sicht sinnvoll ergänzen. Aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche und ihrer natürlichen Verbreitung eignet sich die Buche besonders für die Überwachung von kollinen und montanen Waldökosystemen. Buchen sind jedoch – z.B. als Windschutz – in vielen Agrar-Ökosystemen vertreten (z.B. Knickbuchen im Bornhöveder Seengebiet).

In ballungsraumnahen Belastungsgebieten wird die Buche durch die **Pyramidenpappel** (*Populus nigra*, *italica*) vertreten, da hier erhebliche ökologische Unterschiede hinsichtlich der Wuchsbedingungen im Vergleich zu naturnahen Ökosystemen bestehen und deshalb auf andere Arten zurückgegriffen werden muss. In diesen urban-industriellen Verdichtungsräumen wird die Pyramidenpappel häufig angepflanzt und durch die urbanen Strukturen gefördert.

Als **Zielkompartimente** werden bei den beiden Laubbaumarten die Blattspreiten aus der Mitte von Langtrieben aus dem oberen, frei exponierten und belichteten Kronenraum (exponierte Lichtblätter) beprobt. Bei freistehenden Bäumen, was häufig für die Pyramidenpappel zutrifft, werden aus der Kronenperipherie in 5-7 m über dem Boden mindestens vier Äste mit jeweils drei bis fünf Langtrieben für die Probenahme ausgewählt.

Nadelbäume

Nadelbäume haben u.a. wegen ihrer forstwirtschaftlichen Bedeutung und der damit verbundenen weiten Verbreitung, ihrer Fähigkeit, besonders effektiv Stoffe aus dem Luftstrom auszukämmen und der ganzjährigen Exposition der Assimilationsorgane besondere Bedeutung als Bioindikatoren.

Die **Fichte** (*Picea abies*) weist als wichtige Forstbaumart eine weite Verbreitung und hohe Abundanz mit wirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung auf. In Deutschland ist die Fichte mit etwa 33% Anteil an der Waldfläche die häufigste Baumart (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft 2001). Diese Bedeutung hat zu einem hohen Kenntnisstand bezüglich ihrer Ökologie, ihrer Populationsgenetik, ihrer Empfindlichkeit und ihrem Akkumulationsverhalten gegenüber vielen Chemikalien geführt.

Mit zunehmender Kontinentalität nach Osten hin wird die Fichte und ihre Stellung von der **Kiefer** (*Pinus sylvestris*) abgelöst. Die Kiefer ist zudem mit 28% die zweithäufigste Baumart in Deutschland (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft 2001).

Üblicherweise werden bei Fichten und Kiefern die nach Nadeljahrgängen getrennten Triebe vor der Analyse getrocknet; danach sind die Nadeln leicht abzulösen. Eine Abtrennung der Nadeln ist jedoch für die Analyse flüchtiger oder leicht zersetzlicher Stoffe problematisch. Zwar lassen sich die Nadeln auch ohne Trocknung, z.B. durch Versprödung mit flüssigem Stickstoff erreichen. Eine Kontamination des tiefkalten Materials durch kondensierende Luftinhaltsstoffe, z.B. mit leichtflüchtigen PAK, ist nur durch das Arbeiten unter Reinluftbedingungen vermeidbar.

Des Weiteren schlagen sich die an Partikel gebundenen schwerflüchtigen Substanzen bevorzugt an der Rinde der jungen Triebe nieder, so dass diese bei alleiniger Analyse der Nadeln unberücksichtigt blieben. Aus den genannten Gründen werden im Rahmen der Umweltprobenbank als **Zielkompartimente**

einjährige Fichten- und Kieferntriebe gesammelt. Die Entnahme der Äste erfolgt bei Fichten unterhalb des sechsten Astquirls aus dem oberen, frei exponierten und belichteten Kronenraum. Bei Kiefern ist die Entnahme auf die exponierte Licht- oder Oberkrone beschränkt.

Während mit Laubbäumen nur die Immissionseinflüsse während der Vegetationsperiode erfasst werden können, erlauben Koniferen auch Aussagen über die durch veränderte Immissionstypen und meist höhere Immissionen gekennzeichneten Wintermonate. Insbesondere die Konzentrationen der aus Verbrennungsprozessen stammenden anorganischen und organischen Verbindungen (z.B. PAK) steigen besonders während der Wintermonate an. Auch für weitere Stoffe können außerhalb der Vegetationsperiode Konzentrationsänderungen verzeichnet werden. Ein Zeitraum geringer Dynamik bei Fichten und Kiefern ist der Zeitraum zwischen Schneeschmelze und dem Beginn des Neuaustriebs, der auch im Rahmen der Umweltprobenbank als **Probenahmezeitraum** festgelegt wurde. Je nach Gebiet und Jahr schwankt der ideale Zeitpunkt zur Durchführung der Probenahme zwischen März und Mai.

Die für diese Probenarten aus Gründen der Qualitätssicherung entwickelten **Richtlinien** (SOPs) gewährleisten ein hohes Maß an Standardisierung (Umweltbundesamt 1996, KLEIN & PAULUS 1995).

Die umfassende **Charakterisierung** der in der Umweltprobenbank gelagerten Proben stellt einen wesentlichen Bestandteil des Gesamtprogramms dar. Insbesondere die Kenntnis ökologischer Parameter ist für das ausreichende Verständnis rückstandsanalytisch erhobener Daten unverzichtbar (MÜLLER 1980, BIGNERT et al. 1993).

Die Probencharakterisierung in der Umweltprobenbank des Bundes teilt sich in folgende drei Bereiche auf:

- Dokumentation der Probenbehandlung,
- biometrische Charakterisierung sowie
- ökologisch-biogeographische Charakterisierung.

2.1.3.1 Deposition

Es ist inzwischen bekannt und allgemein akzeptiert, dass die Kontamination von oberirdischen Pflanzenteilen mit persistenten lipophilen Organika durch atmosphärische Deposition weitaus bedeutender ist als die Aufnahme über die Wurzeln und die anschließende Translokation (UMLAUF 1994). Anhand der Ergebnisse von Translokationsexperimenten wurde von BRIGGS et al. (1982) formuliert, dass für organische Substanzen mit einem Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten oberhalb von 10000 kein Übergang von der Bodenmatrix in die Pflanze zu erwarten ist. Höhere Belastungen in Pflanzen, die auf stark kontaminierten Böden wachsen, wurden schon früh als Folge der Ausgasung aus dem Boden und anschließender Aufnahme durch die oberirdischen Pflanzenteile erkannt (BACCI & GAGGI 1985, 1986). Nach UMLAUF et al. (1994b) spielt die Aufnahme über die Wurzeln für SOCs mit einem $\log K_{OW} > 4$ schon eine unbedeutende Rolle, so dass die Anreicherung in den Pflanzen in unmittelbarem Zusammenhang mit der atmosphärischen Deposition am Standort gesehen werden kann.

Organische Schadstoffe gelangen durch nasse und trockene Depositionsprozesse in terrestrische (Wald-)Ökosysteme.

Bei der atmosphärischen Deposition unterscheidet man zwischen

- der **trockenen gasförmigen**,
- der **trockenen partikelgebundenen** und
- der **nassen** Deposition.

Für die Akkumulation ausgewählter Verbindungen in Pflanzen haben die genannten Depositionspfade unterschiedliche Bedeutung. Hierbei bestimmt die Konzentration der Schadstoffe in der Gas-, der Partikel- und der Flüssigphase der Atmosphäre die Aufnahme durch die Pflanzen. Meteorologische Parameter steuern die Verteilung und den Transfer in der Atmosphäre. Ausführliche Untersuchungen zur Bedeutung der verschiedenen Depositionsarten für einige SOCs wurden von UMLAUF (1994) & UMLAUF et al. (1994a,b) durchgeführt.

PAK zählen zu den mittel- bis schwerflüchtigen organischen Substanzen (**Semivolatile Organic Compounds [SOCs]**). In der trockenen Atmosphäre kommen sie sowohl gasförmig als auch an Partikel adsorbiert oder inkorpiert vor. Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten PAK weisen Sättigungsdampfdrücke zwischen $13 \cdot 10^{-9}$ und $22 \cdot 10^{-3}$ auf (siehe auch Tab. 2.3-2, S. 41). Am oberen Ende dieses Dampfdruckbereichs liegen sie praktisch vollständig gasförmig vor, während PAK im unteren Bereich an Partikel gebunden in der Atmosphäre vorkommen. Die Verteilung zwischen Gas- und Partikelphase wird durch den Dampfdruck bei aktueller Temperatur und den Partikelgehalt in der Atmosphäre bestimmt, d.h. die Temperatur hat einen wesentlichen Einfluss auf die Gas/Partikelverteilung der SOCs. Hierbei ist ein deutlicher jahreszeitlicher Trend festzustellen. Zum Jahresende nehmen die Konzentrationen in der Gasphase aufgrund sinkender Temperaturen ab. Schwererflüchtige Substanzen liegen dann zunehmend partikelgebunden vor (UMLAUF et al. 1994a). Über die Bedeutung der relativen Luftfeuchte für die Adsorption hydrophober Verbindung an Partikel ist bisher wenig bekannt. Man weiß jedoch, dass mit zunehmender relativer Feuchte eine Quellung der Aerosole sowie eine Adsorption von Wassermolekülen auf der Partikeloberfläche erfolgt. Nach Angaben von MCDOW & HUNTZINCKER (1990) kann der insgesamt polare Charakter des feuchten Aerosols dazu führen, dass die Gas/Partikelverteilung in Richtung der Gasphase verschoben wird.

Trockene gasförmige Deposition

Die **trockene gasförmige Deposition** von PAK erfolgt nach der Diffusion durch die laminaire Grenzschicht zunächst durch Adsorption an die Pflanzenoberfläche, dem sich die Absorption in das pflanzliche Gewebe anschließt, d.h. die Diffusion durch die Cuticula. Parallel dazu ist eine Aufnahme über die Stomata und Lentizellen möglich. Hierbei hängt – wie oben schon erwähnt – die Adsorption stark von der Temperatur ab.

Trockene partikelgebundene Deposition

Die **trockene partikelgebundene Deposition** ist u.a. von den verschiedenen Depositionsgeschwindigkeiten der verschiedenen Partikelgrößen abhängig. Als allgemeiner Anhaltspunkt gilt nach BIDLÉMAN (1988), dass partikelgebundene SOCs überwiegend in der Feinfraktion atmosphärischer Partikel auftreten. Korngrößen-spezifische Messungen belegen, dass der partikelgebundene Anteil der PAK fast ausschließlich an Partikel $> 2 \mu\text{m}$ gebunden ist. Jahreszeitliche Änderungen und das zunehmende Alter der Luftmassen können zu Veränderungen des Partikelgrößenpektrums führen. Des Weiteren verbessern bei hoher relativer Luftfeuchte die auf den Oberflächen von Pflanzenteilen und den Partikeln selbst auftretenden Wasserfilme das Anhaften der Teilchen. In Abhängigkeit von ihrer Größe gelangen die Partikel durch Diffusion, Impaktion und Sedimentation auf die Blattoberfläche. Die Depositionsgeschwindigkeit ist dabei von der Partikelgröße, den Oberflächeneigenschaften und den mikroklimatischen Bedingungen abhängig.

Partikel kleiner als $1 \mu\text{m}$ verhalten sich in der Atmosphäre ähnlich wie Gase. Aufgrund ihrer geringen Masse spielen Impaktions- und Sedimentationsprozesse nur eine untergeordnete Rolle; der Partikeltransport erfolgt durch **Diffusion**. Für Partikel zwischen $2\text{-}10 \mu\text{m}$ bestimmt die **Impaktion**, d.h. die Trägheitsabscheidung von Partikeln an angeströmten Hindernissen, die Depositionsgeschwindigkeit. **Sedimentations**prozesse sind nur bei Vorhandensein von Partikeln größer $10 \mu\text{m}$ von Bedeutung, beispielsweise in unmittelbarer Nähe von Emittenten. Aufgrund ihrer kurzen Verweildauer in der Atmosphäre fehlen sie im Korngrößenpektrum gering belasteter Räume fast vollständig (UMLAUF et al. 1994a,b).

Nasse Deposition

Für den Eintrag luftgetragener SOCs in die wässrige Phase spielt zum einen das Verteilungsgleichgewicht zwischen Gas- und Wasserphase und zum anderen die Inkorporation

von Partikeln während der Wolkenbildung eine Rolle. Unterhalb der Wolken gelangen diese durch Kollision mit Regentropfen in den Niederschlag. Die Temperatur nimmt hierbei Einfluss auf das Verteilungsgleichgewicht. Sinkende Temperaturen begünstigen sowohl die Auswaschung aus der Gasphase als auch aus der partikulären Phase, da der partikelgebundene Anteil der SOCs steigt.

Nadeloberflächenparameter

Die Epicuticularwachse der Fichtennadeln bilden die äußerste Schicht der Nadeln und sind damit primäre Angriffspunkte für Umwelteinflüsse. Über den eingesenkten Spaltöffnungen ist diese Wachsschicht als dichtes Geflecht aus Wachsröhrchen ausgebildet, das wie ein Filter wirkt und damit die Funktion der Spaltöffnungen unterstützt. Die Epicuticularwachse unterliegen einem natürlichen Alterungsprozess. Witterungseinflüsse führen über die Jahre zu Veränderungen (Verschmelzungen, Erosion). Durch mechanische Einflüsse veränderte Wachstrukturen sind durch Rekristillationseffekte gekennzeichnet, wodurch sie von Immissionsschäden unterschieden werden können. Die Mikrostruktur der Wachse kann vor allem durch anthropogene Luftschadstoffe beeinträchtigt werden. Die Wachstrukturen können mit Hilfe eines Rasterelektronenmikroskops sichtbar gemacht werden und so Veränderungen festgestellt werden. In zahlreichen Untersuchungen wurde gezeigt, dass jede Beeinflussung durch Immissionen den natürlichen Verwitterungsprozess der Nadelwachse im Freiland beschleunigt (WEISS & TRIMBACHER 1998).

Der ökotoxikologischen Relevanz von **Partikelemissionen** wird erst in den letzten Jahren vermehrt Aufmerksamkeit gewidmet. Unter dem Begriff Partikelemissionen versteht man atmosphärische Staubpartikel und Aerosole mit einem aerodynamischen Durchmesser im Größenbereich von einigen wenigen Nanometern bis zu rd. 100 oder mehr Mikrometern. Vor allem die als Schwebstaub bezeichnete Feinpartikelfraktion bis zu $10 \mu\text{m}$ ist wegen des in-

halationstoxikologischen Potentials von besonderem Interesse (WEISS & TRIMBACHER 1998).

2.1.3.2 Akkumulation/Aufnahme durch Pflanzen

Im Anschluss an die Deposition liegen die Stoffe gasförmig, partikelgebunden oder im Benetzungswasser auf der pflanzlichen Oberfläche vor. In Abhängigkeit von der Beschaffenheit der Cuticula und den chemisch-physikalischen Eigenschaften der Stoffe erfolgt die Aufnahme in das Blattinnere mit unterschiedlicher Geschwindigkeit. Die Cuticula, die sich aus der hydrophoben Polymermatrix und aus löslichen Cuticularlipiden zusammensetzt, überzieht die Blattoberfläche aller höheren Pflanzen und eignet sich aufgrund ihres lipophilen Charakters und ihrer großen Kontaktfläche mit der Atmosphäre gut zum Nachweis von lipophilen Luftinhaltsstoffen. Die Polymermembran enthält Cutin (20-40% des Gesamtgewichts der isolierten Cuticula) und verschiedene Nichtlipide. Die löslichen Cuticularlipide haben einen Anteil von 2-30% am Gesamtgewicht (Fichtennadeln ca. 27%, Grasblätter ca. 8%). Hier überwiegen die lipophilen Molekularbereiche. Verstärkt wird der lipophile Charakter durch eine sehr unterschiedlich ausgeprägte artspezifisch geformte Auflagerung von epicuticularen Wachsen. Es gibt Hinweise, dass die Struktur dieser und damit die Permeabilität durch Schadstoffe beeinflusst werden kann (HOCK & ELSTNER 1988, UMLAUF 1994).

In der Cuticula reichern sich die Stoffe zunächst an, bevor sie in das darunter liegende Zellgewebe eindringen können. Bei diesem Übergang werden die Phase der schnellen Adsorption an die Oberfläche und die Phase der langsamen Diffusion in das Nadelinnere unterschieden.

Auf welche Art die Anreicherung erfolgt, hängt von der Art des Substanzangebotes ab:

- **gasförmige** Verbindungen adsorbieren an die Pflanzenoberfläche, wobei dieser rein physikalische Prozess von Temperatur und relativer Feuchte abhängt;
- **partikelgebundene** Substanzen können nach der Ablagerung desorbieren und ebenfalls an die Pflanzenoberfläche adsorbieren. Bleiben die Substanzen partikelgebunden, können sie zusammen mit dem Partikel in die Wachsauflagerung inkrustiert werden;
- im **Benetzungswasser** gelöste Substanzen können ebenso an der Oberfläche adsorbieren oder bei Quellung der Cuticula zusammen mit dem Benetzungswasser adsorbiert werden.

Nach UMLAUF et al. (1994b) ist jedoch die trockene partikelgebundene Deposition während der Sommermonate für den Akkumulationsverlauf unbedeutend, während im Winter temperaturbedingt von einem höheren Anteil partikelgebundener Substanzen ausgegangen werden kann. Abb. 2.1-7 (S. 31) zeigt den Akkumulationsverlauf in Fichtennadeln am Beispiel von Hexachlorbenzol (HCB). Mit sinkender Temperatur ist ein Anstieg der HCB-Konzentration in den Nadeln zu verzeichnen. Das Konzentrationsmaximum deckt sich dabei mit dem Temperaturminimum. Gründe hierfür sind der Anstieg der Adsorption gasförmiger Verbindungen, d.h. es wird mehr an der Oberfläche von Pflanzen adsorbiert. Aber auch der partikelgebundene Anteil nimmt zu, der u.a. durch die Gewichtszunahme zu erhöhten Depositionsraten führt und damit auch zu einer Konzentrationserhöhung. Weiterhin wurde ein Konzentrationsmaximum in den Nadeln der Wintermonate festgestellt, was sich mit einem Temperaturminimum deckt. Daran anschließend sinkt die Konzentration durch Desorptionsreaktionen wieder.

Hierdurch wird deutlich, dass wichtige Voraussetzungen für den Vergleich zwischen verschiedenen Standorten im Rahmen von Biomonitoringprogrammen eine Probenahme unter vergleichbaren Temperaturbedingungen und eine Exposition dieser Proben über einen identischen Zeitraum sind. Die Proben der Umweltprobenbank erfüllen diese Forderungen

weitestgehend, da durch die strenge Standardisierung der Probenahmezeitraum definiert ist, d.h. also ähnliche Temperaturbedingungen während der Probenahme gegeben sind. Weiterhin ist der Forderung nach gleicher Expositionszeit durch die Beprobung der einjährigen Triebe Genüge getan.

Auf bekannte Unterschiede im Akkumulationsverhalten der betrachteten Probenarten soll im Folgenden eingegangen werden.

In den von UMLAUF et al. (1994a) durchgeführten Experimenten wiesen partikel- und niederschlagsexponierte Fichten ein weitgehend identisches Akkumulationsverhalten für verschiedene SOCs auf, wie Fichten, die nur gegenüber der Gasphase exponiert wurden. Jedoch konnten durch die Variation der gasförmigen Stoffkonzentrationen eindeutige Unterschiede im Akkumulationsverlauf festgestellt werden. Diese Ergebnisse wurden allerdings nur im Experiment nachgewiesen, so dass die Frage, welche Rolle trockene partikelgebundene und nasse Deposition beispielsweise in ballungsraumnahen Gebieten mit einem erhöhten Luftstaubgehalt spielen, weiterhin ungeklärt ist. Auch bleibt die Frage offen, ob die Dominanz der gasförmigen Deposition während der kalten Jahreszeit bestehen bleibt, da das Experiment bei Temperaturen zwischen 10 und 20 °C durchgeführt wurde.

Wie in Kap. 4 (S. 53) gezeigt wird, konnten bei vergleichenden Analysen von Fichten- und Kieferntrieben benachbarter Bäume ähnliche PAK-Konzentrationen in den beiden Probenarten nachgewiesen werden, so dass es wahrscheinlich ist, dass zumindest Kiefern und Fichten ein ähnliches Akkumulationsverhalten besitzen. Die von UMLAUF et al. (1994a,b) beschriebenen Erkenntnisse über das Akkumulationsverhalten der Fichte scheinen damit auch in gewisser Weise auf die **Kiefer** bzw. auf andere Koniferen übertragbar zu sein. Jedoch konnten KLEIN & PAULUS (1997b) Zusammenhänge zwischen der Nadelgröße und der Konzentration luftgetragener Stoffe in den Nadeln feststellen. Sie vermuten, dass dafür die Oberfläche der Nadel relativ zu ihrer Größe aus-

schlaggebend ist. Demnach haben kleine Nadeln eine relativ größere Oberfläche als große Nadeln und können relativ zu ihrer Größe mehr Schadstoffe aufnehmen.

Nach SCHÜÜRMAN et al. (1994) eignet sich die lipidreiche Wachsschicht von Koniferennadeln besonders gut zur Akkumulation lipophiler Organika, wobei die Fremdstoffgehalte in der Nadel als integrales Maß für die mittleren Konzentrationswerte in der Luft während des dem Nadelalter entsprechenden Zeitraumes verwendet werden können. Dagegen bindet nach STEUBING & KLEE (1970) die Rinde der jungen Triebe mit ihrer drüsigen Behaarung partikuläre Immissionen besonders gut, so dass durch die Zielkompartimente Fichtentrieb (Nadeln + Sprossachse) auch die partikelgebundenen Stoffe „akkumuliert“ werden.

Vom Biochemischen Institut für Umweltcarcinogene wurden 1984 diesbezüglich Untersuchungen zum Akkumulationsverhalten verschiedener Zielkompartimente (einjährige Fichtentriebe, einjährige Fichtennadeln, einjährige Sprossachsen) bei der Fichte durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Analysen sind in Tab. 2.1-10 (S. 32) dargestellt. Für die meisten der untersuchten PAK konnten keine wesentlichen Konzentrationsunterschiede nachgewiesen werden. Die vorhandenen Unterschiede schwanken in dem damaligen Bereich der Analysenfehler. In diese Untersuchungen wurde nur eine geringe Stichprobe einbezogen, so dass keine statistisch abgesicherte Aussage möglich ist. Jedoch deuten diese Ergebnisse auf ein nur geringfügiges unterschiedliches Akkumulationsverhalten der unterschiedlichen einjährigen Zielkompartimente.

Bei der Beurteilung der Belastungssituation mit Nadeln ist jedoch zu beachten, dass Nadeln auf eine Abnahme der Belastung nicht mit Desorption reagieren, was zur Folge hat, dass frühere vorhandene Konzentrationen der Umgebungsluft konserviert werden (UMLAUF et al. 1994b). Das spielt allerdings für diese Arbeit keine Rolle, da, wie oben schon erwähnt, jeweils die einjährigen Triebe beprobt werden, d.h. die Daten spiegeln die Immissionsbelastung eines Jahres wider.

Für den Nachweis von PAK werden Pappeln und Buchen als weniger geeignet eingestuft. Durch einen direkten Vergleich von Pappeln, Buchen und Fichten konnte von JACOB & GRIMMER (Untersuchungen im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes) die besondere Eignung der Fichtentriebe für die Sammlung von PAK herausgestellt werden. Zwar lieferten alle drei Probenarten ähnliche auf B[e]P normierte PAK-Profile. Weiterhin befinden sich im Bereich der schwerflüchtigen PAK quantitative Entsprechungen, aber im Bereich der leichtflüchtigen PAK wurden in Fichtentrieben höhere Konzentrationen nachgewiesen.

2.1.3.3 Genetische Charakterisierung der Probenarten

Durch die genetische Charakterisierung von jeweils 30 Fichten aus den in Tab. 2.1-11 aufgeführten Probenahmegebieten (sechs Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes und ein zusätzliches Gebiet (Validierungsgebiet Trier/Morbach im Hunsrück)) konnte QUACK (2003) zeigen, dass zwischen den einzelnen Fichten-Populationen mit den eingesetzten Methoden (RAPD-PCR) und Primern nur äußerst **geringe genetische Distanzen und damit geringe genetische Unterschiede** nachweisbar sind (siehe Tab. 2.1-11, S. 32 und Abb. 2.1-8, S. 33). Die gesamte Bandbreite genetischer Variabilität der Art ist bereits in wenigen Individuen enthalten.

Die festgestellte **hohe genetische Variabilität** innerhalb von Populationen entspricht den Kenntnissen bezüglich morphologischer, physiologischer und phänologischer Variabilität.

Ein Einfluss der genetischen Ausstattung auf das Akkumulationsverhalten scheint daher nicht wahrscheinlich.

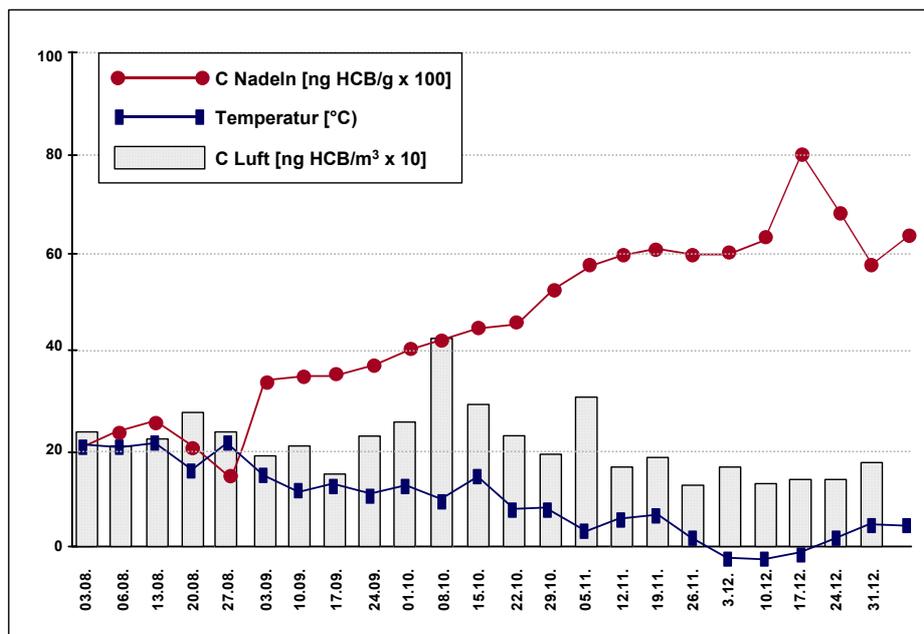


Abb. 2.1-7: Zeitliche Entwicklung der HCB-Konzentrationen in Fichtennadeln (verändert nach UMLAUF et al. 1994a)

Tab. 2.1-10: PAK-Konzentrationen in verschiedenem Probenmaterial einer Fichte (Umweltprobenbank unveröff.)

Stoff	Baum 1			Baum 2		Baum 3	
	einjährige Triebe	einjährige Nadeln	einjährige Sprossachsen	einjährige Nadeln	einjährige Sprossachsen	einjährige Nadeln	einjährige Sprossachsen
FLU	311,6	292,6	313,6	92,3	138,8	129,8	148,1
PYR	287,7	297,4	245,9	72,1	84,3	103,2	75,1
2,1-BNT	21,5	25,9	21,8	8,7	9,4	9,3	8,1
B[ghi]FLU + B[c]PHE	34,2	41,7	28,6	18,7	14,3	16,9	14,0
B[a]A	24,3	28,1	28,1	17,2	16,4	10,5	10,3
CHR+TRI	127,4	149,8	122,3	89,2	61,1	79,0	52,0
BF[b+j+k]	44,8	53,6	25,3	35,6	23,9	25,0	21,6
B[e]P	14,6	16,2	10,5	17,7	11,8	7,5	8,2
B[A]P	7,5	8,9	5,8	8,1	6,1	3,0	4,4
PER	2,0	1,8	-	1,5	1,0	0,5	0,5
INP	7,1	7,1	4,2	9,2	8,1	3,3	3,8
B[ghi]P	9,4	9,4	8,0	9,9	10,9	3,7	4,0
ANT	1,4	1,5	1,0	0,6	0,5	≈ 0,4	≈ 0,6
COR	>0,6	-	-	5,0	3,3	2,4	1,7

Tab. 2.1-11: Genetische Distanzen nach LYNCH & MILLIGAN (1994) zwischen Fichten (jeweils n = 30) aus verschiedenen Probenahmegebieten (QUACK 2003)

	Berchtesgaden	Bornhöveder Seengebiet	Bayer. Wald	Hochharz	Solling	Trier	Warndt
Berchtesgaden	/	0,062	0,066	0,088	0,090	0,088	0,071
Bornhöveder Seengebiet		/	0,060	0,057	0,070	0,080	0,030
Bayer. Wald			/	0,047	0,053	0,089	0,041
Hochharz				/	0,062	0,071	0,032
Solling					/	0,075	0,051
Trier/Morbach*						/	0,066
Warndt							/

* Validierungsgebiet Trier/Morbach im Hunsrück (siehe Kap. 6.5.2, S. 175)

2.2 Datengrundlage

Probenahmen wie auch chemische Analysen werden – wie oben bereits erwähnt – nach strengen Verfahrensrichtlinien durchgeführt (Umweltbundesamt 1996). Diese durchgängige Standardisierung aller Arbeitsschritte gewährleistet eine hohe Qualität der erhobenen Daten.

Im Rahmen der Umweltprobenbank werden zwei unterschiedliche Datentypen erfasst und dokumentiert:

- die **biometrischen Daten**, die sich aus der Beschreibung von
 - Proben- bzw. Probenindividuen,
 - Vitalitätsmarkern und
 - Klimafaktoren zusammensetzen sowie
- die chemisch-analytischen Daten.

Der erste Datentyp (vgl. Tab. 2.2-1) dient vor allem zur Dokumentation und Überprüfung der definierten Standards. Neben dieser Funktion bildet dieser Datentyp die Grundlage für die Berechnung der Vitalitätsmarker. Die klimatischen Indikatoren, die nur an pflanzlichen Proben erhoben werden, erlauben Rückschlüsse auf die klimatischen Bedingungen, während

der Wachstumsphase der Proben. Die Bedeutung der biometrischen Daten für eine Interpretation von Stoffkonzentrationen in biologischen Proben ist ausführlich in KLEIN (1999) dargestellt. Entscheidend ist, dass die biometrischen Daten die Grundlage für einen Vergleich der chemisch-analytischen Daten und damit für die Interpretation der Stoffkonzentrationen darstellen. Unbekannt ist, inwiefern diese Einfluss auf die Stoffkonzentrationen nehmen. Momentan muss im passiven Biomonitoring diese Unsicherheit bei der Interpretation der Daten in Kauf genommen werden.

Während sich die biometrischen Daten in der Umweltprobenbank im Allgemeinen auf Individuen beziehen, werden die meisten chemischen Analysen in Homogenaten von Proben vieler Individuen durchgeführt. Dabei werden sechs Aliquote von jedem angefertigten Homogenat nach den oben erwähnten Verfahrensrichtlinien chemisch analysiert. Nur bei Vor- bzw. Sonderversuchen wird von dieser Vorgehensweise abgewichen und zusätzlich zum Homogenat Proben von Individuen einzeln analysiert, um die Schwankungsbreite und statistische Verteilung der Stoffkonzentrationen abschätzen zu können.

Tab. 2.2-1: Biometrische Daten, die an Proben der Umweltprobenbank erhoben werden (aus KLEIN 1999)

Beschreibende Daten	Vitalitätsmarker	Klimatische Indikatoren
bei Pflanzen: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Höhe ▪ Durchmesser ▪ Alter etc. 	bei Pflanzen: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Benadelungsgrad ▪ Chlorosen ▪ Nekrosen ▪ Fraß ▪ Verunreinigungen ▪ sonstige Schadsymptome 	nur bei Pflanzen: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Blattgewicht ▪ Tausendnadelgewicht ▪ Trieblänge ▪ Relation Trieb- zu Nadelgewicht
bei Tieren: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Geschlecht ▪ Alter ▪ Gewicht ▪ Länge ▪ Breite ▪ Höhe etc. 	bei Tieren: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Konditionsfaktoren ▪ Hepatosomatischer Index ▪ Parasitenbefall 	

Die analytische Probencharakterisierung verfolgt folgende Ziele:

- Dokumentation der Stoffgehalte zum Zeitpunkt der Einlagerung und
- Aufzeigen der Trendentwicklungen von chemischen Substanzen.

Die in Bioindikatoren gemessenen Konzentrationen chemischer Substanzen erlauben folgende Vergleiche:

- zeitliche innerhalb eines Probenahmegebietes
- zwischen den Probenarten eines Probenahmegebietes,
- räumliche zwischen den Probenahmegebieten und

- ökosystemtyp-bezogene (KLEIN 1999), wobei letztgenannter im Mittelpunkt dieser Arbeit steht.

Sowohl die biometrischen als auch die chemischen Daten werden in einer relationalen Datenbank verwaltet, die als ein Baustein des Informationssystems der Umweltprobenbank fungiert. Aufgaben dieses Informationssystems sind in Abb. 2.2-1. verdeutlicht. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über die für diese Arbeit entscheidenden Daten gegeben, die verdeutlicht,

- wie die Daten für die Verwaltung in der Datenbank **verschlüsselt** werden und
- für **welche Jahre** und in **welchen Gebieten** PAK-Daten vorliegen.

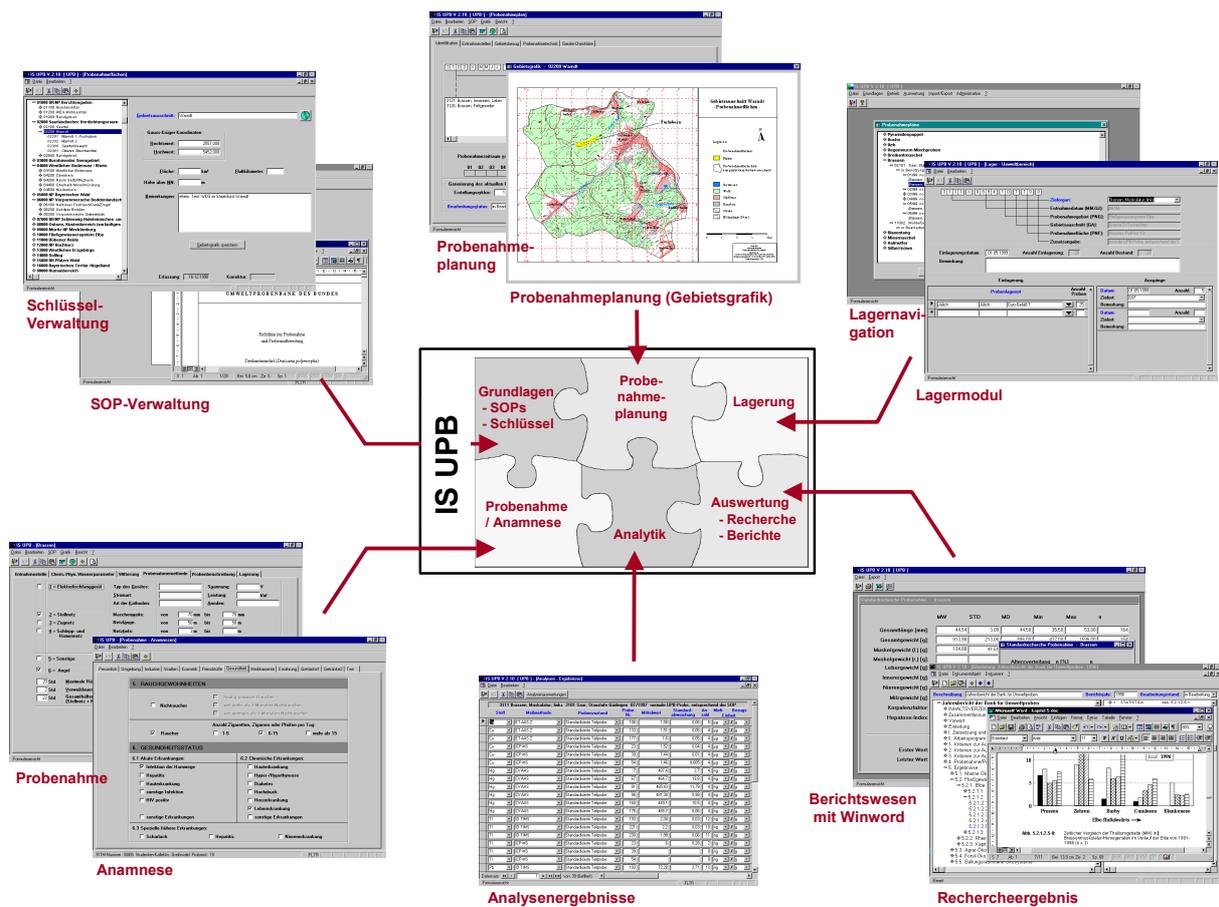


Abb. 2.2-1: Struktur des Informationssystems Umweltprobenbank IS UPB

PAK-Datengrundlage

In folgender Tabelle sind die Probenahmegebiete und die Jahre, in denen in diesen Gebieten Proben von Fichten und Kiefern gesammelt wurden, aufgelistet.

Wie Tab. 2.2-2 verdeutlicht, führt die Konzeption der Umweltprobenbank als Daueraufgabe des Bundes zur Erfassung der Immissionssitu-

ation über einen langen Zeitraum und damit zu dem enormen Vorteil, Daten, die z.T. über einen Zeitraum von mehr als zehn Jahren in einem Gebiet erfasst wurden, nutzen zu können, was im Rahmen der ökologischen Umweltbeobachtung selten der Fall ist. D.h. es besteht die Möglichkeit die Belastungssituation für einzelne Jahre, aber vor allem auch die Veränderungen der Belastung über die Jahre darzustellen.

Tab. 2.2-2: Überblick über den Datenbestand

Schlüssel	85	87	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	Klartext
01000																BR/NP Berchtesgaden
01100																Hirschbicheltal
01101	•	•	•		•										•	Fichte
01200																Wimbachtal
01201					•							•		•		Gries oberhalb Schloss (Fichte)
02100																Saartal
02200																Warndt
02201	•	•	•		•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	Warndt1 (Fichte)
02300																Saarkohlewald
02301										•	•	•		•	•	Oberes Steinbachtal (Fichte)
03000																Bornhöved
03100																WEG Belauer See
03102					•		•					•		•		Fichtenbestand Westufer
03900																Randgebiet Bornh. Seengebiet
03902		•	•		•											Forstamt Neumünster Ost
05000																NP Bayerischer Wald
05100																WEG Markungsgraben
05101				•		•						•	•	•	•	Hochlagenplateau (Fichte)
09000																Müritz NP Mecklenburg
09103					•											Screening Fichte/Kiefer
11000																Dübener Heide
11200					•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	Dübener Heide (Mitte)
12000																NP Hochharz
12101																Oberes Ilseeinzugsgebiet
12101					•	•				•	•	•	•	•	•	Fichte
12103																Ilsetal außerhalb des NP
12200					•	•										Schwarzes Schlufwassertal
13000																Westliches Erzgebirge
13101					•											Screening Fichte
14000														•	•	Solling
14100																Sievershausen
14101																Sievershausen-Fichte
15000																Pfälzerwald
15100																Moosbachtal
15101															•	Moosbachtal-Fichte
16000														•		Oberbayer. Tertiärhügelland
16100																Scheyern
16101														•	•	Scheyern-Fichte

Im Rahmen der Umweltprobenbank werden die in Tab. 2.3-1 aufgelisteten PAK analysiert. Zum Teil entsprechen diese den 16 von der amerikanischen Umweltbehörde (EPA) für die PAK-Analytik festgelegten Einzelstoffen. Insgesamt handelt es sich hier um folgende PAK: Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Benz(a,h)anthracen, Chrysen, Benzo(b)- und Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Dibenz(ah)anthracen, Benzo(ghi)perylene sowie Indeno(1,2,3-cd)pyren. In der Trinkwasserverordnung wird als Bewertungsmaßstab der Summenwert aus den kanzerogenen PAK Benzo(b)fluoranthen und Indeno(1,2,3-cd)pyren und den nicht kanzerogenen PAK Benzo(k)fluoranthen und Benzo(ghi)fluoranthen sowie Benzof[a]pyren vorgeschlagen. Auch hier finden sich Entsprechungen.

2.3 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

Umweltrelevante polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK; engl.: polycyclic oder polynuclear aromatics hydrocarbons bzw. compounds, PAH bzw. PAC) bestehen aus mindestens zwei fünf- oder mehrgliedrigen kondensierten aromatischen Ringen, die unterschiedlich angeordnet sein können. Einzelne Wasserstoffatome können dabei durch funktionelle Gruppen substituiert sein. Dabei ist

in der Regel nur je ein C-Atom durch ein Heteroatom ersetzt. Einigen von den weit über 100 bekannten Stoffen aus der Gruppe der PAK wird ein Gefährdungspotential für die menschliche Gesundheit zugeschrieben. Allerdings ist bisher nur ein geringer Teil auf seine biologische Wirksamkeit, insbesondere auf seine kanzerogene Wirkung, untersucht. Die wegen ihres krebserzeugenden Potentials im Vordergrund des Interesses stehenden PAK enthalten vier bis sechs Ringe (ADLAG 1995, POTT & HEINISCH 1992).

Tab. 2.3-1: Auflistung der im Rahmen der Umweltprobenbank analysierten PAK (Übereinstimmung mit National Priority Pollutant List der US-EPA fett dargestellt)

Schlüssel	Name	Abkürzung laut ISUPB
3103	Phenanthren	PHE
3104	Anthracen	A
3105	Fluoranthen	FLU
3110	Pyren	PYR
3115	Benzo(b)naphtho[2,1-d]thiophen	2,1-BNT
3120	Benzo[ghi]fluoranthen + Benzo[c]phenanthren	B[ghi]FLU + B[c]PHE
3125	Cyclopenta[cd]pyren	CYC
3130	Benzo[a]anthracen	B[a]A
3135	Chrysen + Triphenylen	CHR + TRI
3140	Chrysen	CHR
3145	Benzo[fluoranthene [b+j+k]	BF[b+j+k]
3150	Benzo[e]pyren	B[e]P
3155	Benzo[a]pyren	B[a]P
3160	Perylen	PER
3165	Indeno[1,2,3-cd]pyren	INP
3170	Dibenz[ah]anthracen	DB[a,h]A
3175	Benzo[ghi]perylen	B[ghi]P
3180	Anthanthren	ANT
3185	Coronen	COR

Neben der Anzahl der aromatischen Ringe ist auch ihre Lage zueinander entscheidend für das kanzerogene Potential des Stoffes. Während Benzo[a]pyren und Dibenz[ah]anthracen starke Kanzerogene sind, gelten Benzo[e]pyren und Dibenz[ac]anthracen als nicht krebserregend. Als Toxizitätsmechanismen werden

Wechselwirkungen mit Zellmembranen und den dort lokalisierten Enzymsystemen vermutet. Obwohl einige nicht metabolisierte PAK auch toxisch wirken, reagieren erst bestimmte Metabolite, Epoxide und Dihydrodiol in definierten stereochemischen Anordnungen, als die eigentlichen Kanzerogene mit den Zellprotei-

nen und der DNA (WISCHMANN 1997). Schon 1775 wurde die krebserregende Wirkung der PAK erkannt. Schornsteinfeger und Teearbeiter wiesen ein signifikant höheres Krebsrisiko auf. Um 1925 wurden die PAK als Inhaltsstoffe von Ruß und Teer identifiziert. Mittlerweile stehen sie schon lange im öffentlichen Interesse, da jeder beim Rauchen oder Grillen einer PAK-Belastung ausgesetzt ist.

2.3.1 Chemisch-physikalische Eigenschaften

Die chemisch-physikalischen Eigenschaften von PAK schwanken in Abhängigkeit von Molekulargewicht und Molekularstruktur der einzelnen Substanzen in einem weiten Bereich. Schmelz- und Siedepunkte liegen bei den meisten Einzelverbindungen relativ hoch (101-438 °C bzw. 150-585 °C). PAK mit einem Siedepunkt unter 400 °C liegen in der Luft größtenteils gasförmig vor, während die höher siedenden größtenteils an Partikel adsorbiert sind (siehe dazu Tab. 2.3-2). Hierbei hängt die Adsorptionskraft von der Art der Partikel ab (POTT & HEINISCH 1992). Aufgrund des geringen Dampfdruckes sind PAK meist wenig flüchtig. Weitere Eigenschaften sind durch das Fehlen von polaren Gruppen und die großen Molekulargewichte eine geringe Wasserlöslichkeit und gute Fettlöslichkeit in unpolaren bis schwach polaren Lösungsmitteln und in Lipoiden (z.B. im Fettgewebe der Leber oder bei Pflanzen in der Cuticula). Mit zunehmendem Molekulargewicht werden PAK weniger wasserlöslich, weniger flüchtig und stärker lipophil. Die meisten PAK sind bei Raumtemperatur fest.

Hochmolekulare und gut fettlösliche PAK weisen in der Umwelt eine stärkere Tendenz zur Akkumulation auf als niedermolekulare und gut wasserlösliche, die flüchtiger, leichter auswaschbar und besser mikrobiell abbaubar sind. Die Wasserlöslichkeit von PAK ist sehr gering und nimmt mit steigender Ringzahl stark ab. Die Tatsache, dass in Wasserproben PAK-

Konzentrationen über den thermodynamischen Werten gefunden werden, ist auf die starke Adsorption an kleine Schwebstoffpartikel zurückzuführen (GANS et al. 1999).

2.3.2 Entstehung

PAK entstehen v.a. bei der **unvollständigen Verbrennung** von organischen Energieträgern, die Kohlenstoff und Wasserstoff enthalten (z.B. Holz, Kohle, Öl, Benzin, Dieselöl) und sind demnach technologischen Ursprungs (Umweltbundesamt 1979, GRIMMER & BÖHNKE 1977). Hierbei treten in Mikrobereichen Sauerstoffdefizite und damit Pyrolysebedingungen auf (GRIMMER 1992). Gerade bei der Verbrennung von flüssigen oder festen Energieträgern, bei denen eine vollständige Durchmischung mit Sauerstoff oder Luft im Gegensatz zu gasförmigen Brennstoffen kaum zu verwirklichen ist, kommt es zur Pyrolyse. Neben den Bereichen der vollständigen Verbrennung zu CO₂ und H₂O erfolgt also die Pyrolyse u.a. zu polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen. Auch bei guter Sauerstoffversorgung erfolgt nicht immer eine vollständige Verbrennung des organischen Materials zu CO₂ (GRIMMER 1983). Der genaue Mechanismus der PAK-Synthese während der unvollständigen Verbrennung organischer Energieträger ist jedoch noch nicht vollständig aufgeklärt (KAUTENBURGER 1995).

Je vollständiger ein Kohlenstoff und Wasserstoff enthaltender Brennstoff mit Sauerstoff zu Kohlendioxid und Wasser verbrannt wird, desto kleiner ist die Menge eines jeden PAK, der als Nebenreaktion gebildet wird (POTT & HEINISCH 1992). Bei der Pyrolyse entsteht meist ein Gemisch unterschiedlicher Zusammensetzung aus PAK und denen sich daraus ableitenden aromatischen Verbindungen. Darin lassen sich – methodisch jedoch sehr aufwendig – weit über hundert polycyclische Verbindungen nachweisen. In der Praxis werden routinemäßig sechs (Trinkwasserverordnung) bis

16 PAK (amerikanische Umweltbehörde EPA) gleichzeitig gemessen, falls nicht nur der Repräsentant der Stoffgruppe Benz[a]pyren (B[a]P) analysiert wird. Mengenverhältnisse der PAK untereinander sind von der Art des Verbrennungsprozesses und dem Ausgangsmaterial abhängig.

Es handelt sich damit um organische Verunreinigungen, die über die Luft verbreitet werden. Ein großer Teil der Stoffe ist in der Liste der Environmental Protection Agency (EPA) für gefährliche Umweltgifte als „**priority pollutants**“ aufgeführt (ADLAG 1995, POTT & HEINISCH 1992).

Die PAK-Bildung verläuft über kurzlebige Radikale und ist somit im Wesentlichen diffusionskontrolliert. Die Reaktionen erfordern keine von den Ausgangs- und Endprodukten der einzelnen Teilschritte abhängige Aktivierungsenergie. Bei hohen Temperaturen fügen sich die Radikale rasch zusammen. Diese hochreaktiven Übergangsprodukte werden stabilisiert durch Ringschluss, Kondensation, Dehydrierung, Diels-Alder-Reaktionen und andere Reaktionsmechanismen. Über die zuerst entstehenden Zwischenstufen ist wenig Verlässliches bekannt, während man detaillierte Kenntnisse über die pyrogene Bildung mittel- und höhermolekularer PAK aus primär gebildeten niedermolekularen PAK hat (ZANDER 1980). D.h. man unterscheidet grundsätzlich zwei Reaktionsabschnitte:

1. Bei der Pyrolyse werden bei Temperaturen zwischen ca. 500 °C und 2000 °C die organischen Energieträger in kleinere reaktionsfreudige Radikale gespalten.
2. In der anschließenden Pyrosynthese rekombinieren diese je nach der Zusammensetzung des Ausgangsmaterials und den herrschenden Reaktionsbedingungen u.a. zu PAK. Dieser Bildungsweg verläuft meist über C₂-Bruchstücke (siehe Abb. 2.3-1, S. 42).

Hierbei nimmt der Gehalt an PAK in den Pyrolyseprodukten mit steigendem Kohlenstoff/Wasserstoff-Verhältnis des organischen Ausgangsmaterials zu. Polycyclische aromatische

Kohlenwasserstoffe mit kanzerogener Wirkung befinden sich im Allgemeinen in Fraktionen von Pyrolyseprodukten, die oberhalb von ca. 400 °C sieden. Da bei Verbrennungen (Pyrolysen) immer Temperaturen über 500 °C herrschen, entstehen grundsätzlich PAK und bei Anwesenheit von sauerstoff-, stickstoff- oder schwefelhaltigem Ausgangsmaterial außerdem die analogen heterozyklischen PAK (KAUTENBURGER 1995). Welches PAK gebildet wird, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab. Dabei spielt die Temperatur eine große Rolle. Bei Temperaturen um 2000 °C wird die Bildung von unsubstituierten Molekülen bevorzugt. Alkylsubstituierte Moleküle entstehen vor allem bei einer Temperatur von 400-800 °C (GANS et al. 1999).

Kohle enthält neben Kohlenstoff und Wasserstoff auch bedeutende Mengen an Stickstoff, Schwefel und Sauerstoff. Je nach Herkunftsort der Kohle schwanken die jeweiligen Mengen dieser Elemente. Unter pyrolytischen Bedingungen entstehen daher auch heterozyklische Aromate, die demnach typische Verbindungen für die Pyrolyse stickstoff- und schwefelhaltiger C-Quellen sind. Obwohl sie hauptsächlich bei der Kohleverbrennung entstehen, sind sie keine reinen Kohletracer, da sie auch durch Verbrennung von anderen Stoffen (z.B. Kunststoffe, Erdgas) entstehen können.

Liegen im Brennstoff bereits aromatische Systeme vor, so können diese als Vorläufer für höherkondensierte PAK dienen.

Tab. 2.3-2: Kenndaten der PAK (aus a: RIPPEN 1998, b: <http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfa-web/berichte/mza16/isyv229.htm>, c: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1997, d: REHMANN 1995d)

Stoffe	Molare Masse in g/mol	Siedepunkt ³ °C	Wasserlöslichkeit in g/l	Henry-Koeffizient ⁴ Pa * m ³ /mol	log K _{ow} ⁵	Dampfdruck Pa	Akkumulation
PHE	178,24 ^a	339 ^a	1,12 * 10 ⁻³ bei 10-30 °C ^a	0,00091 ^a	4,47 ^a	22 * 10 ⁻³ bei 25 °C ^a	mäßige Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation ^b
ANT	178,24 ^a	341 ^a	44 * 10 ⁻⁶ bei 20-29 C ^a	0,00135 ^a	4,56 ^a	1,07 * 10 ⁻³ bei 25 °C ^a	hohe Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation ^c
FLU	202,26 ^a	384 ^a	220 * 10 ⁻⁶ bei 25 °C ^a	0,36 * 10 ^{-3 a}	5,13 ^a	1,25 * 10 ⁻³ bei 25 °C ^a	hohe Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation ^b
PYR	202,26 ^a	387 ^a	0,14 * 10 ⁻³ bei 20-30 °C ^a	0,00050 ^a	5,10 ^a	0,82 * 10 ⁻³ bei 25 °C ^a	hohe Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation ^b
2,1-BNT	k .A.	k .A. ^a	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.
B[ghij]FLU + B[c]PHE	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.
CYC	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.
B[a]A	228,3 ^a	437,5	11 * 10 ⁻⁶ bei 20-30 °C ^a	0,23 * 10 ⁻³⁶	5,80 ^a	25 * 10 ⁻⁶ bei 25 °C ^a	k.A.
CHR + TRI	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.
CHR	228,29 ^c	488 ^c	0,006 bei 25 °C ^c	7,34 * 10 ^{-15 c}	4,46-4,63 ^c	0,0007 bei 20 °C ^c	hohe Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation ^b
B[b]F	252 ^c	k.A.	0,0012 bei 25 °C ^c	6,66 * 10 ^{-5 c}	6,04-6,57 ^c	6,66 * 10 ⁻⁵ bei 25 °C ^c	hohe Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation ^c
B[ij]F	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.
B[k]F	252,32 ^c	480 ^c	1,22 * 10 ^{-2 c}	k.A.	6,57 ^c	0,63 * 10 ⁻⁴ bei 25 °C ^c	hohe Bio- und Geoakku- mulation ^c
B[e]P	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.
B[a]P	252,32 ^a	496 ^a	3,4 * 10 ⁻⁶ bei 15-30 °C ^a	<0,0139 * 10 ^{-3 a}	6,04-6,15	0,7 * 10 ⁻⁶ bei 25 °C ^a	hohe Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation ^c
PER	352,32 ^a	500 ^a	0,3 * 10 ⁻⁶ bei 20-25 °C ^a	0,0017 ^a	5,70	10 * 10 ⁻⁶ bei 25 °C ^a	k .A.
INP	276 ^c	534 ^d	0,062 ^c	k.A.	4,19 ^c	0,1 * 10 ^{-6 c}	hohe Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation ^c
DB[a,h]A	278 ^a	524 ^a	362,5 * 10 ^{-6 a}	0,59 * 10 ^{-6 a}	k .A.	13 * 10 ⁻⁹ bei 20 °C ^a	k .A.
B[ghij]P	276,3 ^c	k.A.	0,0003 mg/l bei 20 °C ^b	k.A.	7,23 ^b	6 * 10 ^{-8 d}	hohe Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation ^c
ANT	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.	k .A.
COR	300,36 ^d	590 ^d	0,1 µg/l bei 20- 27 °C ^d	k .A.	7,64 ^d	5 * 10 ^{-11 d}	k .A.

³ bei 1013 hPa

⁴ H = c(Luft)/ c(Wasser) bei 20 °C gemessen

⁵ Verteilungskoeffizient n-Oktanol/Wasser

⁶ bei 25 °C berechnet

⁷ bei 25 °C berechnet

2.3.2.1 Natürliche Quellen

Die meisten natürlichen Verbrennungsprozesse laufen unter Sauerstoffmangel ab und begünstigen daher die Bildung von PAK. Als wichtige Quellen sind zu nennen:

- Vulkanausbrüche,

- Eruptionen der Tiefseegräben,
- Gewitter (N-PAK bei Blitzen),
- Wald- und Steppenbrände,
- Inkohlungsprozesse bei der Erdölbildung oder Kohleentstehung,
- Biosynthese in Mikroorganismen und Pflanzen (umstritten).

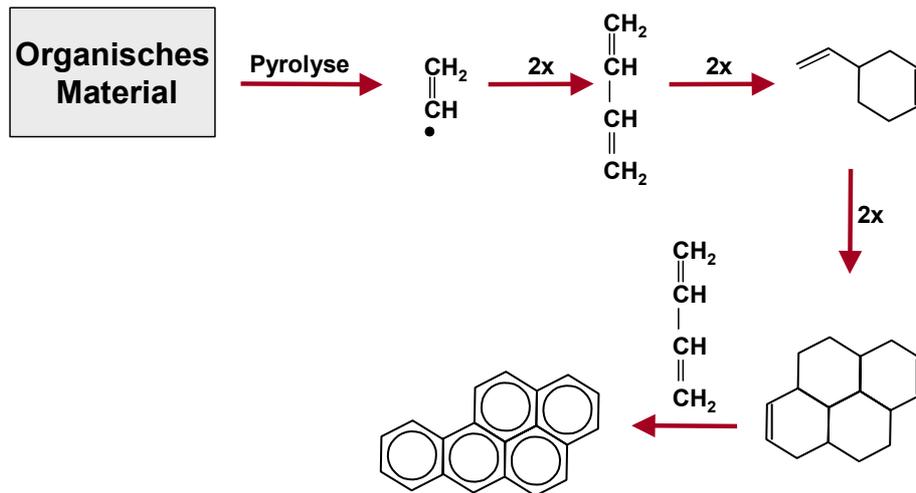


Abb. 2.3-1: Mögliches Reaktionsschema der Pyrosynthese von Benzo[a]pyren aus organischem Material (verändert nach KAUTENBURGER 1995)

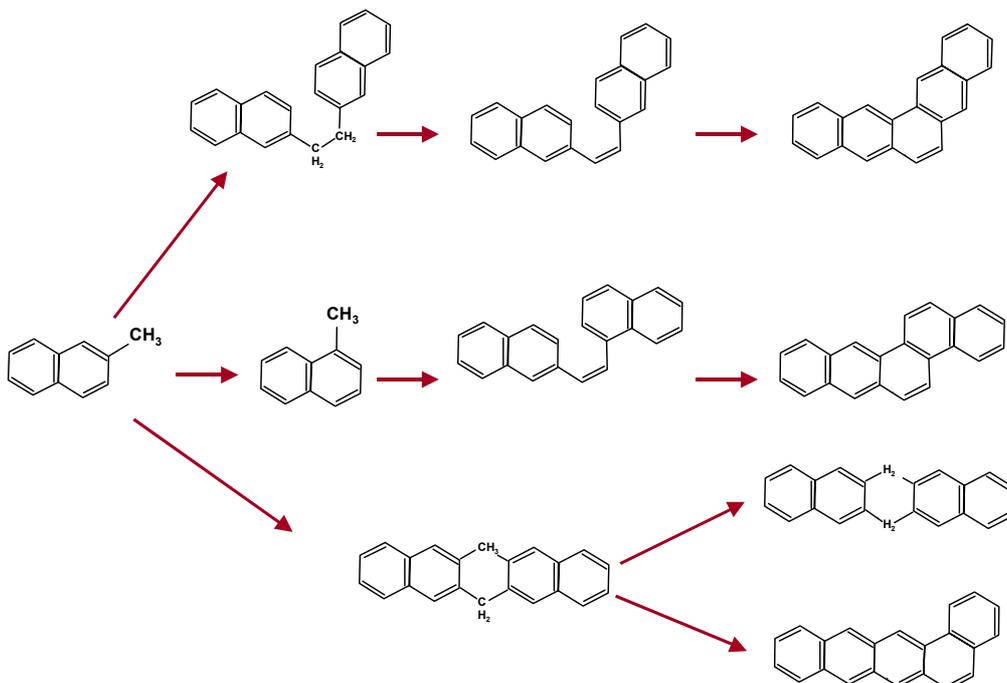


Abb. 2.3-2: Bildung von höher kondensierten PAK aus kleineren Vorläufern (aus ZANDER 1983)

2.3.2.2 Anthropogene Quellen

Seit Beginn der Industrialisierung ist die Menge an PAK, die durch natürliche Prozesse abgebaut werden kann, durch anthropogene Quellen weit überschritten. Die anthropogene Aktivität bewirkt Werte, die um ein Vielfaches über der natürlichen Konzentration liegen. Wenige PAK werden dabei im Labor synthetisiert. Vernachlässigt man diese Quellen, bilden unvollständige Verbrennungsprozesse (Hausbrand, Abgase aus Kfz-Verkehr, Industrie und Gewerbe – insbesondere kalorische Kraftwerke, Kokereien, Gaswerke und Raffinerien) sowie partikuläre Einträge aus Aschen die wichtigsten anthropogenen PAK-Quellen für die ubiquitäre Belastung (GANS et al. 1999).

Der produzierten PAK-Menge nach sind die bedeutendsten anthropogenen Quellen nach der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1997):

- Aluminium- und Stahlverhüttung durch die entstehenden Teere,
- fossile Energieträger (Kohle, Erdöl, Erdgas und ihre industrielle Raffinierung und Weiterverarbeitung),
- Hausbrand und Verbrennung von Gartenabfällen,
- Creosote, Teere, Pech und Asphalt (Bitumen), deren Produktionsprozesse und Anwendungen,
- Verbrennungsmotoren, insbesondere von Automobilen (Nitro-PAK),
- Müllverbrennung (Kunststoffe),
- Tabakrauch.

Die Vielzahl möglicher Emissionsquellen gestattet kaum eine exakte Quantifizierung zu den Emissionen. Der Gesamteintrag polycyclischer Verbindungen in die Atmosphäre wird auf etwa 4.336.000 t/a geschätzt (KOCH 1993). Mit annähernd 26.000 t/a entfällt der größte Anteil auf Emissionen durch die Verbrennung fossiler Energieträger. Über 85% der Emissionen sind anthropogenen Ursprungs, wobei der Straßenverkehr mit 20% den mengenmäßig bedeutendsten Verursacher darstellt. Weltweit werden jährlich schätzungsweise 50.440 t B[a]P

emittiert, wobei allein etwa 45.500 t in die Atmosphäre abgegeben werden.

Zum Vergleich der Bedeutung unterschiedlicher Emittentengruppen, die für die atmosphärische PAK-Belastung verantwortlich gemacht werden, wird eine Abschätzung aus den Vereinigten Staaten herangezogen, die sich an der spezifischen Verteilung bestimmter PAK-Muster orientiert (Tab. 2.3-3).

Die Gesamtemissionen an PAK in Westdeutschland wurden auf insgesamt 500-1000 t/a geschätzt (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1997).

Für die einzelnen PAK unterscheiden sich sowohl die Emissionsmengen als auch die Zusammensetzung der Quellen. Aus Hochrechnungen werden für Westdeutschland, die in Tab. 2.3-4 (S. 44) aufgelisteten Werte angegeben. Wie aus der Tabelle ersichtlich, ist die Zuordnung zu einer Quelle schwierig, so dass unter dem Oberbegriff „Sonstiges“ meistens die größte Menge aufgeführt ist.

2.3.3 Senken und Abbau

PAK werden dem Stoffkreislauf durch physikalische und biologische Prozesse entzogen. Dazu zählen Sedimentation, photolytischer Abbau und Metabolismus durch Tiere, Pflanzen oder Mikroorganismen.

Ein Abbau der PAK in der Atmosphäre erfolgt vorrangig durch Photolyse bzw. oxidative Umsetzung mit Ozon oder anderen Oxidationsmitteln wie Schwefeldioxid, Chlor und Stickoxiden, bei denen mutagene und kanzerogene Nitro-PAK (Nitro-Derivate) entstehen. Für terrestrische und aquatische Ökosysteme basiert der wichtigste Abbauweg auf dem mikrobiellen Abbau (siehe Abb. 2.3-3, S. 45). Durch umfangreiche Untersuchungen konnten die biochemischen Abbauwege bis zur vollständigen Mineralisierung von 2-, 3- und 4-kernigen PAK weitgehend aufgeklärt werden, während der

Abbau von 5- und 6-kernigen PAK noch weitestgehend ungeklärt ist (WEIGERT et al. 1995).

Abb. 2.3-3 (S. 45) verdeutlicht den Transportweg der PAK am Beispiel der Leitsubstanz Benzo[a]pyren.

Tab. 2.3-3: Quellen atmosphärischen PAK-Eintrags in den Vereinigten Staaten (nach BENNER et al. 1989 in Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1997))

Quellen atmosphärischen PAK-Eintrags	prozentualer Anteil am Gesamteintrag
Kraftfahrzeuge	35
Aluminiumherstellung	17
Waldbrände	17
Hausfeuerungsanlagen	12
Kohleproduktion	11
Energiegewinnung	6
Müllverbrennung	3

Tab. 2.3-4: PAK-Emissionen [t/Jahr] in Westdeutschland von 1985 (aus KAUTENBURGER 1995)

PAK	Verbrennung	Industrie	Verkehr	Sonstige	Summe
Naphthalin	430	480	990	4000	5900
Anthracen	39	40	13	60	152
Phenanthren	274	440	70	700	1484
Fluoranthren	51	126	24	55	256
Benz[a]anthracen	17	90	4	5	116
Chrysen	44	90	12	22	168
Benzo[k]fluoranthren	10	15	1	3	29
Benzo[a]pyren	14	18	2	4	38
Benzo[ghi]perylen	16	18	4	3	41
Indeno[1,2,3-cd]pyren	10	15	4	5	34

2.3.4 Vorkommen in der Umwelt

Ohne menschliche Aktivität und ohne Waldbrände dürfte die PAK-Konzentration in der Luft nahezu Null sein. Heute sind auch PAK, wie viele organische Umweltchemikalien, ubiquitär in der Umwelt vorhanden. Der Eintrag in die Umwelt erfolgt beständig durch die oben

genannten Verbrennungsprozesse. Dabei besteht eine enge Korrelation zwischen dem Industrialisierungsgrad und der Konzentrationshöhe der PAK.

B[a]P-Messungen in der Luft wurden in größerem Umfang erstmals in den 60er Jahren durchgeführt (POTT & HEINISCH 1992).

PAK wurden bereits in einer Vielzahl von Umweltmedien nachgewiesen. Dazu zählen:

- Luft bzw. Schwebstaub,
- Wasser,
- Boden,
- Klärschlamm sowie
- Pflanzen.

Zur Veranschaulichung und zur besseren Vergleichbarkeit werden Einzelkonzentrationen häufig auf einen PAK bezogen (**PAK-Profil**). Die PAK-Profile können in Emissionen in Abhängigkeit von den Brennstoffen und insbesondere von der Verbrennungstemperatur z.T.

sehr große Unterschiede aufweisen. Trotz dieser deutlichen Unterschiede sind PAK-Profile in der Außenluft selbst an verschiedenen Messpunkten über einen längeren Zeitraum sehr ähnlich. Die große Ähnlichkeit der langfristig gemittelten PAK-Immissionsprofile lassen sich nach POTT & HEINISCH 1992 im Wesentlichen auf folgende drei Faktoren zurückführen:

- die Vermischung unterschiedlicher Emissionsprofile in der Außenluft,
- die Dominanz von Abgasen der Kohleverbrennung sowie
- die langfristige Mittelwertbildung.

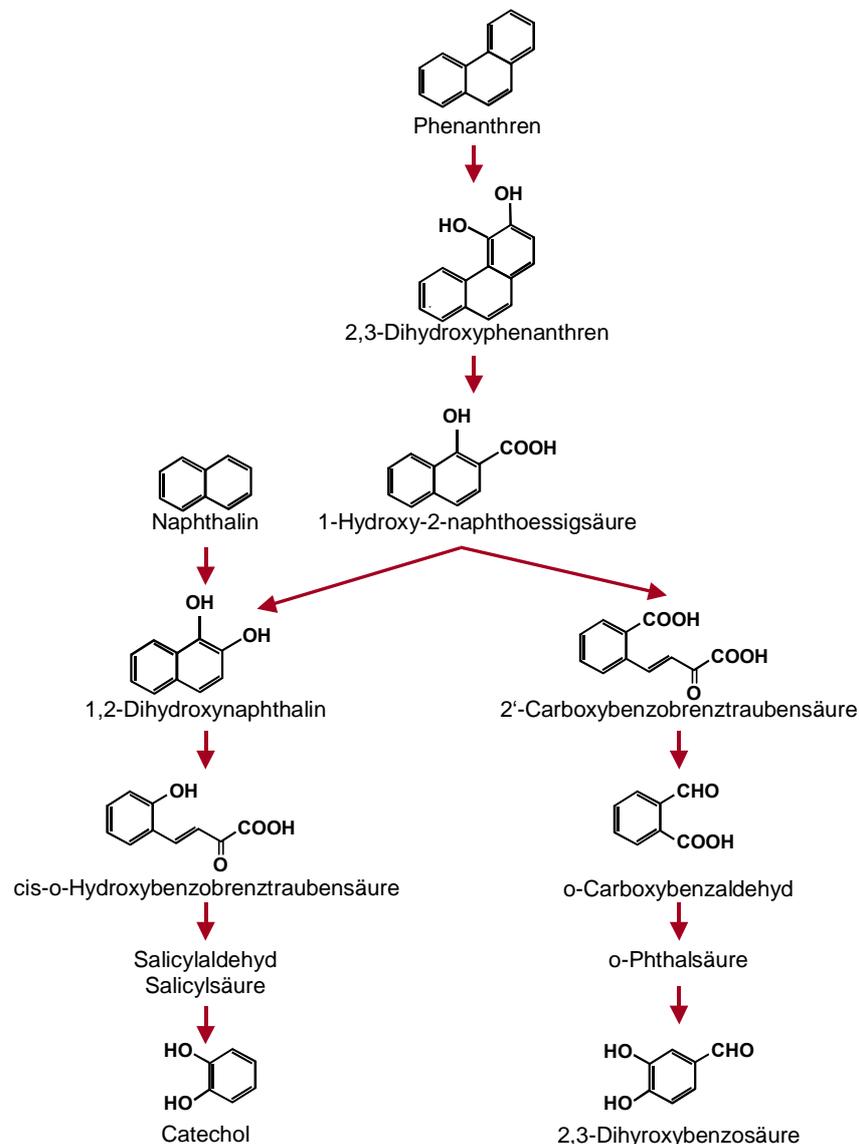


Abb. 2.3-3: Abbaumechanismus von Phenanthren (aus GANS et al. 1999)

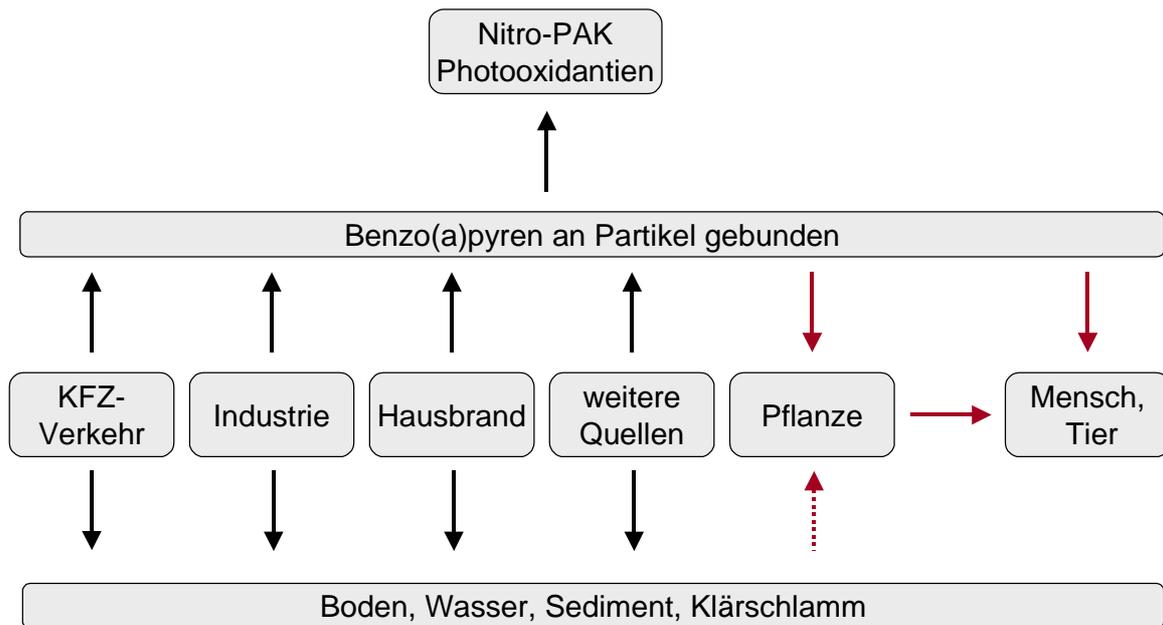


Abb. 2.3-4: PAK in der Umwelt – dargestellt am Beispiel von Benzo[a]pyren (verändert nach ARNDT et al. 1987)

2.3.5 Biologische Bedeutung

PAK besetzen auf der Skala der kanzerogenen Potenz ein sehr breites Spektrum, das von „nicht nachweisbar“ (z.B. Benzo[e]pyren) bis zu „sehr stark“ (z.B. Benzo[a]pyren) reicht. Bisher weiß man noch nicht genug über den Wirkungsmechanismus, um den großen Unterschied dieser beiden Substanzen trotz der chemischen Strukturähnlichkeit im Hinblick auf das kanzerogene Potential erklären zu können (POTT & HEINISCH 1992). PAK mit kanzerogenem Potential sind im Wesentlichen planare Moleküle, die eine bestimmte Anzahl an kondensierten Ringen besitzen. Unsubstituierte PAK mit zwei oder drei Ringen sind wie auch die meisten PAK mit mehr als sechs Ringen biologisch inaktiv. Innerhalb der genannten Grenzen liegt das Maximum des kanzerogenen Potentials, wobei meist noch eine angulare Ringverknüpfung notwendig ist. Erst durch die Metabolisierung entstehen aus den PAK die eigentlichen krebserregenden Stoffe (ultimale Kanzerogene) (siehe Abb. 2.3-5).

Des Weiteren ist bekannt, dass die PAK im Boden schwer bio-abbaubar sind (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1997).

2.3.6 Toxikologie und Belastung des Menschen

Vom Menschen werden PAK vorwiegend über Inhalation (z.B. Teerdämpfe, Abgase etc.) aufgenommen, jedoch sind auch Ingestion (Nahrung) und dermale Aufnahme möglich. Elf der PAK sind als starke, zehn als schwache Karzinogene bzw. Mutagene bekannt, wobei besonders die PAK mit höheren Molekulargewichten und vier bis sieben Ringen humantoxisch, kanzerogen und mutagen sind. Benzo[a]pyren gilt bei PAK-Gemischen als Leitkomponente. Trotz des toxischen Potentials existieren in Deutschland bisher lediglich ein

Grenzwert für Trinkwasser sowie ein Grenzwert für Fleisch und Fleischprodukte (siehe Kap. 2.3.7, S. 48).

PAK werden im Körper/in der Leber zu Epoxiden metabolisiert, die als Kanzerogene wirken können. Bestimmte Metabolite (Epoxide) binden dort an die DNS und RNS und können die Tumorbildung initiieren (siehe Abb. 2.3-5). Darüber hinaus haben epidemiologische Untersuchungen gezeigt, dass zahlreiche Hauterkrankungen beim Menschen durch den ge-

werblichen Umgang mit PAK-haltigen Rußen, Teeren, Teerdämpfen usw. hervorgerufen werden.

Von besonderem Interesse – vor allem wegen ihres humantoxischen Materials – sind 16 nach der EPA-Liste 610 der amerikanischen Umweltbehörde zu bestimmende Kongenere (siehe Tab. 2.3-5, S. 48). Die Wirkung auf den Menschen hängt stark von der Zusammensetzung der PAK ab.

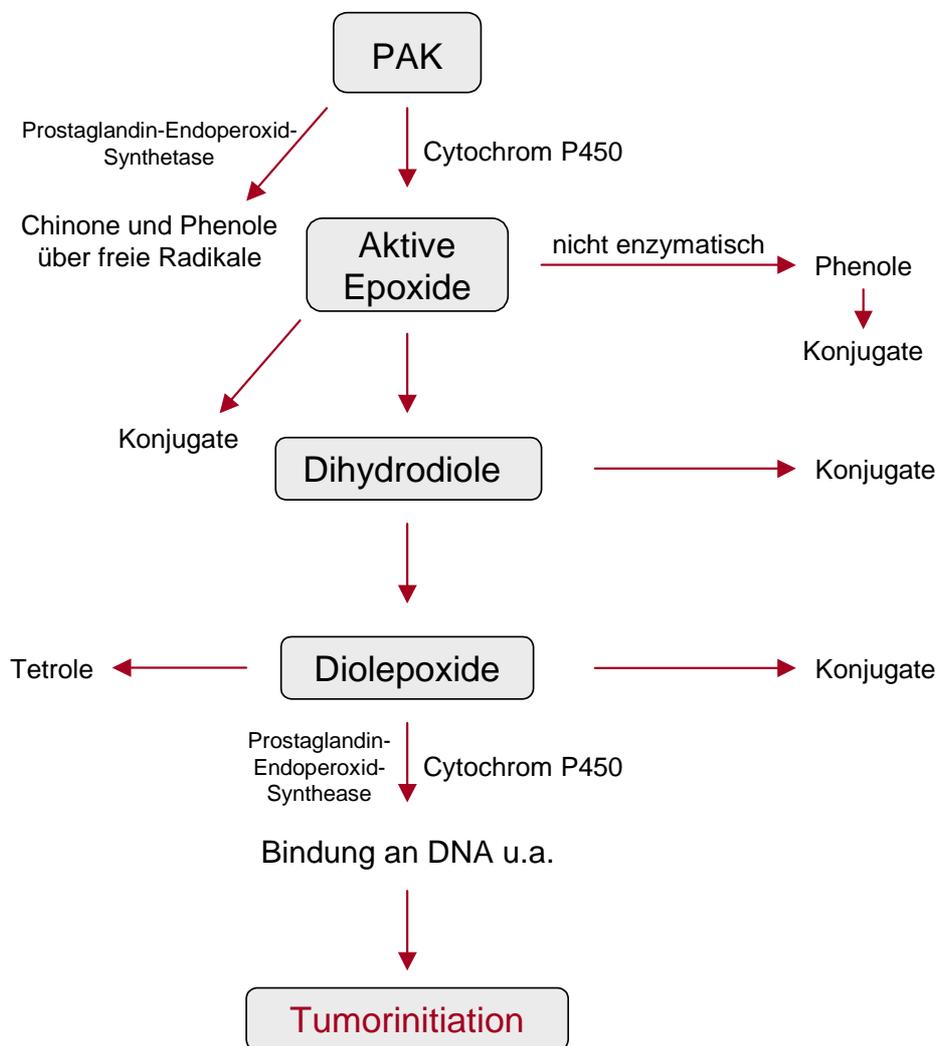


Abb. 2.3-5: Allgemeines Schema für die metabolische Aktivierung von PAK (Konjugate stellen Verbindungen dar, mit denen die PAK in der Regel ausgeschieden werden) (verändert nach POTT & HEINISCH 1992)

Tab. 2.3-5: Bedeutung der PAK (aus Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1997^a, KEITH & TELLIARD 1979^b, RIPPEN 1998^c) – fett dargestellt sind die EPA-Kongenere

Schlüssel	Name	Evidenz für krebserregende Wirkung und sonstige Bedeutung
3103	Phenanthren	Kanzerogenität nicht klassifizierbar ^c
3104	Anthracen	nicht kanzerogen ^a negativ im Ames-Test mit und ohne Aktivierung ^a
3105	Fluoranthren	hohe Immissionskonzentration, hohe Gehalte in pflanzlichem Gewebe, Haupt-PAK-Komponente in Regenwasser, möglicherweise co-kanzerogene Wirkung mit B[a]P, relativ photolysestabil ^b
3110	Pyren	Haupt-PAK-Komponente im Regenwasser, photolysestabil ^b , beim Menschen krebserzeugende Wirkung
3115	Benzo(b)naphtho[2,1-d]thiophen	k. A.
3120	Benzo[ghi]fluoranthren + Benzo[c]phenanthren	k. A.
3125	Cyclopenta[cd]pyren	verkehrstypische PAK-Verbindung
3130	Benzo[a]anthracen	wahrscheinlich krebserregend für den Menschen, photolysestabil ^b
3135	Chrysen + Triphenylen	k. A.
3140	Chrysen	im Tierversuch krebserregend ^b
3145	Benzofluoranthene [b+j+k]	k. A.
3150	Benzo[e]pyren	vermutlich nicht kanzerogen
3155	Benzo[a]pyren	möglicherweise krebserregend für den Menschen, nicht photolysestabil ^b
3160	Perylen	k. A.
3165	Indeno[1,2,3-cd]pyren	k. A.
3170	Dibenz[a,h]anthracen	k. A.
3175	Benzo[ghi]perylen	verkehrstypische PAK-Verbindung ^b
3180	Anthanthren	relativ reaktive, d.h. instabile Komponente ^b
3185	Coronen	verkehrstypische Komponente, Verdacht auf kanzerogene Potenz ^b

Das Einatmen und die Aufnahme durch den Mund oder die Haut kann zu Gesundheitsschäden führen.

Die Leitkomponente Benzo[a]pyren ist in folgende EG-Kategorien eingestuft (<http://www.schadstoffberatung.de/pak.htm>):

- K2** Stoffe, die als **krebserzeugend** für den Menschen angesehen werden sollten
- RE2** Stoffe, die als **fruchtschädigend** für den Menschen angesehen werden sollten
- M2** Stoffe, die als **erbgutverändernd** für den Menschen angesehen werden sollten
- RF2** Stoffe, die als **beeinträchtigend**

für die Fortpflanzungsfähigkeit des Menschen angesehen werden sollten

2.3.7 Grenz- und Richtwerte

Die Bewertung der Immissionen von krebserregenden Stoffen (u.a. PAK) stellt ein besonders Problem dar, da aus medizinischer Sicht eine Unbedenklichkeitsschwelle für derartige Stoffe nicht angegeben werden kann.

Eine Arbeitsgruppe des Länderausschusses für Immissionsschutz hat für bestimmte Stoffe, darunter B[a]P, Beurteilungsmaßstäbe zur Be-

grenzung des Krebsrisikos durch Luftverunreinigungen erarbeitet. Die Bewertung basiert hierbei auf den sogenannten „**unit risk**“-**Werten**, die das geschätzte Krebsrisiko eines Menschen nach konstanter Exposition über 70 Jahre gegenüber einer Konzentration von 1 µg Schadstoff pro m³ Luft beschreiben. Das tatsächliche Risiko für einen einzelnen Stoff erhält man aus dem Produkt des unit risk-Wertes mit der jeweiligen Konzentration (Jahresmittelwerte). Der unit risk-Wert für PAK (B[a]P) wird mit $7 \cdot 10^{-2}$ angegeben (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen 1996).

An Arbeitsplätzen gelten die **Technische Richtkonzentrationen (TRK)** in der Raumluft (diese gibt das technische Mögliche wieder) von 0,002 mg/m³. Es ist zu bemerken, dass dieser Wert für Innenräume mit Sicherheit hoch ist, da die Aufenthaltsdauer den zugrundeliegenden Wert von acht Stunden deutlich überschreitet und die besondere Gefährdung von Säuglingen, Kleinkindern, werdenden und stillenden Müttern sowie Alten und Kranken nicht berücksichtigt. Zubereitungen gelten als krebserzeugend, wenn ihr Benzo[a]pyrenanteil 0,0005 Gew%, d.h. 5 ppm erreicht oder überschreitet (GefStoffV, §35 (3)).

Auf Ebene der Europäischen Union wurde am 03.11.1998 eine neue Trinkwasserrichtlinie verabschiedet (Richtlinie 98/83/EG), die die bisher gültige Richtlinie aus dem Jahr 1980 ablöst und für die Bewertung der Trinkwasserqualität Maßstäbe nach dem heutigen Kenntnisstand setzt. Für zahlreiche Parameter ergeben sich dadurch in Deutschland keine bedeutsamen Veränderungen, da die deutsche **Trinkwasserverordnung** diesbezüglich schon den neuen europäischen Standards entspricht. Dennoch gibt es auch einige Parameter, bei denen die deutschen Regelungen noch nicht dem europäischen Standard entsprechen, so dass auch die Trinkwasserverordnung angepasst und aktualisiert wurde. Hierzu gehören auch die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (siehe Tab. 2.3-6, S. 50).

In der **MAK-Liste** (gesetzlich vorgeschriebene Grenzwerte zur Maximalen Arbeitsplatzkonzentration von Schadstoffen) werden verschiedene

PAK-Einzelsubstanzen in den Klassen III A1 (beim Menschen eindeutig krebserregend), III A2 (im Tierversuch eindeutig krebserregend) und III B (begründeter Verdacht auf krebserregende Wirkung) eingestuft.

Zur Ökotoxizität der PAK liegen immer noch „enttäuschend wenige verlässliche“ Daten vor (KALF et al. 1995).

Folgende Tabelle gibt eine unvollständige Übersicht zu Grenzwerten, Richtwerten und Empfehlungen.

Tab. 2.3-6: Grenzwerte, Richtwerte und Empfehlungen zum Schutz des Menschen vor Belastungen durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

			PAK	Bemerkung	Quelle
Luft	MAK-Liste	1991	B[a]P (siehe Spalte 6)	<ul style="list-style-type: none"> Strangpechherstellung und -verladung, Ofenbereich von Kokereien: 0,005 mg/m³ im Übrigen: 0,002 mg/m³ 	http://www-user.tu-chemnitz.de/~tlo/ufa/gesetze/trgs/900/mak1.htm#b
	LAI-Zielwert	1991	Benzo[a]pyren im 1,3 ng/m ³	Jahresmittelwert im Schwebstaub - Empfehlung zur Begrenzung des Krebsrisikos	http://www.ee.fh-lippe.de/umblick/guetersloh/kap_f/03/
	UBA-Empfehlung	1998	Raumluft > 3 ng B[a]P/m ³ über BaP der Außenluft	Empfehlung zur Begrenzung des Krebsrisikos	http://www.landratsamt-miltenberg.de/sv/Sg21/formulare/Innenraumschadstoffe.pdf
	TA Luft	1986	B[a]P 0,1 mg/m ³ DB[a,h]A 0,1 mg/m ³	Emmissionsgrenzwerte	http://www-user.tu-chemnitz.de/~tlo/ufa/gesetze/taluft/ta0.htm#a23
Trinkwasser	BRD Trinkwasserordnung	2001	B[a]P 0,00001mg/l	Summe der nachgewiesenen und mengenmäßig bestimmten nachfolgenden Stoffe: BF[b], BF[k], B[ghi]P und INP	http://www.goinform.de/demo/allgem/lb/bu/trinkw01.pdf
			PAK 0,001 mg/l		
	EG- Trinkwasserrichtlinie	1998	B[a]P 0,00001mg/l		http://www.bundesverband-gas-und-wasser.de/bgw/trinkwasser/tvo_teil1.htm
			PAK 0,001 mg/l		
WHO - Guideline for drinking-water quality	1998	B[a]P 0.7 µg/l		http://www.who.int/water_sanitation_health/GDWQ/Summary_tables/Sumtab.htm	
		FLU 4 µg/l			
Lebensmittel	Fleischverordnung	1993	B[a]P auf maximal 1µg pro kg		http://www.umweltministerium.bayern.de/service/umwberat/ubbgri.htm

3 Untersuchungsansatz

Aus der in den Kap. 1 (S. 1) und 2.1 (S. 5) ausführlich beschriebenen Annahme, dass die ökologisch-strukturelle Ausstattung eines Ökosystems auch einen bestimmenden Einfluss auf die PAK-Immission hat und dem Wunsch nach flächendeckender Information (siehe Abb. 2.1-1, S. 2) sowie der Voraussetzung, dass es sich bei den Probenahmegebieten der Umweltprobenbank des Bundes um repräsentative Vertreter von Ökosystemtypen handelt, wird folgende Hypothese abgeleitet:

Die Übertragbarkeit der in einem bestimmten Ökosystemtyp ermittelten Ergebnisse auf andere Vertreter desselben Ökosystemtyps ist möglich.

Wichtig für den Untersuchungsansatz ist, dass es sich bei oben formulierter Annahme, um einen kausalen und funktional beschreibbaren Zusammenhang handelt. Damit müsste in weiteren Ökosystemen mit ähnlicher ökologisch-struktureller Ausstattung auch eine ähnliche stoffliche „Belastung“ nachweisbar sein.

Entsprechend dem Untersuchungsansatz wurde nach einem Modell gesucht, das den funktionalen Zusammenhang zwischen Faktoren zur Beschreibung der ökologisch-strukturellen Ausstattung der Gebiete und der entsprechenden PAK-Immission annähert. Zur Approximation des vermuteten Zusammenhangs soll die Lernfähigkeit neuronaler Netze, d.h. also die Fähigkeit, eine Aufgabe selbständig aus Trainingsbeispielen zu lernen, genutzt werden. In dieses Netz sollen sowohl die im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes erhobenen PAK-Daten als auch die Daten, die die ökologisch-strukturelle Ausstattung eines Ökosystems beschreiben, einfließen. Für die Verwaltung, Analyse und Aufbereitung der Fülle an Daten mit räumlicher Komponente sollen die Verwaltungs-, Auswerte- und Visualisierungstools von **relationalen Datenbanken** und **Geographischen Informationssystemen** zum Einsatz kommen. Die Validierung der Er-

gebnisse soll anhand von rückstandsanalytischen Untersuchungen an einjährigen Fichtenrieben aus fünf weiteren Ökosystemen Deutschlands erfolgen.

Um die Komplexität des hier gewählten Untersuchungsansatzes zu verdeutlichen, sollen zunächst einige wichtige Grundlagen der Modellbildung aufgezeigt werden, aus denen sich dann auch wichtige Arbeitsschritte ableiten.

Grundlagen der Modellbildung

Die Entwicklung von Modellen ist ein wichtiger Bereich der ökologischen Theorienbildung. Gerade, wenn es um die Analyse komplexer **Zusammenhänge** und Wirkungen geht, ist es häufig notwendig, mit Hilfe von Modellen zu überprüfen, ob die Vorstellungen über einen gegebenen Zusammenhang zur Erklärung der Beobachtungen ausreichen. Ökologische Modelle dienen dazu, bestimmte Aspekte ökologischen Wissens in formaler, konsistenter Form zu repräsentieren und zu verknüpfen.

Die Möglichkeiten ökologischer Modellentwicklungen haben sich in der letzten Zeit stark weiterentwickelt.

Trotzdem können Modelle nie die Gesamtheit realer ökologischer Beziehungen abbilden, sondern beschränken sich auf einen Ausschnitt. Eine häufig schwer zu entscheidende Frage besteht deshalb darin festzulegen, wie **komplex** ein Modell sein muss, um ein beobachtetes Phänomen angemessen abzubilden, ohne den Komplex zu stark zu vereinfachen. Eine in diesem Zusammenhang sehr wichtige Frage ist deshalb, inwieweit sich die natürliche Komplexität für das Verständnis reduzieren lässt und welche Kriterien dabei zugrundegelegt werden können.

Des Weiteren erfordert die ökologische Modellierung eine Definition des **Anwendungsbereichs**⁸ und

⁸ Unter **Anwendungsbereich** werden die Rahmenbedingungen eines Modells verstanden, die sich aus der Konzeption eines Programms ergeben.

Gültigkeitsbereiches⁹. Nur innerhalb dieser Bereiche sind brauchbare Modellaussagen möglich, ohne dass mathematische Extrapolationsprobleme zu lösen sind. Letzteres ist notwendig, wenn der mögliche Erfassungsbereich und der Bereich, für den Aussagen getroffen werden sollen, sich unterscheiden.

Der wichtigste Aspekt im Bereich der Modellbildung, die **Validität** eines Modells, hängt eng mit der oben genannten Komplexitätsproblematik zusammen und ist entscheidend dafür, inwieweit ein Modell für Prognosen geeignet ist.

Für den Untersuchungsansatz ist der Nachweis eines kausalen und funktional beschreibbaren Zusammenhangs grundlegend. Zur Beantwortung der Frage, ob es **kausale Zusammenhänge** zwischen dem Ökosystemtyp und der „Belastungssituation“ und damit zwischen Vertretern eines bestimmten Ökosystemtyps gibt, müssen zunächst die im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes erhobenen Daten aus den einzelnen Jahren statistisch ausgewertet werden, um so zu einem besseren Verständnis der ökosystemtypbezogenen Stoffsituation und ihrer räumlichen und zeitlichen Absicherung zu kommen.

In diesem Zusammenhang müssen die Daten ebenfalls im Hinblick auf die Indikatorleistung der unterschiedlichen Akkumulationsindikatoren statistisch ausgewertet werden, um bewerten zu können, ob Vergleiche von Daten, die mit Hilfe unterschiedlicher Akkumulationsindikatoren erhoben wurden, sinnvoll sind. Des Weiteren muss die Vergleichbarkeit der rückstandsanalytisch erhobenen Daten mit Hilfe der biometrischen Daten überprüft werden.

Daran schließt sich die Suche nach **Faktoren** an, die die ökologisch-strukturelle Ausstattung im Hinblick auf die Zielsetzung in einem ausreichenden Maße beschreiben. Da es sich bei der Umweltprobenbank des Bundes um einen

bundesweiten Untersuchungsansatz handelt, soll sich hierbei auf **bereits vorhandene Daten** gestützt werden, weil zum einen die Leistungsfähigkeit von Umweltproben überprüft werden soll und zum anderen eigene Erhebungen in einem so großen Rahmen nicht möglich sind. Zudem liegen viele Gebiete im Grenzbereich, so dass hier zusätzlich Informationen aus angrenzenden Ländern benötigt werden.

Die Faktoren, die die ökologisch-strukturelle Ausstattung des Ökosystems beschreiben, und die dort ermittelten PAK-Daten sollen als Input für das **Training des neuronalen Netzes** dienen. Hiermit verbunden sind die Auswahl eines geeigneten Netztyps sowie die Definitionen der Güteanforderungen, der Arbeitsbereichsgrenzen, der Anzahl der Stützstellen und damit einhergehend die Anzahl der benötigten Sollwertsprünge.

Mit Hilfe des Modells sollen **Prognosen** der PAK-Immission für fünf weitere Ökosysteme in Deutschland (Belzig im Fläming, Schmallenberg im Rothaargebirge, Haiger im Westerwald, Trier/ Morbach im Hunsrück und Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land) berechnet werden.

Die **Validierung der Ergebnisse** soll anhand von rückstandsanalytischen Untersuchungen an einjährigen Fichtentrieben aus fünf weiteren Ökosystemen Deutschlands erfolgen, die nicht in das Projekt Umweltprobenbank des Bundes integriert sind. Die Daten, die durch das neuronale Netz berechnet werden, sollen mit den rückstandsanalytisch ermittelten Daten verglichen werden, um so die Leistungsfähigkeit des neuronalen Netzes und der Umweltdaten beurteilen zu können. Hier wird dann auch bewertet werden können, ob die gewählte Komplexität des Modells ausreicht, um das betrachtete Phänomen ausreichend zu beschreiben. Hiermit verbunden ist die Suche nach geeigneten Kriterien, um angeben zu können, welche Abweichungen zwischen den gemessenen und den prognostizierten Werten akzeptiert werden können.

⁹ Unter **Gültigkeitsbereich** wird hier der Bereich verstanden, für den mit Hilfe des geplanten Modells sinnvolle Prognosen möglich sein sollen.

4 Statistische Auswertung

Wie in Kap. 3 (S. 51) aufgezeigt, ist für den Untersuchungsansatz die Annahme grundlegend, dass die ökologisch-strukturelle Ausstattung eines Ökosystems einen bestimmenden Einfluss auf die stoffliche „Belastung“ in diesem Ökosystem hat und es sich hierbei um einen kausalen und funktional beschreibbaren Zusammenhang handelt. Hierfür ist ein umfassendes Verständnis der ökosystemtypbezogenen Stoffsituation und ihre räumliche und zeitliche Absicherung notwendig, wofür eine umfassende statistische Auswertung der im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes erhobenen PAK-Daten erforderlich ist.

Diese soll hinsichtlich folgender Fragestellungen/Aspekte erfolgen:

- Vergleich der in einem Gebiet untersuchten Probenarten hinsichtlich ihres **Akkumulationsverhaltens** gegenüber PAK,
- Überprüfung von **Zusammenhängen mit biometrischen Daten** (z.B. PAK – Trieblänge) (Screenings),
- Überprüfung auf **Zusammenhänge mit weiteren Parametern** wie z.B. Höhenlage,
- Auswertung der Zeitreihen (PAK-Konzentration und PAK-Profile),
- **Vergleiche zwischen den Ökosystemtypen**
 - Gibt es ökosystemtypbezogene Zusammenhänge im Hinblick auf die stoffliche Belastung?
 - **Vergleiche der Trends** in den verschiedenen Ökosystemtypen.

4.1 Datenqualität

Wenn, wie im Fall des Projektes Umweltprobenbank des Bundes, PAK-Daten über Zeiträume von z.T. 17 Jahren vorliegen, muss zunächst überprüft werden, ob die Messungen untereinander vergleichbar sind, da Unterschiede in den Meßmethoden existieren und von einer erheblichen Verbesserung der analytischen Messgenauigkeit über einen solchen Zeitraum ausgegangen werden muss. Außerdem ist zunächst die Frage nach gleicher Probenqualität zu klären.

Bei der Auswertung der längsten Zeitreihe, die für das Probenahmegebiet Warndt existiert,

zeigte sich, dass innerhalb der Homogenate zumindest bis 1989 andere Konzentrationen nachgewiesen wurden als in den Proben der Einzelbäume, was in Abb. 4.1-1 exemplarisch für zwei der gemessenen PAK (Fluoranthen und Benzo[a]pyren) dargestellt ist. Wie in Abb. 4.1-1 ersichtlich, unterscheiden sich die Messwerte in Homogenaten und Einzelbäumen teilweise um den Faktor 2. Erst 1991 gleichen sich die Messwerte an (siehe Abb. 4.1-2).

Hier stellt sich die Frage nach der Richtigkeit der erhobenen Messwerte und die Forderung nach einer retrospektiven Analyse. Aufgrund dieser Unklarheiten finden die vor 1991 erhobenen Daten im Folgenden keine Berücksichtigung.

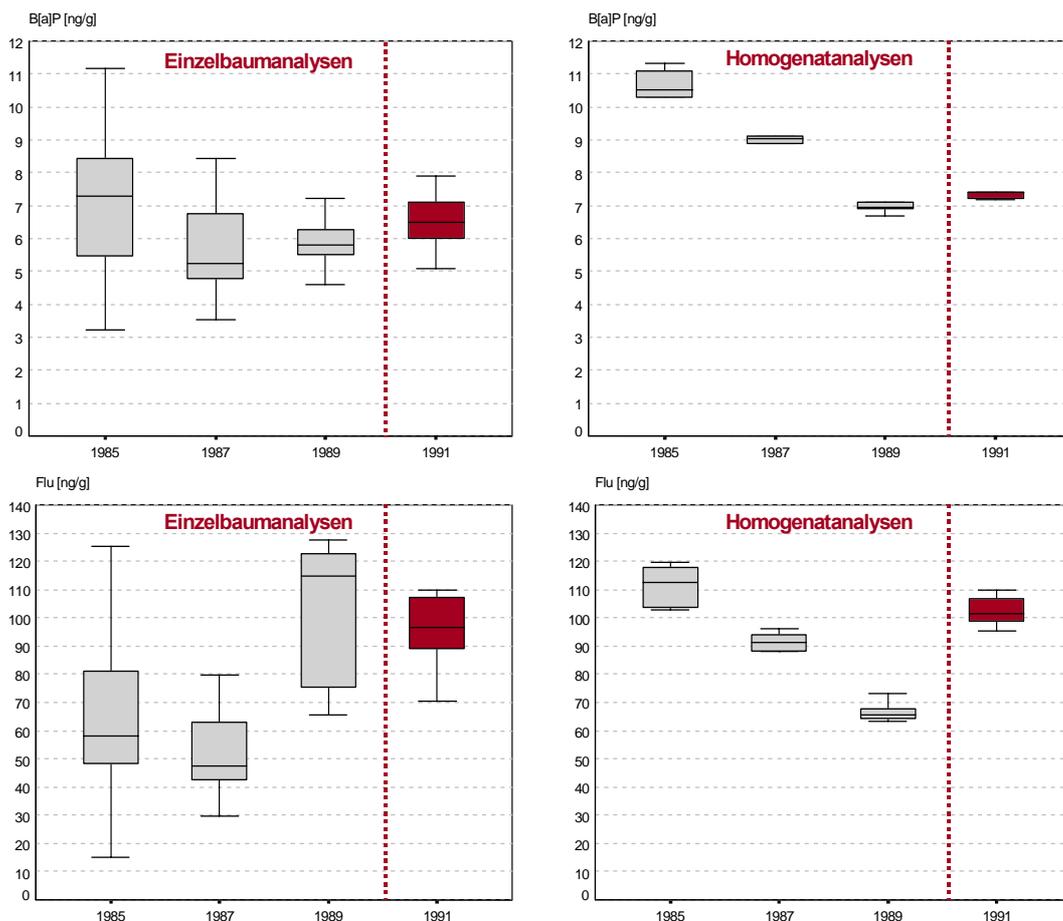


Abb. 4.1-1: Konzentrationsunterschiede zwischen Homogenat- und Einzelbaumanalysen in den Jahren 1985-1989 (MD, ca. 5- und 95- Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

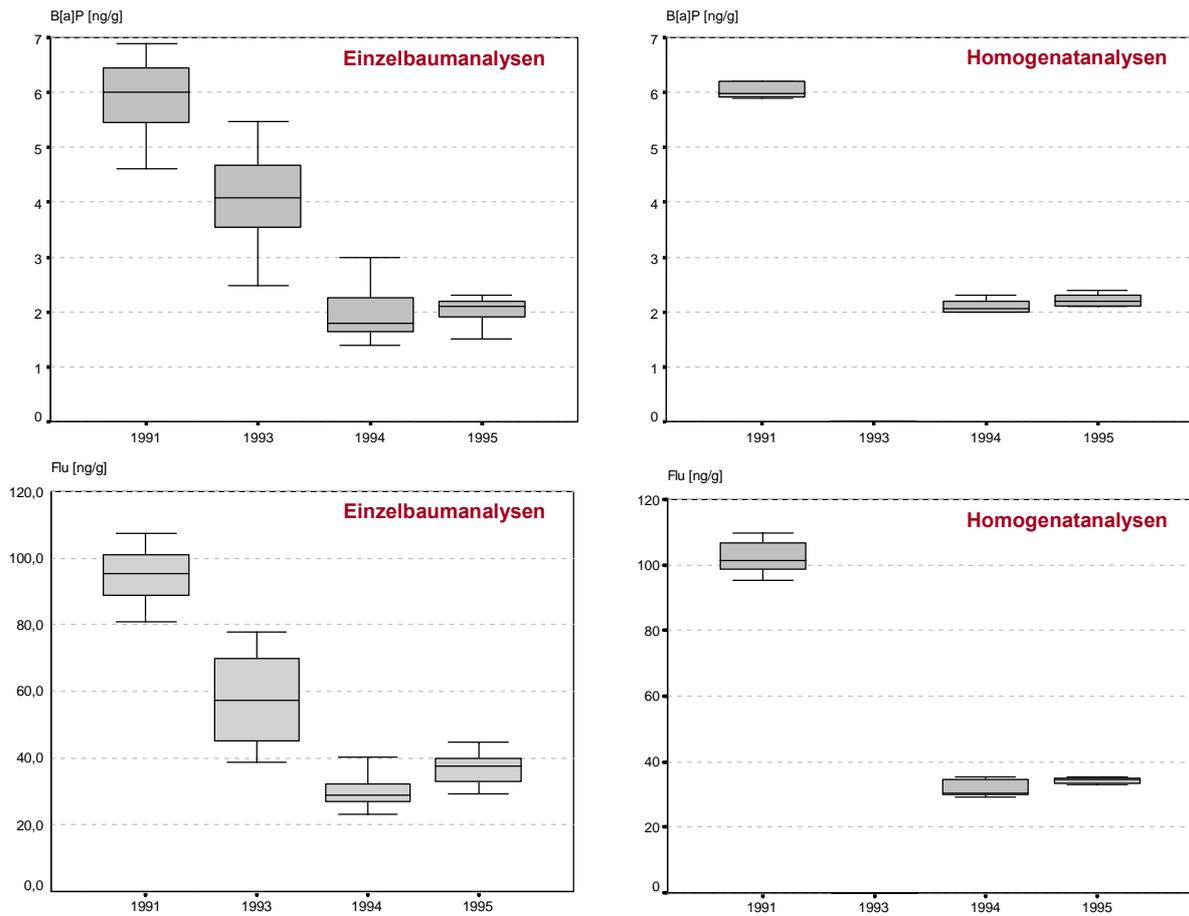


Abb. 4.1-2: Konzentrationen in einjährigen Fichtentrieben aus dem Probenahmegebiet Warndt (1991-1995) – Vergleich zwischen Einzelbaum- und Homogenatanalysen (MD, ca. 5- und 95-Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

Weitere Auffälligkeiten hinsichtlich der Datenqualität wurden bei der Auswertung der Zeitreihen des Probenahmegebietes Dübener Heide festgestellt, die sich ähnlich wie im Warndt auf Unterschiede zwischen den Homogenat – und den Einzelbaumanalysen zurückführen lassen.

Zur Darstellung des Konzentrationsverlaufs von Phenanthren über 10 Jahre wurden sowohl die Ergebnisse der Einzelbaumanalysen als auch die des Homogenats einbezogen. Hierbei fällt der in Abb. 4.1-3, S. 56 dargestellte und mit einem roten Pfeil gekennzeichnete plötzliche Niveauangleich mit dem Saarländischen Verdichtungsraum (Warndt) 1993 und der daran anschließende deutliche Anstieg der Konzentration auf.

Wichtig in diesem Zusammenhang ist, dass sich die Probenahme­fläche im Probenahmegebiet Dübener Heide, wie in Abb. 4.1-4, S. 56 ersichtlich, aus mehreren Teilflächen zusammensetzt. Für den Zeitraum von 1992 bis 1995 wurden sowohl die Proben der Teilflächen als auch ein Homogenat, das sich aus den Proben der Teilflächen zusammensetzt, analysiert. Betrachtet man hierbei die Unterschiede zwischen den Analysen, wird deutlich, dass der oben aufgezeigte auffällige Niveauangleich durch die deutlich niedrigeren Konzentrationen in den Einzelbäumen zustande kommt. Während in den Jahren 1992 und 1995 die Konzentrationen der Einzelbaumanalysen um den Wert des Homogenats streuen, liegen die Werte 1993 deutlich, d.h. Faktor 2 bis 4, und 1994 nicht mehr ganz so deutlich unterhalb der Konzentration, die innerhalb des Homogenats ge-

messen wurden (Abb. 4.1-5).

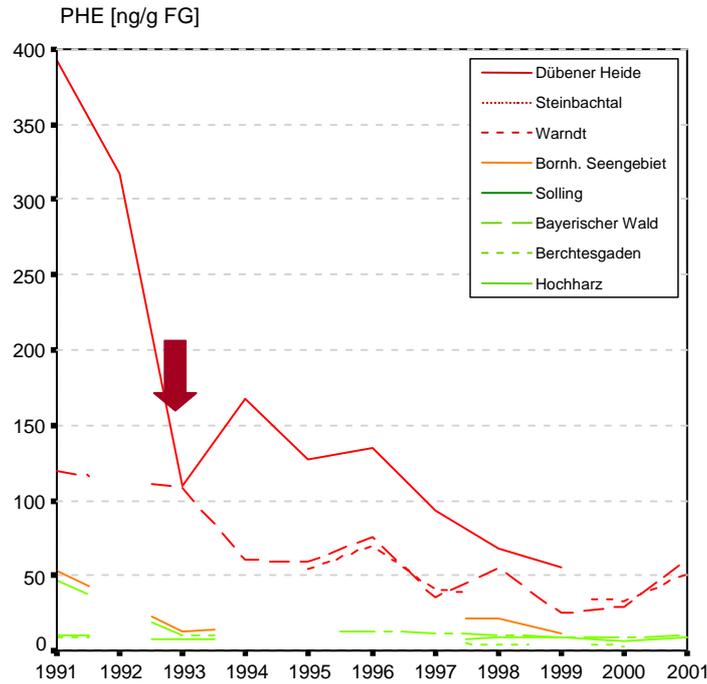


Abb. 4.1-3: Konzentrationsverlauf über 10 Jahre von Phenanthren in verschiedenen Probenahmegebieten (Homogenat- und alle Einzelbaumanalysen)

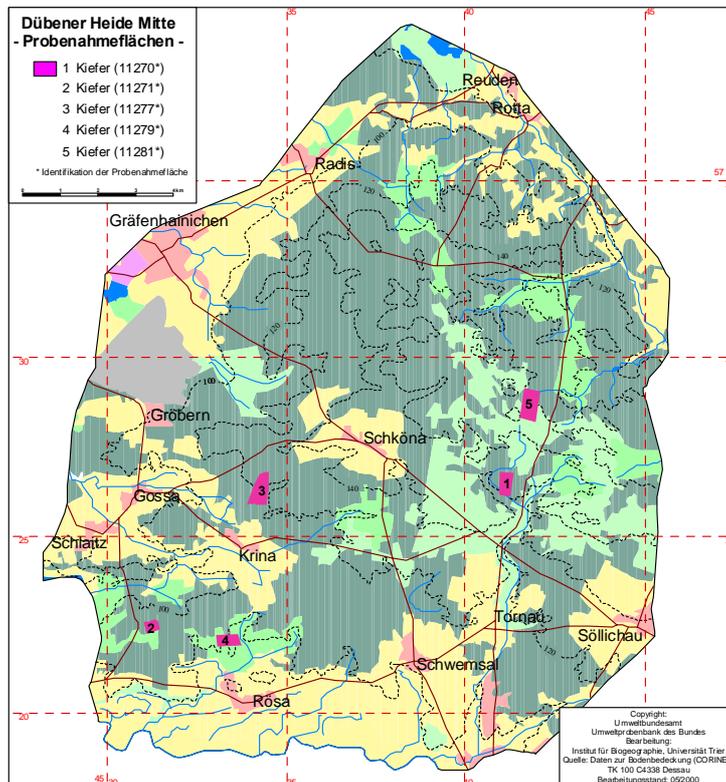


Abb. 4.1-4: Lage der Teilflächen im Probenahmegebiet Dübener Heide

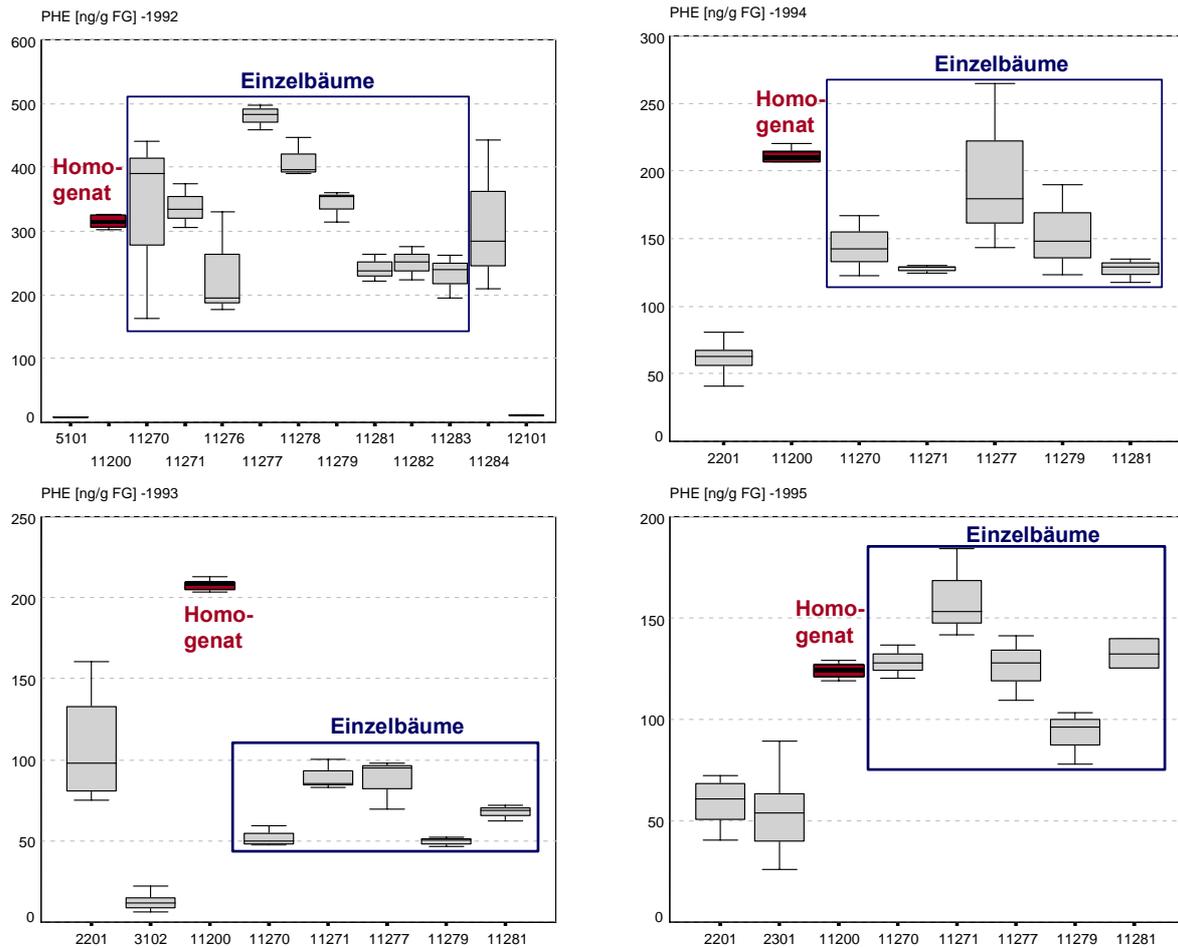


Abb. 4.1-5: Phenanthren-Konzentrationen – Unterschiede zwischen Homogenat- und Einzelbaumanalysen (MD, ca. 5- und 95- Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

Die 1993 im Homogenat gemessene Konzentration erscheint bei Betrachtung der Analyseergebnisse der Jahre davor und danach plausibler. Daher werden in die Auswertung im Folgenden, so weit es möglich ist, nur die Ergebnisse von Homogenatanalysen einfließen. Jedoch fehlt in einigen Jahren und Gebieten die Analyse der Homogenate. Hier fließen dann die Ergebnisse der Einzelbaumanalysen in die Auswertung ein. Der so korrigierte Konzentrationsverlauf ist in Abb. 4.1-6 (S. 58) zu sehen.

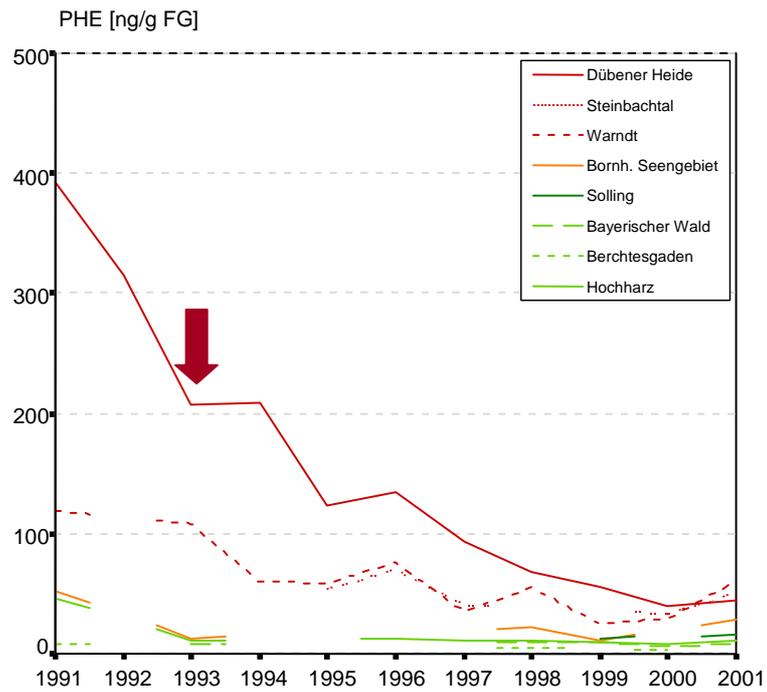


Abb. 4.1-6: Konzentrationsverlauf über 10 Jahre von Phenanthren in verschiedenen Probenahmegebieten (Homogenat- und nur Einzelbaumanalysen, wenn kein Homogenat analysiert wurde)

4.2 Vergleichbarkeit der Bioindikatoren

4.2.1 Fichte und Kiefer

Ausgehend von Untersuchungen 1991 in den Probenahmegebieten Warndt (Saarländischer Verdichtungsraum), Dübener Heide und Mecklenburg werden die beiden Probenarten Fichte und Kiefer als **vergleichbare Akkumulationsindikatoren für PAK** betrachtet, denn zwischen den Fichten- und Kiefernadeln aus demselben Gebiet konnten nur geringfügig unterschiedliche Konzentrationen nachgewiesen werden. Das trifft für alle drei untersuchten Gebiete zu und soll im Folgenden belegt werden (Abb. 4.2-1 bis Abb. 4.2-3, Tab. 4.2-1, S. 62).

Wie Abb. 4.2-1 zeigt, unterscheiden sich Fichte und Kiefer im Warndt nur geringfügig, was zu fast identischen auf B[e]P normierten Profilen führt. Zum Teil konnten in den Kiefernadeln etwas höhere Gehalte an leichtflüchtigen PAK nachgewiesen werden.

Auch Fichten und Kiefern von zwei Entnahmestellen der **Dübener Heide** weisen ähnliche Belastungsprofile auf (vgl. Abb. 4.2-2, S. 60), wobei hier meist in Fichtennadeln geringfügig höhere Konzentrationen an leichtflüchtigen PAK nachgewiesen wurden. Jedoch liegen die Mittelwerte, der in Kiefern ermittelten Konzentrationen, meist noch im Streubereich der Konzentrationen in Fichtennadeln.

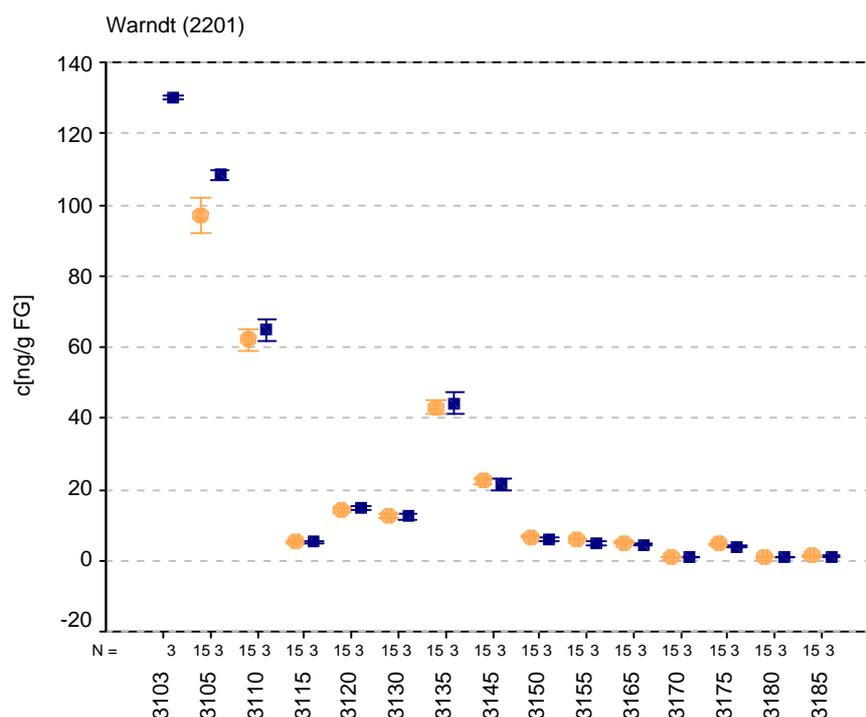


Abb. 4.2-1: Vergleich von PAK-Konzentrationen in Kiefern- (blau) und Fichtennadeln (orange) – Warndt (2201) (Mittelwert, Koifidenzintervall 75%)

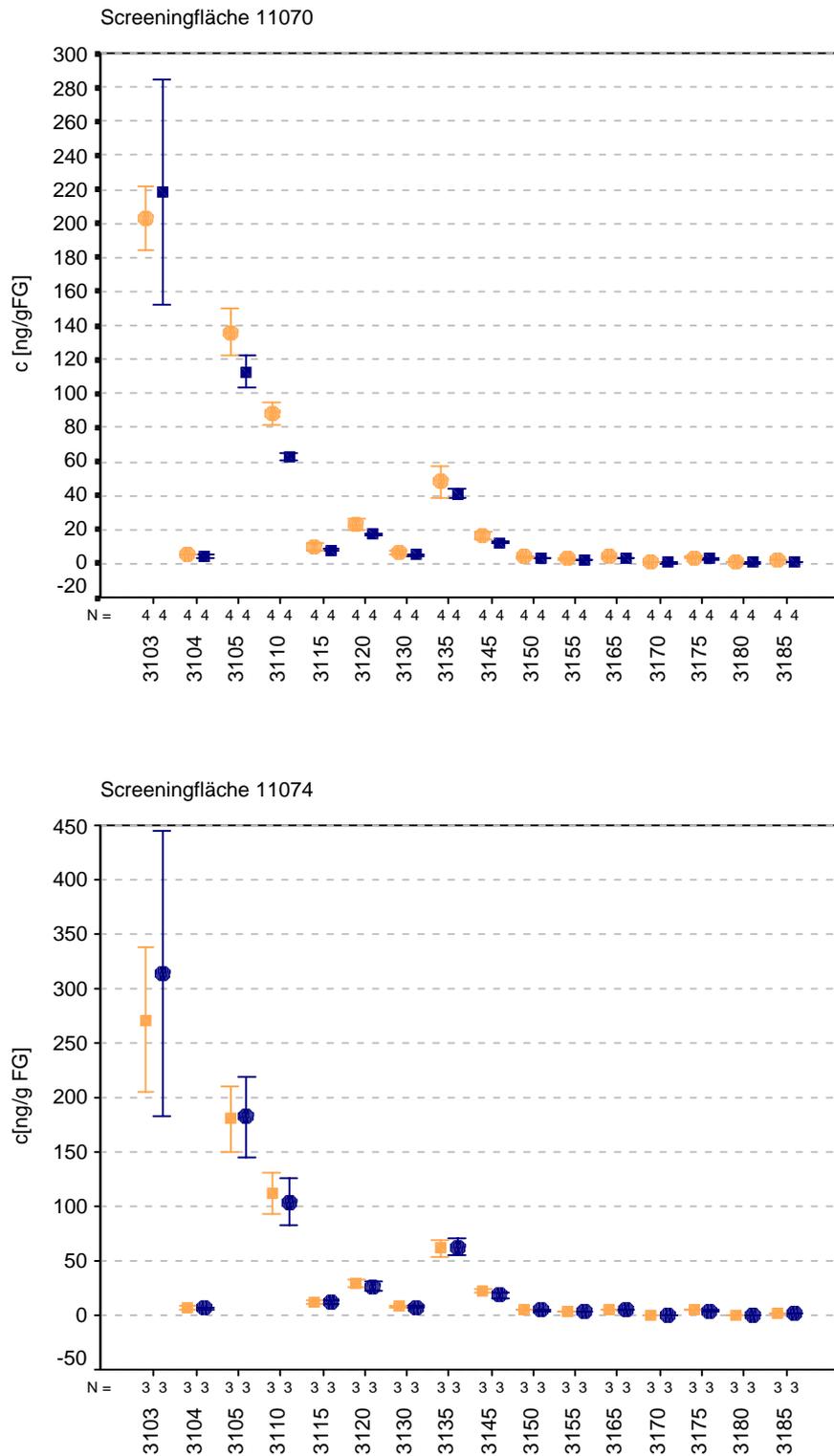


Abb. 4.2-2: Vergleich von PAK-Konzentrationen in Kiefern- (blau) und Fichtennadeln (orange) – Screeningflächen 11070 und 11074 in der Dübener Heide (Mittelwert, Koifidenzintervall 75%)

Entsprechend der beiden zuvor aufgezeigten Beispiele konnten auch in dem emittentenfernen Gebiet **Mecklenburg** in einjährigen Trieben der beiden Probenarten vergleichbare Konzentrationen nachgewiesen werden (Abb. 4.2-3).

sichtlich, konnten nur in sehr wenigen Fällen signifikante Unterschiede hinsichtlich des Akkumulationsverhaltens von Fichte und Kiefer gegenüber polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen festgestellt werden.

Durch den t-Test kann dieser optische Eindruck bestätigt werden. Wie aus Tab. 4.2-1 er-

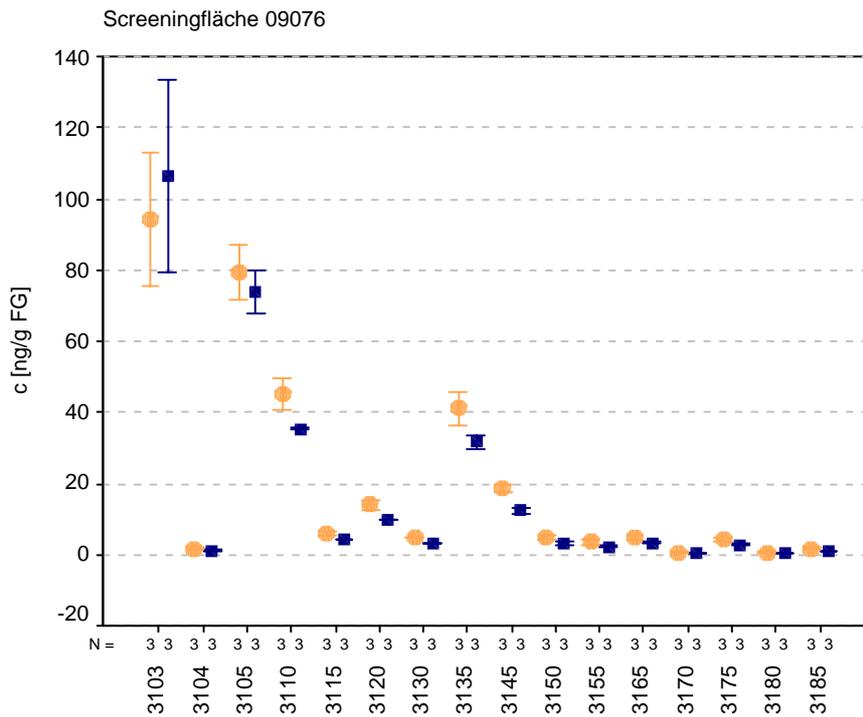


Abb. 4.2-3: Vergleich von PAK-Konzentrationen in Kiefern- (blau) und Fichtennadeln (orange) – Screeningfläche 09076 in der Mecklenburg (Mittelwert, Koifidenzintervall 75%)

Tab. 4.2-1: Sig. (2-seitig) – t-Test (Signifikanzniveau 0,01)

PAK	02201	09076	11070	11074
PHE		0,587	0,761	0,825
A		0,043	0,141	0,171
FLU	0,242	0,406	0,093	0,748
PYR	0,651	0,028	0,002	0,451
2,1-BNT	0,810	0,017	0,205	0,495
B[ghi]FLU + B[c]PHE	0,484	0,013	0,111	0,289
CYC				
B[a]A	0,856	0,000	0,167	0,465
CHR + TRI	0,741	0,040	0,342	0,781
CHR				
BF[b+j+k]	0,574	0,002	0,099	0,082
B[e]P	0,060	0,014	0,059	0,078
B[a]P	0,017	0,052	0,012	0,044
PER				
INP	0,279	0,027	0,050	0,071
DB[a,h]A	0,029	0,047	0,011	0,003
B[ghi]P	0,091	0,021	0,035	0,038
ANT	0,029	0,251	0,001	0,007
COR	0,145	0,027	0,004	0,150

4.2.2 Buche und Pappel

Entgegen den oben dargestellten Verhältnissen unterscheiden sich die beiden Laubbaumarten hinsichtlich ihres Akkumulationsverhaltens deutlich. Wie aus Abb. 4.2-4 ersichtlich, akkumulieren Buchenblätter besonders leichtflüchtige PAK besser als Pappelblätter, aber es konnten auch höhere Konzentrationen von schwerflüchtigen PAK nachgewiesen werden. In den Pappelblättern wurden generell nur sehr niedrige Konzentrationen an PAK gemessen, obwohl 1991 mit Hilfe anderer Akkumulationsindikatoren hohe Konzentrationen nachweisbar waren. Hieraus lässt sich schlussfolgern, dass die Pappel für die quantitative Überwachung von PAK in der Umwelt und dementsprechend auch zum Nachweis von PAK-Immissionen ungeeignet ist. Trotz des geringen Stichprobenumfangs von jeweils nur einem Baum je Screeningfläche belegt die Tatsache, dass an

allen untersuchten Screeningflächen ähnliche Ergebnisse erzielt wurden, diese Schlussfolgerung.

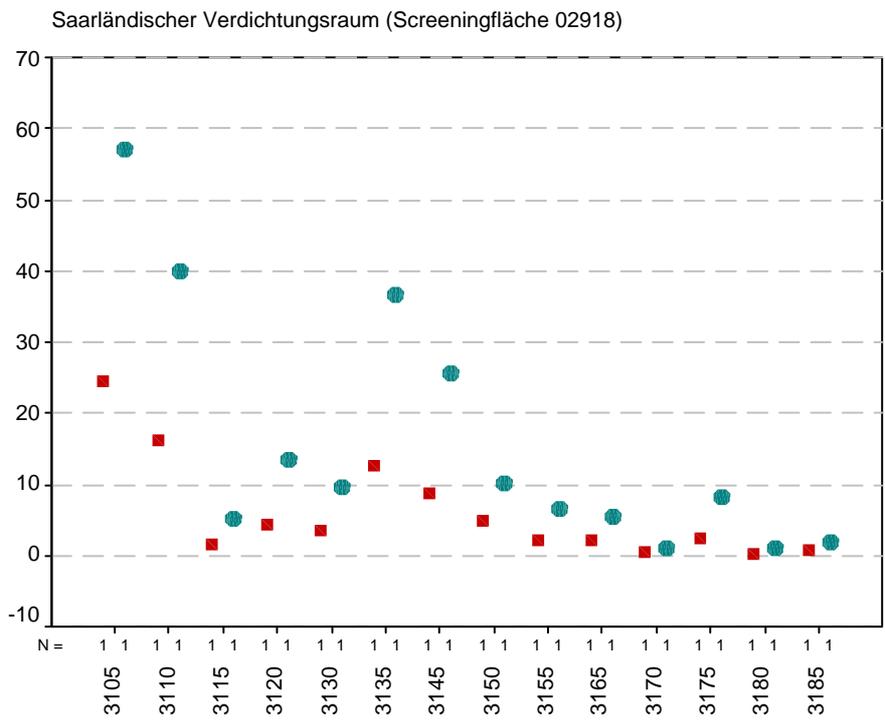
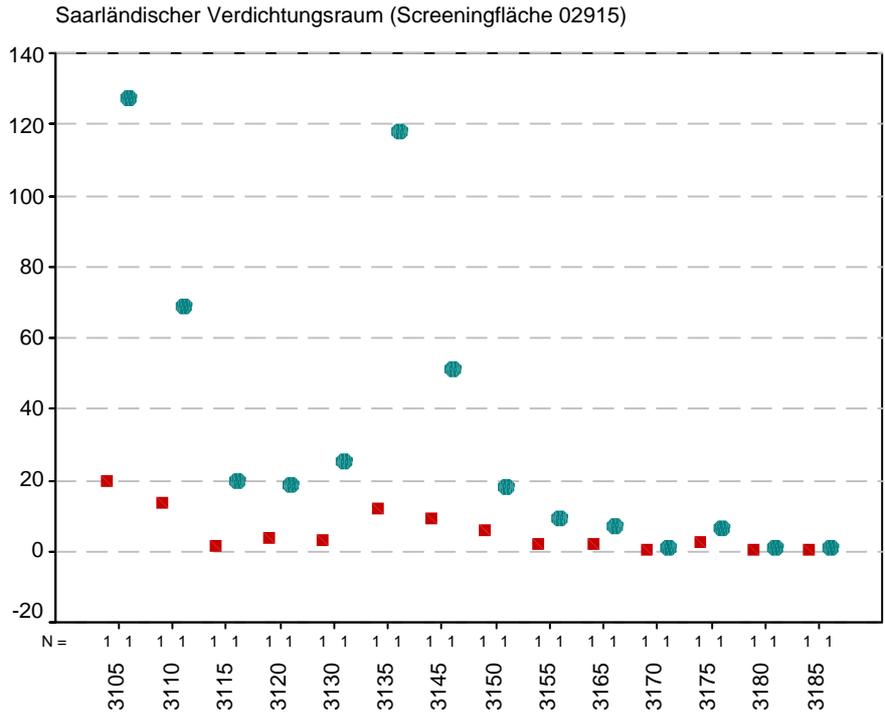


Abb. 4.2-4: Vergleich von PAK-Konzentrationen in Pappel- (rot) und Buchenblättern (grün) – Entnahmestellen 2916 und 2917 im Saarländischen Verdichtungsraum

4.2.3 Nadel- und Laubbäume

Durch einen Vergleich von Fichte mit den beiden Laubbaumarten Pappel und Buche konnten JACOB & GRIMMER (1991) feststellen, dass die PAK-Analyse in Probenmaterial der drei genannten Bioindikatoren zumindest qualitativ zu ähnlichen Ergebnissen führt, d.h. dass die auf B[e]P normierten Profile sich ähneln. Ebenfalls konnten im Bereich der schwerflüchtigen PAK auch quantitative Entsprechungen nachgewiesen werden. Jedoch stellten sich besonders für den Nachweis von leichtflüchtigen PAK **Fichtentriebe als bester Indikator** heraus, was sich vermutlich durch die höheren Auskämmeffekte in Nadelwaldsystemen erklären lässt.

Hinzu kommt, dass in Nadelbäumen geringe Schwankungsbereiche (1991: Kiefer: 0,5-11%, Fichte: 11-17%) festgestellt wurden, während bei Laubbäumen höhere Variationskoeffizienten auftraten (Pappel: 22-44% - Variationskoeffizienten in Buchenblättern bis zu 60% höher als in Fichtentrieben).

Die deutlich geringeren PAK-Gehalte in Probenmaterial der beiden Laubbaumarten müssen im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Probenahmezeiträumen gesehen werden. Während Proben von Kiefern und Fichten im Frühjahr im Anschluss an die Heizperiode gesammelt werden, findet die Probenahme an Buchen und Pappeln im Spätsommer statt, d.h. es kommen die jahreszeitlichen Konzentrationsschwankungen bedingt durch die unterschiedliche Quellenaktivität (Hausbrand) zum Tragen. Aber auch die unterschiedlichen Anteile an cuticulären Wachsen können hierbei eine Rolle spielen (vgl. Kap. 2.1.3.2, S. 29).

4.3 Zusammenhänge mit biometrischen Daten

Als Hauptproblem – insbesondere im passiven Biomonitoring – wird vielfach die Gewährleistung reproduzierbarer Ergebnisse angesehen, die notwendig ist, um zu verschiedenen Zeitpunkten oder an verschiedenen Orten gewonnene Umweltproben miteinander vergleichen zu können. Eine wesentliche Ursache hierfür ist die hohe Variationsbreite der natürlichen und anthropogen bedingten Phänomene, die bei jeder Probenart auch innerhalb einer einzigen Population zu einer sehr großen "Wertestreueung" der analytisch erhobenen Daten führen kann (u.a. LEWIS 1985, KLEIN & PAULUS 1995, BARTEL et al. 2002).

Eine wesentliche Voraussetzung zur Erlangung reproduzierbarer Ergebnisse ist daher eine weitestgehende Vereinheitlichung von Probenahmeverfahren, die eine ausreichende und **standardisierte Reduktion** der Variabilität gewährleisten (vgl. Umweltbundesamt 1996).

Aber selbst eine sehr strenge Beachtung der vorgegebenen Standards zur Definition des Probenkollektivs und des Stichprobenumfangs ist nicht die uneingeschränkte Garantie dafür, vollständig reproduzierbare Proben gewonnen zu haben. Die in den naturnahen und anthropogen modifizierten Ökosystemen vorhandene Dynamik und ihre "Einmaligkeit" führen dazu, dass zum Zeitpunkt der Probenahme eine Umweltprobe in einem zeit- oder raumspezifischen Zustand angetroffen wird, der nur zum gegebenen Zeitpunkt an der gegebenen Probenahmestelle genauso existiert ("**inherent variability**" s. PHILLIPS & RAINBOW 1993). Biometrische Kenngrößen können diesen einmaligen, nicht standardisierbaren Zustand der Proben aber so detailliert beschreiben, dass sie als "**Korrekturgrößen**" bei der **Interpretation von Analysendaten** dienen können. Um Missverständnisse zu vermeiden, sei hier nochmals darauf hingewiesen, dass ein Ziel beim passiven Einsatz von Akkumulationsindikatoren darin besteht, die Belastungssituation ökosystemnah und integrierend abzubilden. Deshalb

muss die zu den Ökosystemen gehörende Dynamik miterfasst werden. Hier zu standardisieren wäre gleichbedeutend mit der Aufgabe dieses Zieles. Biometrische Daten sollen und können diese Dynamik nicht eliminieren, sondern helfen, korrekt zu interpretieren (KLEIN & PAULUS 1995).

KLEIN & PAULUS (1997a) konnten – wie bereits oben erwähnt (Kap. 2.1.3.2, S. 29) – **Zusammenhänge zwischen der Nadelgröße und der Konzentration luftgetragener Stoffe** in den Nadeln feststellen. Diese Ergebnisse basieren auf den Auswertungen der Analysedaten aus dem Bornhöveder Seengebiet und beziehen sich auf die Probenart Fichte. Es wird vermutet, dass dafür die Oberfläche der Nadel relativ zu ihrer Größe ausschlaggebend ist. Kleine Nadeln haben eine relativ größere Oberfläche als große Nadeln und können damit relativ zu ihrer Oberfläche mehr luftgetragene Schadstoffe aufnehmen als große Nadeln. Dieser Zusammenhang zwischen dem Nadelgewicht und der Konzentration von PAK wurde von KLEIN (1999) auch für ein weiteres Gebiet (Warndt im Saarländischen Verdichtungsraum) festgestellt. Die auftretenden Unterschiede in der Stärke des Zusammenhangs (siehe Abb. 4.3-1) führt er darauf zurück, dass im Freiland die Korrelation von dem allgemeinen rückläufigen Trend der PAK-Konzentrationen in der Luft überlagert wird.

Die Überprüfung dieser Zusammenhänge mit Daten der Umweltprobenbank ist nur bis zum Jahr 1995 möglich. Von 1985 bis 1995 wurden meistens sowohl Einzelbaumproben als auch die daraus hergestellten Homogenate auf PAK untersucht, nach 1995 jedoch nur noch die Homogenate. Während die biometrischen Daten sich in der Umweltprobenbank auf Individuen beziehen, setzen sich die Homogenate aus den Proben vieler Individuen zusammen. Hieraus ergibt sich das Problem, dass die biometrischen und die chemischen Daten nicht auf Individuen bezogen zusammengeführt werden können. Dadurch ist es auch nicht mehr möglich, den oben beschriebenen Zusammenhang mit Hilfe der Prüfstatistik zu verfolgen.

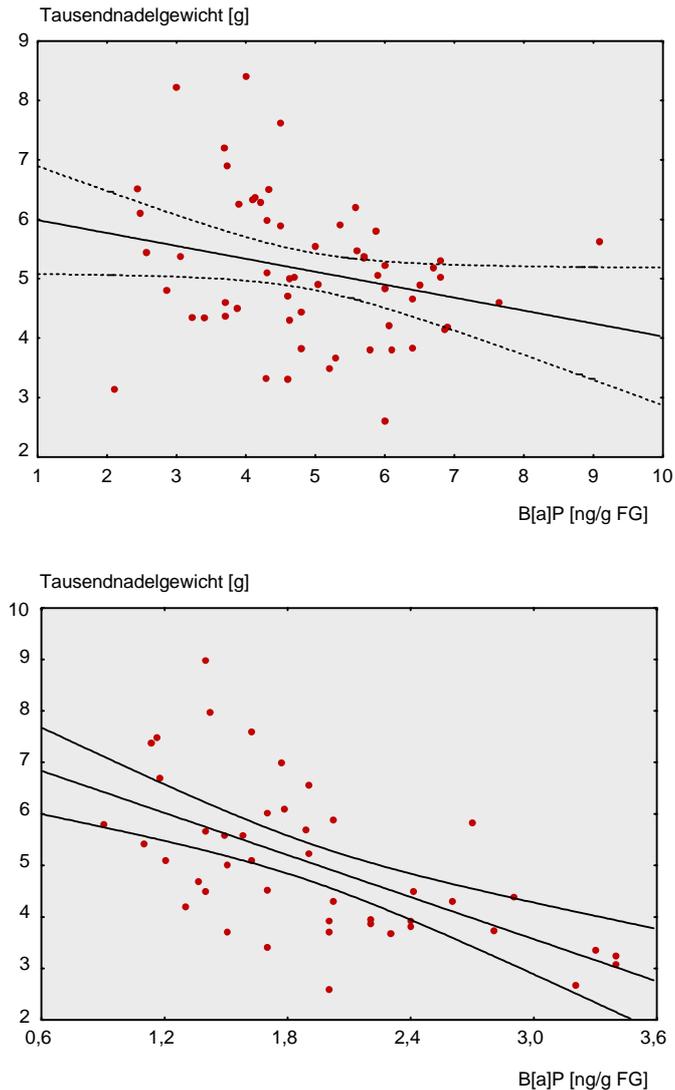


Abb. 4.3-1: Korrelationen (Spearman'scher Korrelationskoeffizient) zwischen dem Tausendnadelgewicht und der B[a]P-Konzentration in einjährigen Fichtentrieben aus dem Warndt/ Saarländischer Verdichtungsraum (oben, $r = -0,26$) und dem Bornhöveder Seengebiet (unten, $r = -0,59$) (aus KLEIN 1999)

Betrachtet man nur die relativ „sicheren“ Daten aus den Jahren 1991-1995 im Warndt, werden die Zusammenhänge zwischen PAK-Konzentrationen und Tausendnadelgewicht sowie zwischen PAK-Konzentrationen und Triebblänge deutlicher (siehe Abb. 4.3-2 sowie Abb. 4.3-3).

Auffällig ist hierbei der umgekehrte, d. h. der positive Zusammenhang zwischen den beiden biometrischen Größen und dem Stoff 3115 (= Benzo(b)naphtho[2,1-d]thiophen) (siehe Tab. 4.3-1, S. 69).

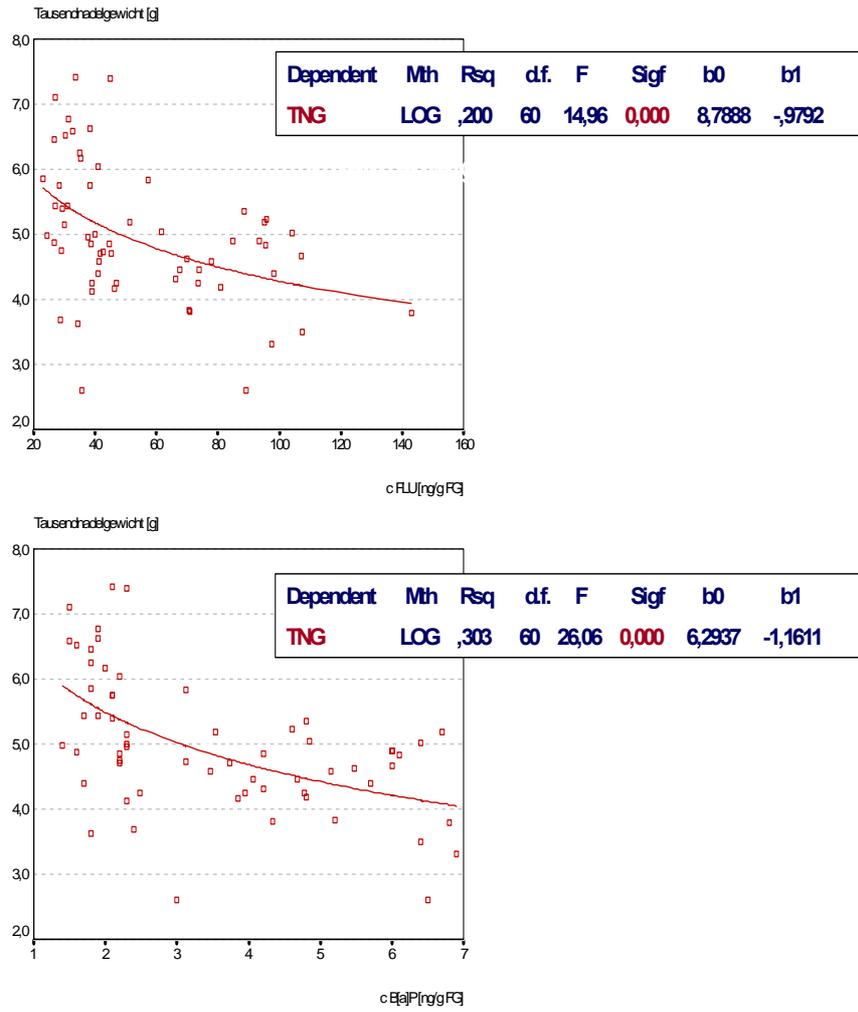


Abb. 4.3-2: Zusammenhang zwischen Tausendnadelgewicht und PAK-Konzentration in einjährigen Fichtentrieben aus dem Warndt (oben: FLU, unten: B[a]P)

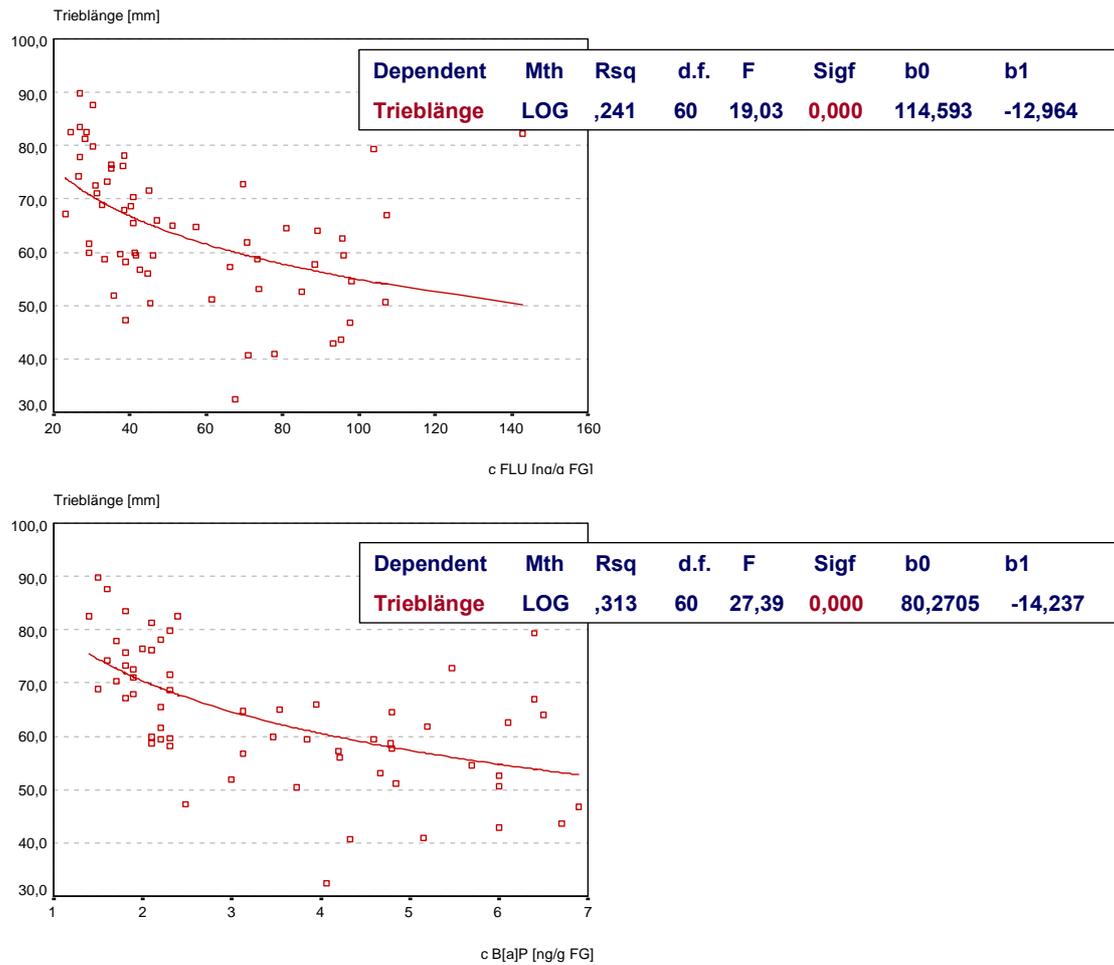


Abb. 4.3-3: Zusammenhang zwischen Trieblänge und PAK-Konzentration in einjährigen Fichtentrieben aus dem Warndt (oben: FLU, unten: B[a]P)

Tab. 4.3-1: Zusammenhänge zwischen den PAK-Konzentrationen und bestimmten biometrischen Parametern

PAK		Tausendnadelgewicht	Trieblänge
3103	Korrelation nach Pearson	0,060	-,148
	Signifikanz (2-seitig)	0,642	0,642
	N	62	62
3104	Korrelation nach Pearson	0,262*	0,111
	Signifikanz (2-seitig)	0,40	0,40
	N	62	62
3105	Korrelation nach Pearson	-,427**	-,391**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3110	Korrelation nach Pearson	-,463**	-,421**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3115	Korrelation nach Pearson	0,498**	0,496**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3120	Korrelation nach Pearson	-,462**	-,530**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3130	Korrelation nach Pearson	-,512**	-,549**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3135	Korrelation nach Pearson	-,482**	-,540**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3140	Korrelation nach Pearson	^a	^a
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3145	Korrelation nach Pearson	-,518**	-,598**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3150	Korrelation nach Pearson	-,502**	-,591**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3155	Korrelation nach Pearson	-,526**	-,491**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3160	Korrelation nach Pearson	^a	^a
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3165	Korrelation nach Pearson	-,539**	-,568**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3170	Korrelation nach Pearson	-,538**	-,585**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3175	Korrelation nach Pearson	-,550**	-,583**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3180	Korrelation nach Pearson	-,500**	-,521**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62
3185	Korrelation nach Pearson	-,396**	-,236**
	Signifikanz (2-seitig)	0,000	0,000
	N	62	62

Wie oben gezeigt, können die beiden Parameter Tausendnadelgewicht und Trieblänge Einfluss auf die nachweisbaren Konzentrationen haben. Betrachtet man diesbezüglich die lange Zeitreihe von Analysen an Fichten aus dem Warndt (Saarländischer Verdichtungsraum), so spiegeln sich diese Aspekte im Verlauf der Zeitreihe wieder. Auffallend geringe Tausendnadelgewichte und auffallend kurze Triebe korrelieren mit auffällig hohen Konzentrationen. Hier müsste eigentlich eine Korrektur der Konzentrationen in Pfeilrichtung vorgenommen werden. Allerdings hat KLEIN (1999) bereits darauf hingewiesen, dass die Höhe dieser Kor-

rekturen anhand des bisherigen Kenntnisstandes nicht abgeleitet werden kann. Jedoch sollte aus diesem Grund die Interpretation der Zeitreihen im Hinblick auf Konzentrationsab- bzw. Konzentrationszunahme mit Vorsicht durchgeführt werden.

Wie aus der Abb. 4.3-4 zu erkennen, lassen sich mit veränderten biometrischen Daten und damit veränderten Proben die meisten Auffälligkeiten in der Zeitreihe erklären. Lediglich die im Vergleich mit vorangegangenen und folgenden Jahren auffällig erhöhte Konzentration 1996 lässt sich hiermit nicht eindeutig (große Schwankungsbereiche) begründen.

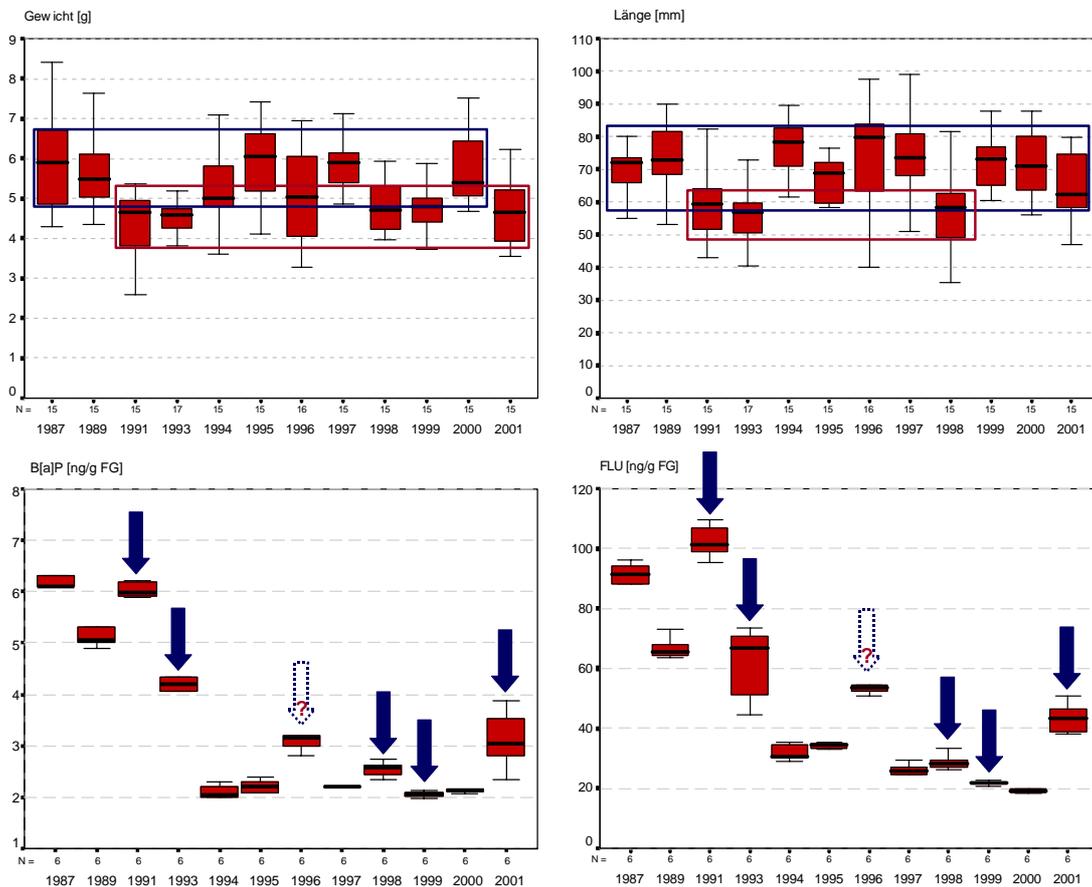


Abb. 4.3-4: Verlauf von Tausendnadelgewicht, Triebängen, B[a]P und FLU-Konzentration einjähriger Fichtentriebe aus dem Warndt (Saarländischer Verdichtungsraum). Die Pfeile kennzeichnen die notwendigen Korrekturen für eine richtige Interpretation der Zeitreihe (Erläuterung siehe Text). Da 1993 kein Homogenat analysiert wurde, wurden hier zufällig sechs Einzelbäume zur Darstellung der Konzentration ausgewählt.

4.4 Zusammenhänge mit weiteren Parametern

Triebblängen und Tausendnadelgewichte machen das gebietsspezifische Wachstumsverhalten der Fichten deutlich, wobei die Trieblänge hier der empfindlichere Indikator zu sein scheint (BARTEL et al. 2002). Da die Fichte mit zunehmender Höhe innerhalb eines Gebietes im Schnitt schlechteren Wuchsbedingungen ausgesetzt ist, werden auch kürzere Triebe ausgebildet. Dieser Zusammenhang ist am Beispiel des Nationalparks Berchtesgaden dargestellt, weil hier innerhalb eines Screenings entlang eines **Höhengradienten** ver-

schiedene Flächen untersucht wurden (siehe Abb. 4.4-1).

Abb. 4.4-2 (S. 72) verdeutlicht die Abnahme der **Trieblänge** mit zunehmender Höhe. Damit verbunden sind – wie sich aus den in Kapitel 4.3 (S. 65) dargestellten Ergebnissen ableiten lässt – höhen- bzw. triebblängenabhängige Konzentrationen, was für acht der zwölf untersuchten PAK nachgewiesen werden konnte (siehe Abb. 4.4-3, S. 72). Die Stärke des Zusammenhangs unterscheidet sich je nach betrachtetem Stoff (siehe Tab. 4.4-1, S. 73).



Abb. 4.4-1: Lage der Fichtenprobenahme­flächen mit Höhenangabe im Nationalpark Berchtesgaden

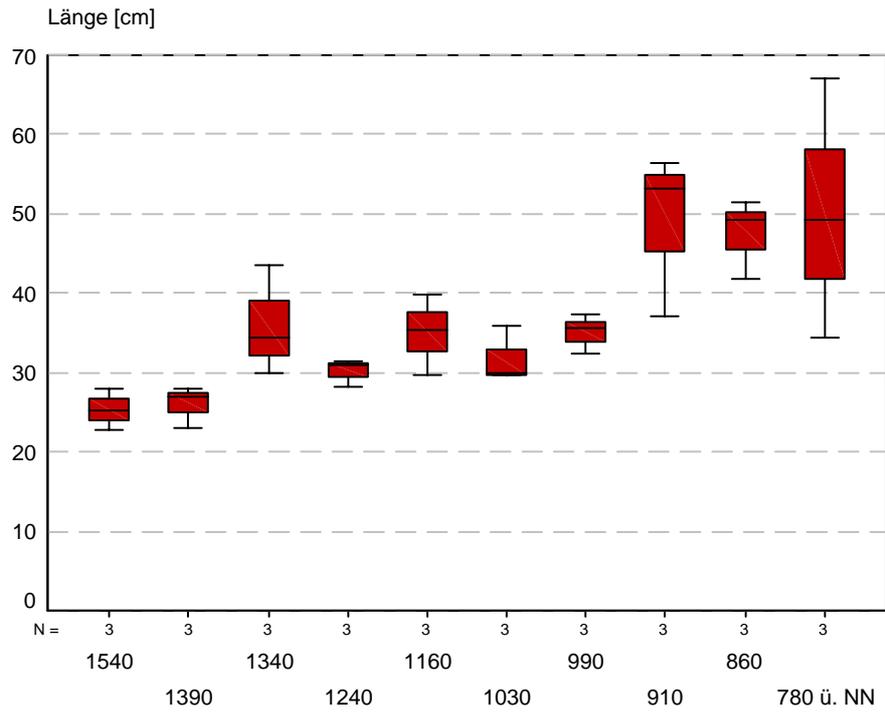


Abb. 4.4-2: Triebblängen der Fichten von den im Screening 1991 untersuchten Flächen (siehe auch Abb. 4.4-1) (MD, ca. 5- und 95- Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

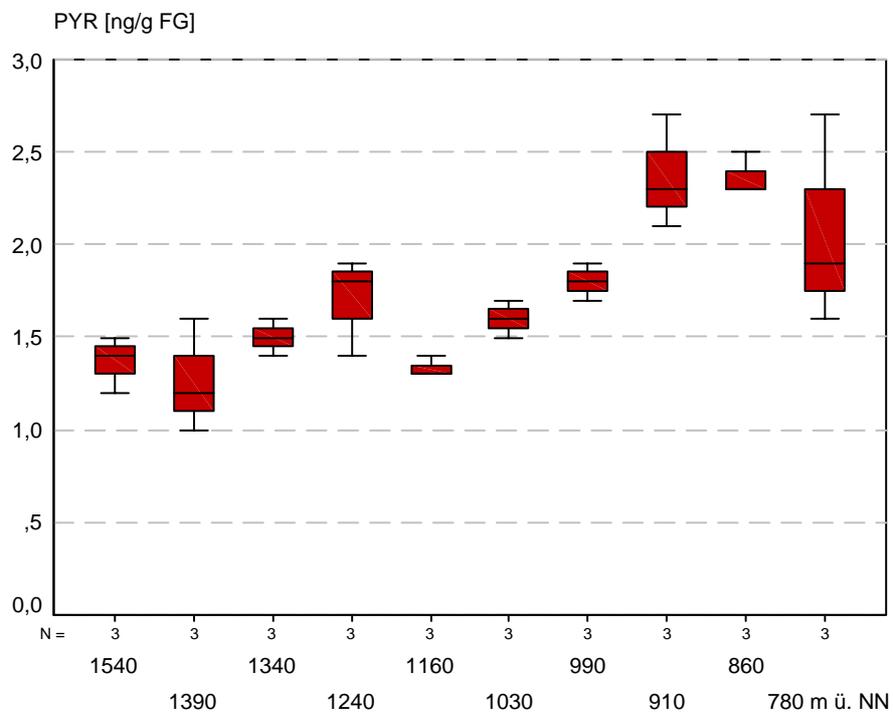


Abb. 4.4-3: Konzentrationen von Pyren in unterschiedlichen Höhenlagen [m ü. NN] der Nationalparks Berchtesgaden (MD, ca. 5- und 95- Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

Tab. 4.4-1: Korrelationen (Pearson) zwischen PAK und Trieblänge

PAK	r (Pearson)	p (2-seitig)
FLU	0,62	0,01
PYR	0,68	0,01
2,1-BNT	0,42	0,05
B[ghi]FLU+B[C]PHE	0,70	0,01
B[a]A	0,33	n.s.
CHR+TRI	0,65	0,01
BF[b+j+k]	0,39	0,05
B[e]P	0,43	0,05
B[a]P	0,15	n.s.
INP	0,20	n.s.
B[ghi]P	0,44	0,05
COR	0,17	n.s.

Beim **Tausendnadelgewicht** ist dieser Zusammenhang, wie aus Abb. 4.4-4 und Tab. 4.4-2 ersichtlich, nicht so deutlich ausgeprägt.

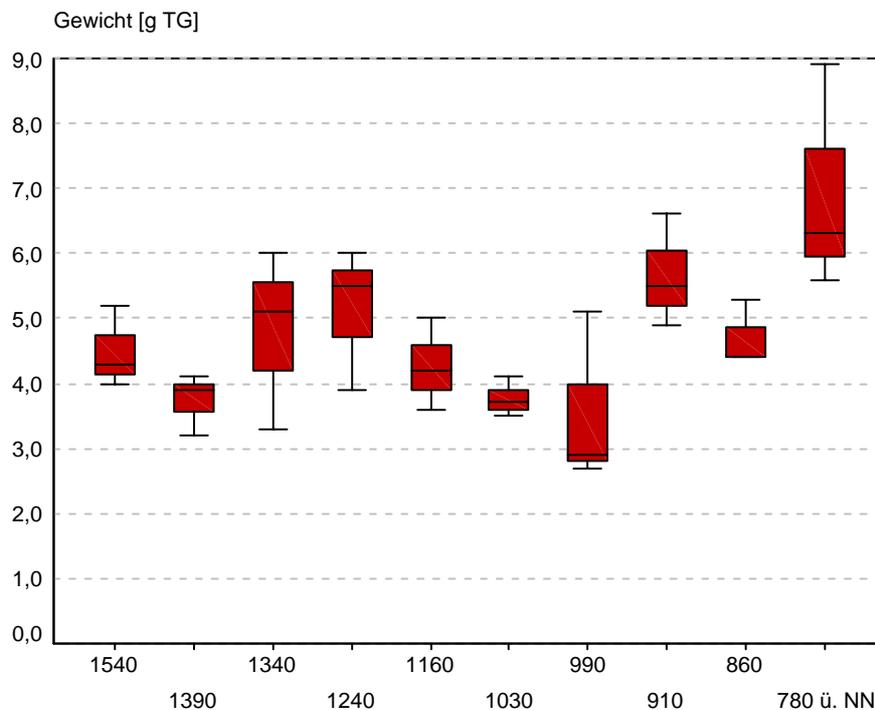


Abb. 4.4-4: Tausendnadelgewichte der Fichten von den im Screening 1991 untersuchten Flächen (siehe auch Abb. 4.4-1) (MD, ca. 5- und 95- Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

Tab. 4.4-2: Korrelationen (Pearson) zwischen PAK und Tausendnadelgewicht

PAK	r (Pearson)	p (2-seitig)
FLU	0,47	0,01
PYR	0,53	0,01
2,1-BNT	0,32	n.s.
B[ghi]FLU+B[C]PHE	0,43	0,05
B[a]A	0,47	0,01
CHR+TRI	0,47	0,01
BF[b+j+k]	0,42	0,05
B[e]P	0,50	0,01
B[a]P	0,28	n.s.
INP	0,02	n.s.
B[ghi]P	0,32	n.s.
COR	0,25	n.s.

4.5 Auswertung der Zeitreihen und Gebietsvergleiche

4.5.1 Konzentrationen

Der Verlauf der PAK-Konzentrationen in den einzelnen Probenahmegebieten über die Jahre soll exemplarisch an einem relativ leichtflüchtigen (**Fluoranthen**) und einem relativ schwerflüchtigen (**Benzo[e]pyren**) PAK dargestellt werden.

Wie aus Abb. 4.5-1 ersichtlich, sind die Fluoranthen-Konzentrationen in einjährigen Fichtentrieben seit Anfang der 90er Jahre deutlich zurückgegangen, erst ab 2000 kann in den meisten Gebieten ein erneuter leichter Anstieg der Konzentrationen beobachtet werden, der in den urbanen Ökosystemen am deutlichsten ausfällt. Dieses trifft mehr oder weniger ausgeprägt für die meisten **leichtflüchtigen** PAK zu

(siehe Anhang 11.3, S. 279). Die Anfang der 90er Jahre noch extrem hoch belastete Dübener Heide wird 2001 durch die beiden Gebiete im Saarländischen Verdichtungsraum in den Konzentrationen der meisten leichtflüchtigen PAK übertroffen. Hierbei spielt wahrscheinlich auch die weitere **Entfernung** des Waldökosystems (rote Pfeile in Abb. 4.5-2) – im Vergleich zu den beiden Gebieten im Saarländischen Verdichtungsraum – zu dem Ballungsraum Halle-Leipzig-Bitterfeld sowie die Unterschiede der **Nutzungsstruktur** im direkten Umfeld (Radius 25 km um Probenahmefläche, siehe Kap. 5.2.1, S. 103) eine Rolle (siehe Abb. 4.5-2). Im Gegensatz zum Saarländischen Verdichtungsraum ist dieses weniger industriell und nicht durch Siedlungen, sondern stärker agrarisch (Gelbtöne) bzw. durch Wälder (Grüntöne) geprägt.

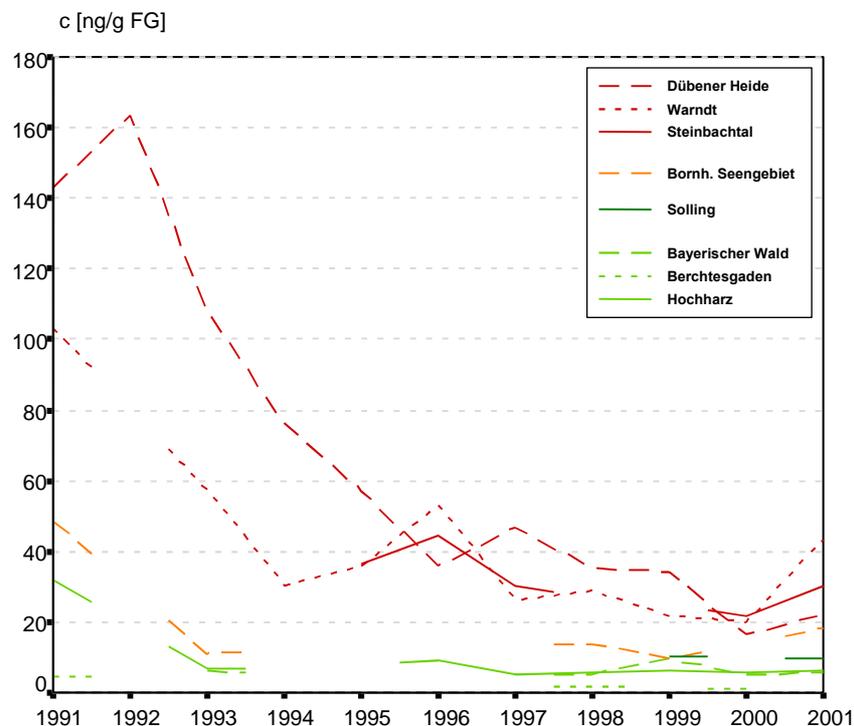


Abb. 4.5-1: Fluoranthen-Konzentrationen in einjährigen Fichtentrieben aus den einzelnen Probenahmegebieten (Oberbayerisches Tertiärhügelland und Pfälzerwald entfallen in dieser Darstellung, da hier erst einmal Probenahmen stattgefunden haben und daher kein Verlauf dargestellt werden kann)

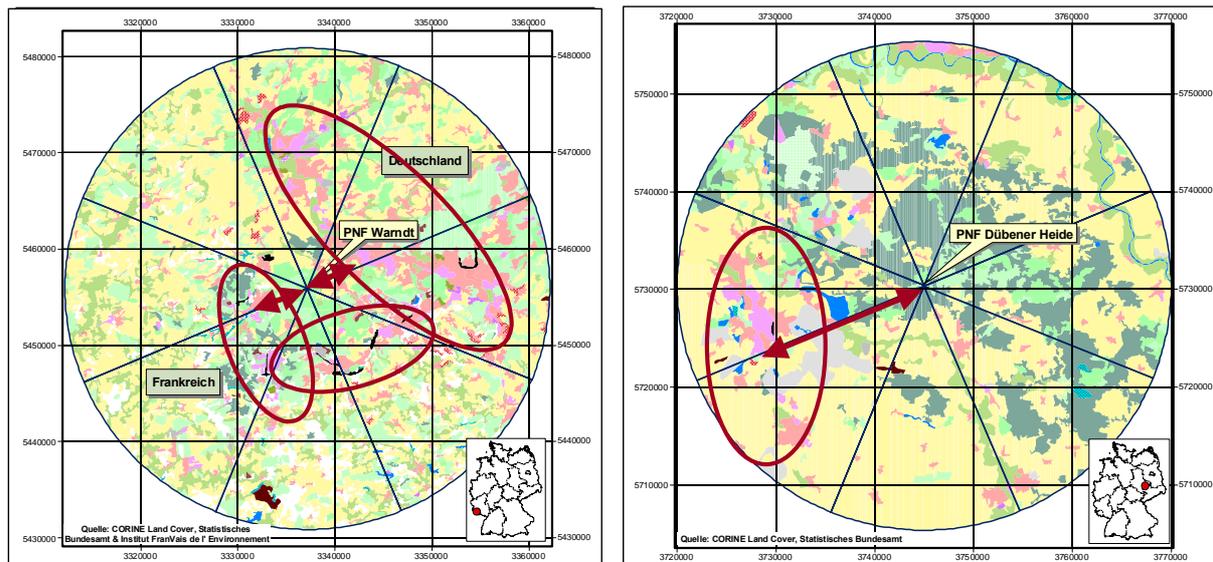


Abb. 4.5-2: Vergleich der Nutzungsstruktur im Umfeld der Probenahmeflächen im Saarländischen Verdichtungsraum (Warndt) und in der Dübener Heide – Siedlungs- (Rottöne) und Industriegebiete (Lilatöne) sind rot umrandet

Bei den **schwerflüchtigen** PAK ist die oben beschriebene Abnahme nicht so deutlich ausgeprägt (siehe Abb. 4.5-3). Zwar ist meistens im gesamten betrachteten Zeitraum eine abnehmende Tendenz zu erkennen, wobei zwischen den einzelnen Jahren die Werte jedoch stark schwanken. Wie bei den leichtflüchtigen PAK ist auch hier eine Zunahme der Konzentrationen von 2000 nach 2001 feststellbar, wobei in manchen Gebieten teilweise sogar Konzentrationen wie Anfang der 90er Jahre erreicht werden (z.B. Dibenz[a,h]anthracen, Warndt) (siehe Anhang 11.3, S. 279). Im Gegensatz zu den leichtflüchtigen ist bei den schwerflüchtigen PAK kein so deutlicher Zusammenhang zwischen Ökosystemtyp und der Belastung zu erkennen. Wie aus der Abbildung ersichtlich, werden in den letzten Jahren in dem naturnahen Ökosystem Bayerischer Wald höhere Werte als im „urbanen“ Ökosystem Dübener Heide gemessen.

Aus den folgenden Abbildungen werden die Anfang der 90er Jahre noch deutlich ausgeprägten Unterschiede zwischen Gebieten im Osten Deutschlands, der ehemaligen DDR, und Gebieten im Westen von Deutschland verdeutlicht.

Wie oben bereits angedeutet, scheint dieser deutliche, Anfang der 90er Jahre bestehende Ost-West-Unterschied bei den leichtflüchtigen PAK auf den Einsatz unterschiedlicher Energieträger in Heizanlagen, auf die ausgeprägten Unterschiede in der technischen Ausrüstung von Industrieanlagen und nicht zuletzt auf ein unterschiedliches Umweltbewusstsein und damit verbunden einer unterschiedlichen Gesetzesgrundlage zurückführbar zu sein. In Westdeutschland hat das 1974 in Kraft getretene Bundes-Immissionsschutzgesetz mit seinen Verordnungen und Verwaltungsvorschriften (TA-Luft, Kleinf Feuerungsanlagenverordnung, Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen, etc.) und Verwaltungsvorschriften zentrale Bedeutung für den Umweltschutz. Insbesondere die 13. Verordnung des BImSchG (Großfeuerungsanlagen-Verordnung) hat sich als wichtiges Instrument bei der Verminderung der klassischen Luftschadstoffe erwiesen. Die Verordnung trat am 01.07.1983 in Kraft und betrifft Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von 50 MW und mehr für feste und flüssige Brennstoffe (Kohle, Öl) und 100 MW und mehr für gasförmige Brennstoffe (Erdgas). Bis zum 01.04.1993 mussten alle Altanlagen den für Neuanlagen

geltenden Anforderungen entsprechen oder sie sind stillgelegt worden (BImSchG 1994).

Verkehrspolitische Maßnahmen zur Luftreinhaltung bewirkten, dass trotz gestiegenen Verkehrsaufkommens die verkehrsbedingten Schadstoffemissionen zurückgingen. Erfolge in diesem Bereich sind nach dem Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2001) auf folgende Maßnahmen zurückzuführen:

- Verschärfung der Abgaswerte,
- Einführung und Förderung von verbesserten Abgasminderungstechniken,

- Gewährung von Vorteilen für Fahrzeuge mit niedrigen Schadstoffemissionen im Rahmen der 2. Verordnung zum BImSchG und des Kraftfahrzeugsteuergesetzes,
- Reduzierung des Kraftstoffverbrauchs sowie
- Verbot von bleihaltigem Benzin und Einführung umweltverträglicher Kraftstoffe sowie eine steuerliche Förderung schwefelarmer und schwefelfreier Kraftstoffe.

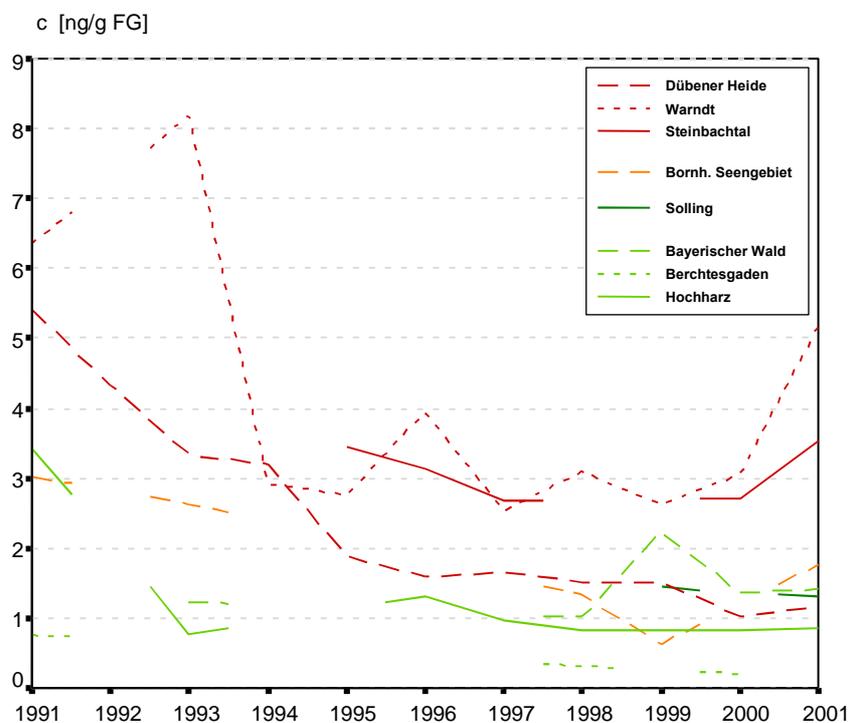


Abb. 4.5-3: Benzo[e]pyren-Konzentrationen in einjährigen Fichtentrieben aus den einzelnen Probenahmegebieten (Oberbayerisches Tertiärhügelland und Pfälzerwald entfallen in dieser Darstellung, da hier erst einmal Probenahmen stattgefunden haben und daher kein Verlauf dargestellt werden kann)

Nach der Wiedervereinigung führten verschiedene Aspekte, wie Umstellung der Heizstoffe von Kohle auf andere Energieträger, verbesserte technische Ausrüstung der Industrieanlagen bzw. deren Stilllegung schnell zu einer

stark rückläufigen PAK-Belastung, die im emittententfernen, naturnahen Hochharz schon nach wenigen Jahren das Niveau des Bayerischen Waldes erreicht. Im Hochharz ist der damalige PAK-Eintrag vermutlich weitestge-

hend auf Hausbrand zurückzuführen, da Industrie und Gewerbe im Umland der Probenahme flächenmäßig nur gering vertreten sind (siehe Abb. 5.5-7, S. 129). Dagegen liegen die Umstände im ballungsraumnahen Ostgebiet, der Dübener Heide, wesentlich

komplexer. Auch hier ist nach der Wende ein deutlicher Rückgang ersichtlich, jedoch dauert der Angleich auf westliches Niveau länger als bei dem emittentenfernen, naturnahen Gebiet.

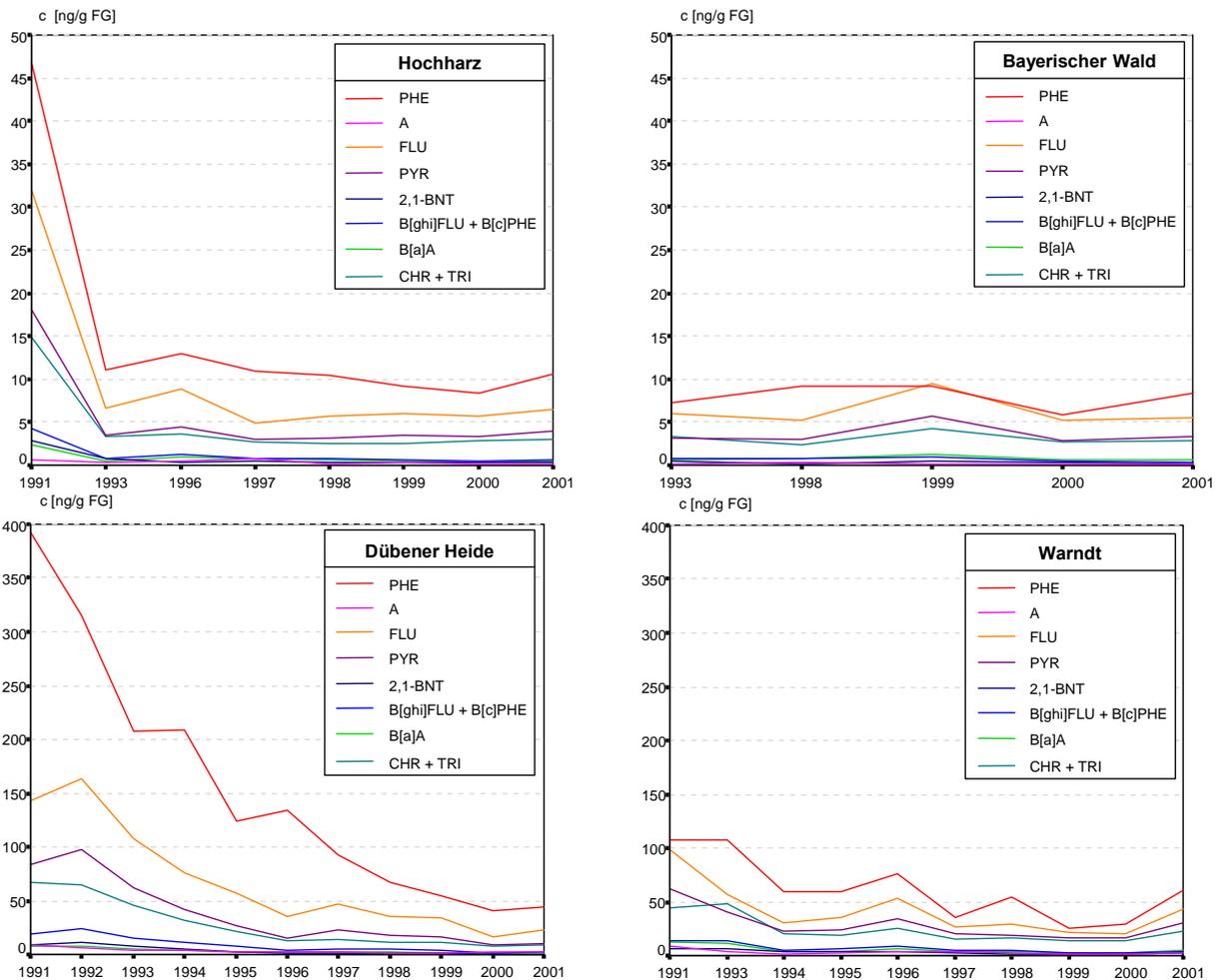


Abb. 4.5-4: Konzentrationsunterschiede von leichtflüchtigen PAK zwischen Gebieten in Ost- (Hochharz und Dübener Heide) und Westdeutschland (Bayerischer Wald und Warndt)

Die oben aufgezeigten deutlichen Unterschiede zwischen Gebieten in Ost- und Westdeutschland fallen bei Betrachtung der **schwerflüchtigen** PAK nicht mehr im gezeigten Maß auf. Hier treffen, die oben gemachten Aussagen nur noch für die emittentenfernen, naturnahen Gebiete zu. Dabei hat im Osten nach der Wende wieder eine Abnahme der PAK-Gehalte bis zum Angleich an das west-

deutsche Niveau stattgefunden. Bei den ballungsraumnahen Gebieten ist das Belastungsniveau in Ost- und Westdeutschland auch schon Anfang der 90er Jahre sehr ähnlich. Während in der Dübener Heide seit der Wiedervereinigung eine stetige abnehmende Tendenz der PAK-Gehalte zu verzeichnen ist, schwanken die Konzentrationen in dem westlichen Gebiet immer wieder. Teilweise wurden

2001 wieder Konzentrationen wie Anfang der 90er Jahre erreicht.

Anhand der unten gezeigten Konzentrationsverläufe wird deutlich, dass der **Ökosystemcharakter** im Wesentlichen durch die **leichtflüchtigen PAK** geprägt wird. Bei den

schwerflüchtigen PAK sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Ökosystemtypen meist noch vorhanden, sie sind jedoch nur in viel geringerem Maß ausgeprägt.

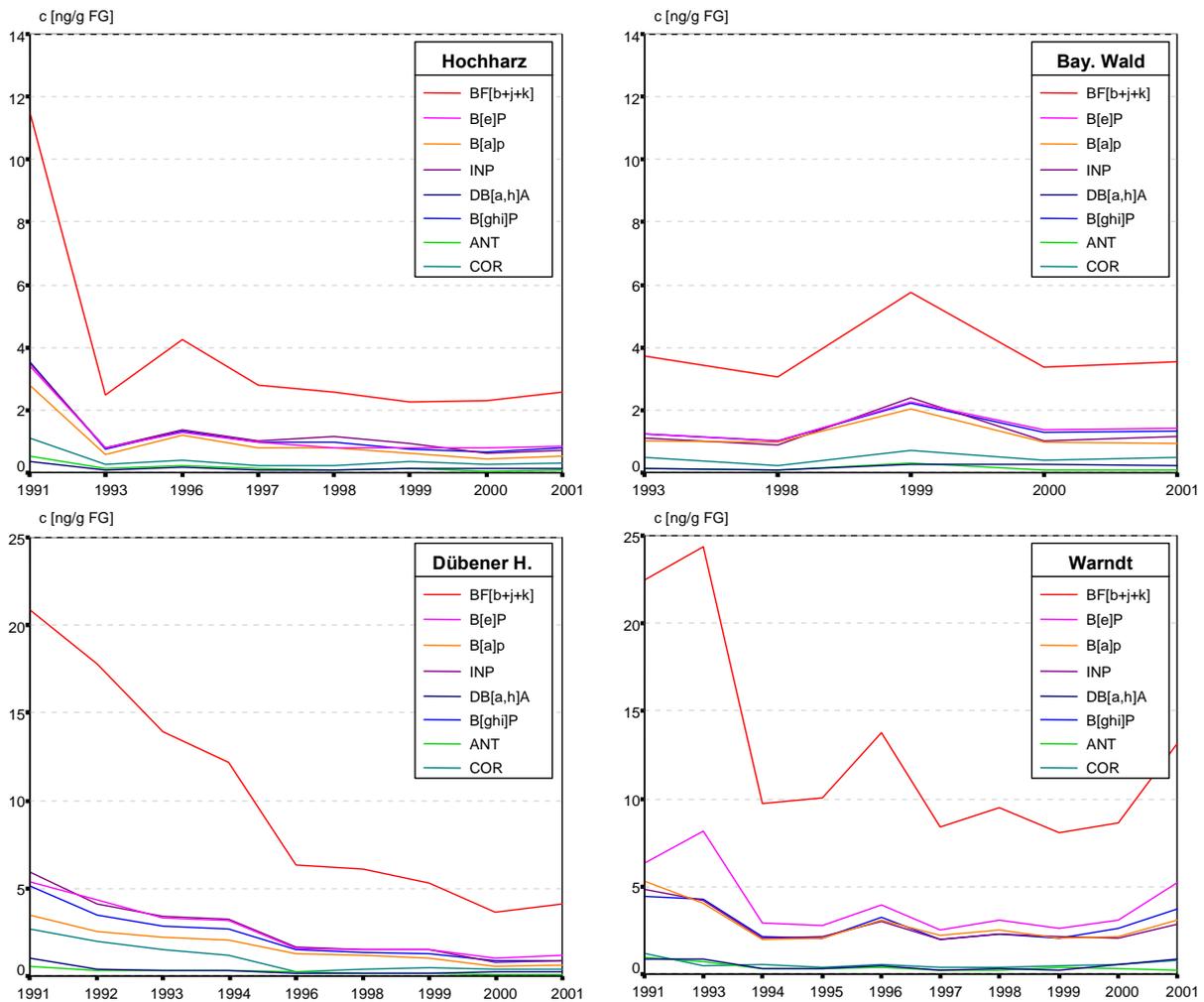


Abb. 4.5-5: Konzentrationsunterschiede von schwerflüchtigen PAK zwischen Gebieten in Ost- (Hochharz und Dübener Heide) und Westdeutschland (Bayerischer Wald und Warndt)

Um weitere Hinweise auf Unterschiede bzw. Ähnlichkeiten zwischen den Gebieten herauszuarbeiten, wurden **Clusteranalysen** durchgeführt. Dazu wurden die Jahre **1991, 1998** und **2001** herausgegriffen, da in diesen Jahren viele Gebiete parallel beprobt wurden. Um 2001 eine umfassende Betrachtung durchführen zu können, wurden hier zusätzlich die Ergebnisse der beiden Gebiete Berchtesgaden und Oberbayerisches Tertiärhügelland, die nur in einem zweijährigen Rhythmus beprobt werden, aus dem Jahr 2000 in die Auswertung einbezogen. Zumindest für das Gebiet Berchtesgaden ist diese Vorgehensweise relativ unbedenklich, da sich hier die Konzentrationen in den letzten Jahren nur minimal verändern. Für das Oberbayerische Tertiärhügelland kann hierzu keine Aussage gemacht werden, da das Gebiet bisher nur einmal im Rahmen der Umweltprobenbank untersucht wurde. Da es sich jedoch auch um ein Gebiet mit relativ niedrigen Konzentrationen handelt, ist vermutlich der damit verbundene Fehler niedrig.

Die durchgeführten Clusteranalysen basieren nur auf Daten von Stoffen, die durchgehend in allen Gebieten, die miteinander verglichen werden sollen, in dem betreffenden Jahr analysiert wurden. Nicht in die Auswertung miteingegangen sind daher die Stoffe Cyclopenta[c,d]pyren (3125), Chrysen (3140) und Pyrenen (3160).

Die Clusteranalyse ist ein heuristisches Verfahren zur systematischen Klassifizierung der Objekte einer gegebenen Objektmenge. Die durch einen festen Satz von Merkmalen (hier die oben aufgeführten PAK) beschriebenen Objekte werden nach Maßgabe ihrer Ähnlichkeit in Gruppen (Cluster) eingeteilt, wobei die Cluster intern möglichst homogen und extern möglichst gut voneinander separierbar sein sollen.

Bei intervallskalierten Merkmalen wird die Distanz zweier Objekte üblicherweise durch das **euklidische Distanzmaß** beschrieben, was auch in allen durchgeführten Clusteranalysen verwendet wurde. Laut MILLIGAN (1981, zitiert in BORTZ (1999)) erzielt die **Ward-Methode** zumindest für Ähnlichkeitsmaße, die sich als

euklidische Distanzen interpretieren lassen, die besten Resultate. Da die PAK-Daten alle intervallskaliert sind und sich daher über das euklidische Distanzmaß beschreiben lassen, wurde die oben genannte Methode den Analysen zugrunde gelegt.

Probenahmejahr 1991

Die oben aufgezeigten Unterschiede zwischen Gebieten im Osten bzw. im Westen von Deutschland kommen auch in den Clusteranalysen basierend auf den **leichtflüchtigen** PAK (3103-3135) zum Tragen. Da die Gebiete im Osten Ende der 80er und Anfang der 90er Jahre noch deutlich höher belastet waren, werden diese nicht mit den entsprechenden Ökosystemtypen aus dem Westen in eine Gruppe gestellt. Auffällig ist dabei auch, dass Mecklenburg, obwohl es als Hintergrundbelastungsgebiet der DDR angesehen wurde, in die Gruppe der stark belasteten urbanen Ökosysteme gestellt wird (STÖCKER, mündl. Mittlg.). Aufgrund der 1991 noch extrem hohen Belastung der Dübener Heide mit leichtflüchtigen PAK setzt sich dieses Gebiet sehr weit ab (siehe Abb. 4.5-8).

Betrachtet man nur die **schwerflüchtigen** PAK (Abb. 4.5-7), sind zwei Gruppen zu erkennen. Zum einen die Gruppe der urbanen Ökosysteme, in die – wie auch schon bei der Clusterung basierend auf den leichtflüchtigen PAK – Mecklenburg gestellt wird, und zum anderen eine Gruppe aus Agrar-, Forst- und naturnahen Ökosystemen. Des Weiteren sind die Abstände zwischen den Gruppen kleiner als bei den leichtflüchtigen.

Zieht man sowohl leicht- als auch schwerflüchtige PAK in die Analyse ein, ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei der Analyse basierend auf den leichtflüchtigen PAK (siehe Abb. 4.5-8, S. 82). Für die Gruppierung kommen die leichtflüchtigen aufgrund ihrer höheren Konzentrationen mehr zum Tragen als die schwerflüchtigen PAK.

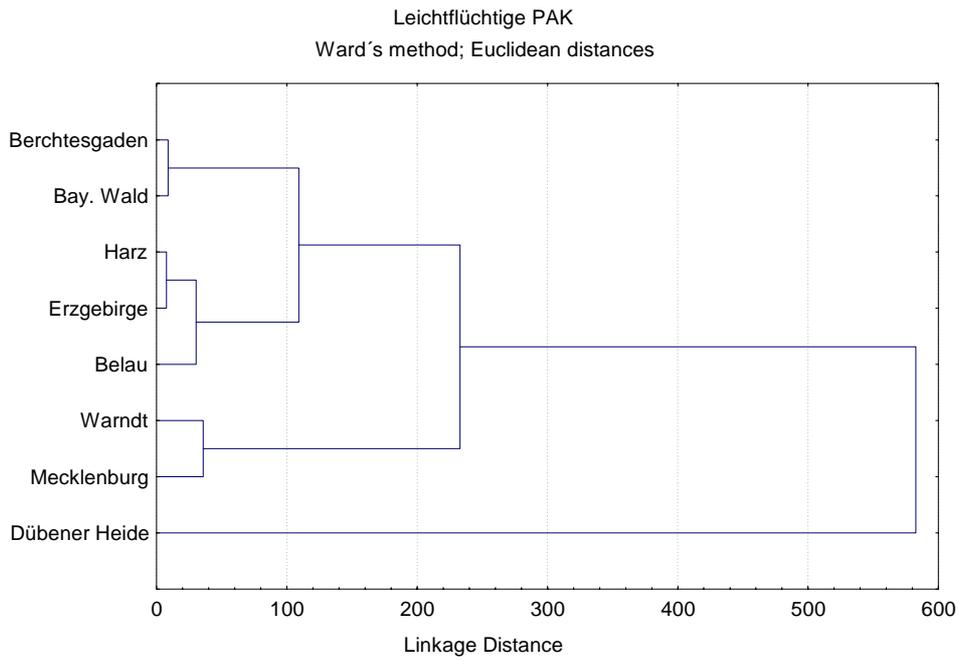


Abb. 4.5-6: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leichtflüchtige PAK

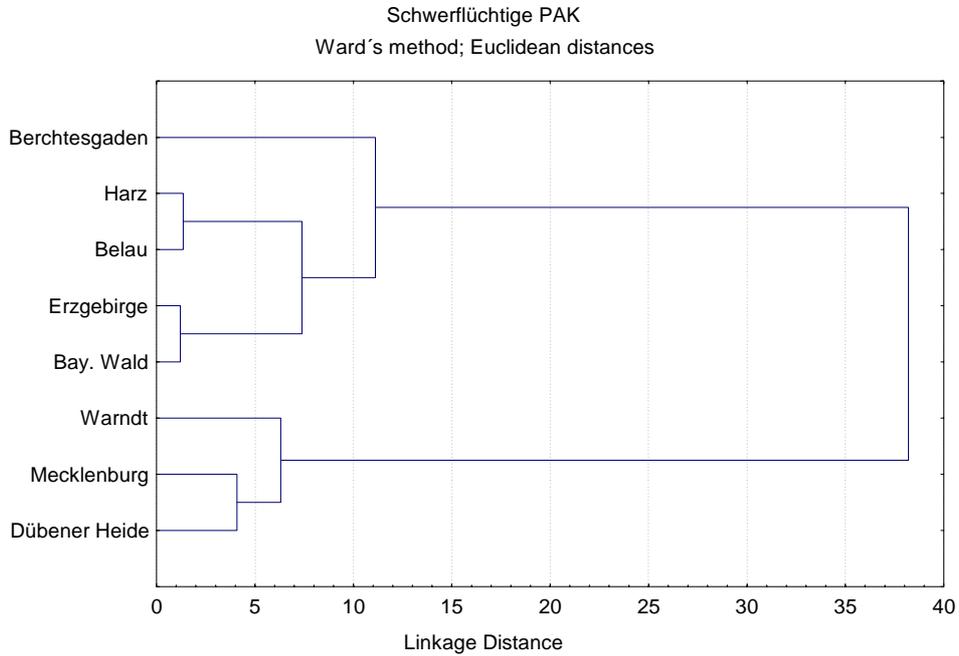


Abb. 4.5-7: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – schwerflüchtige PAK

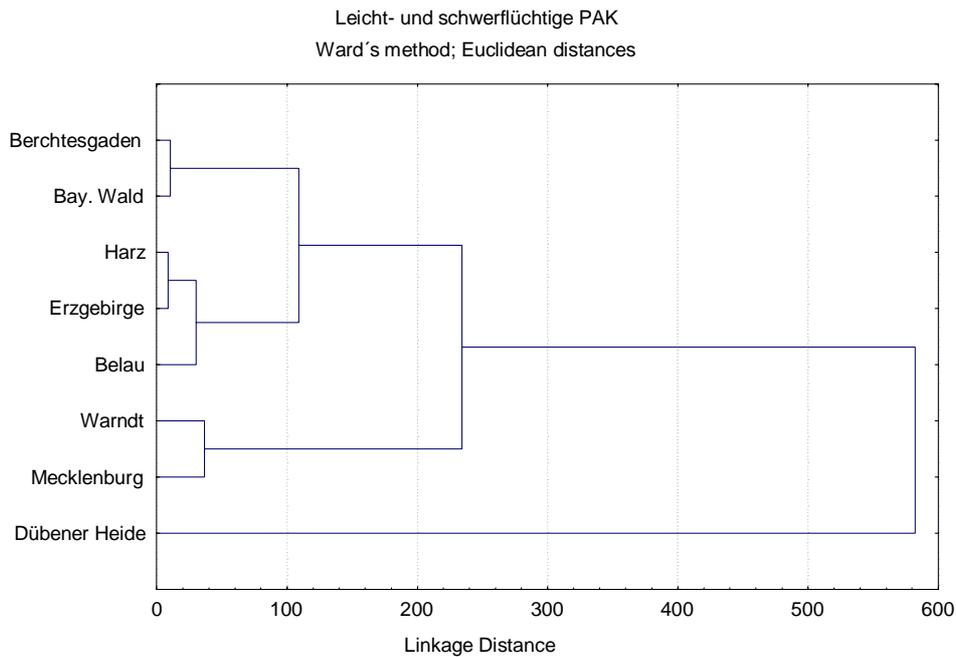


Abb. 4.5-8: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leicht- und schwerflüchtige PAK

Probenahmejahr 1998

1998 bilden sich bei Betrachtung der leichtflüchtigen PAK, wie aus Abb. 4.5-11 ersichtlich, Gruppen entsprechend der Ökosystemtypzugehörigkeit: naturnahe Ökosysteme, Agrar-Ökosysteme und urbane Ökosysteme. Wesentlich hierfür ist, dass die Anfang der 90er Jahre noch deutlich ausgeprägten Unterschiede zwischen Ost und West nicht mehr vorhanden sind. Die ballungsraumnahen Ökosysteme (**Warndt, Dübener Heide**) sind immer noch deutlich, wenn auch in geringerem Maße als 1991, von den anderen Ökosystemtypen abgegrenzt.

Bei Betrachtung der schwerflüchtigen PAK verschiebt sich dieses Bild nur minimal. Hier setzt sich die Gruppe der naturnahen von den restlichen Ökosystemtypen ab. Wiederum sind die Distanzen kleiner als bei den leichtflüchtigen PAK (siehe Abb. 4.5-10, S. 83).

Probenahmejahr 2001

Da entsprechend der Konzeption der Aufbau der Umweltprobenbank des Bundes stufenweise erfolgte, kann erstmals 2001 eine umfassende Ähnlichkeitsanalyse zur PAK-Belastung mit allen Gebieten durchgeführt werden. Die 1998 noch vorhandene Gruppierung entsprechend der Ökosystemtypen ist hier nicht mehr so deutlich zu erkennen (Abb. 4.5-12 bis Abb. 4.5-14, S. 85).

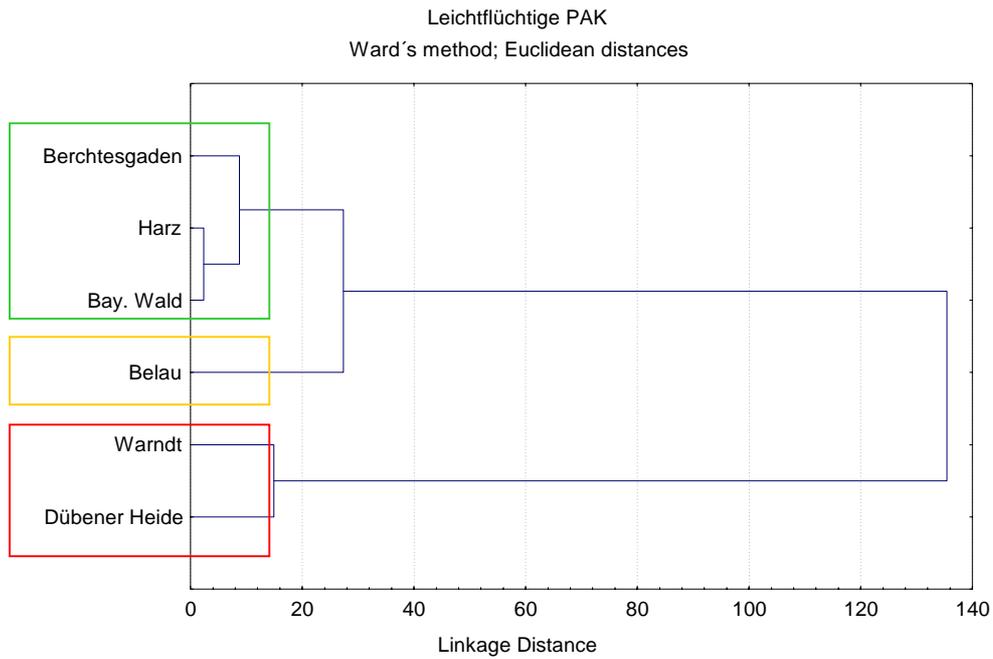


Abb. 4.5-9: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leichtflüchtige PAK (hellgrün: naturnahe Ökosysteme, orange: Agrar-Ökosysteme, rot: ballungsraumnahe Ökosysteme)

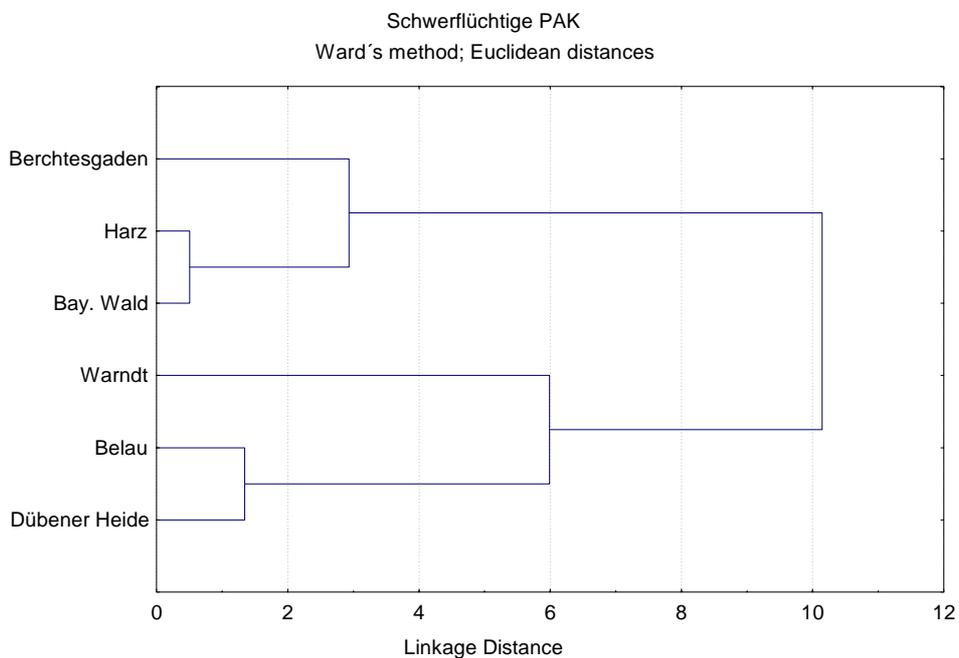


Abb. 4.5-10: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – schwerflüchtige PAK

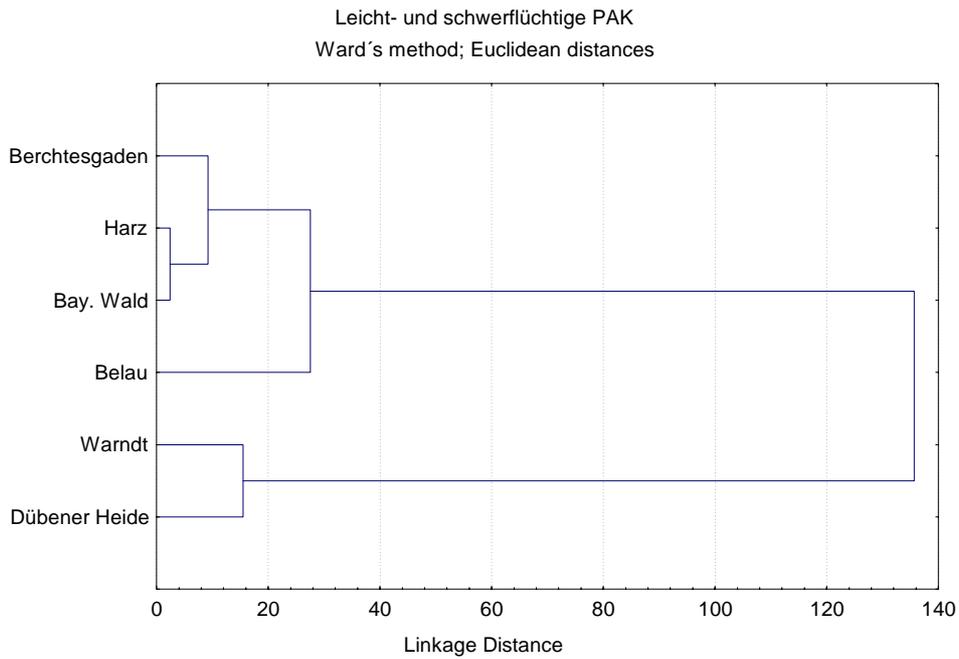


Abb. 4.5-11: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leicht- und schwerflüchtige PAK

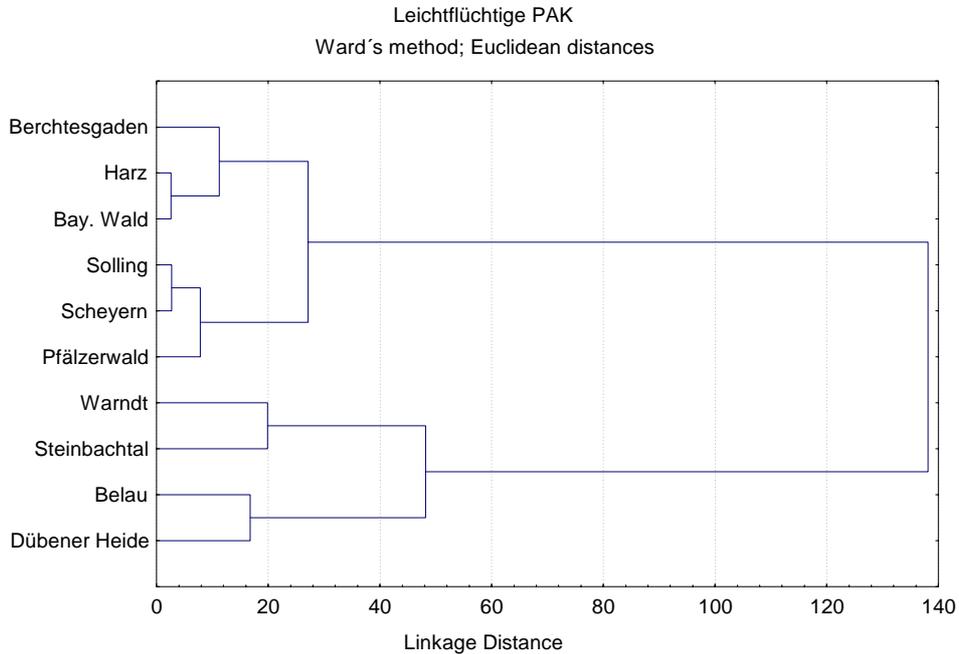


Abb. 4.5-12: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leichtflüchtige PAK

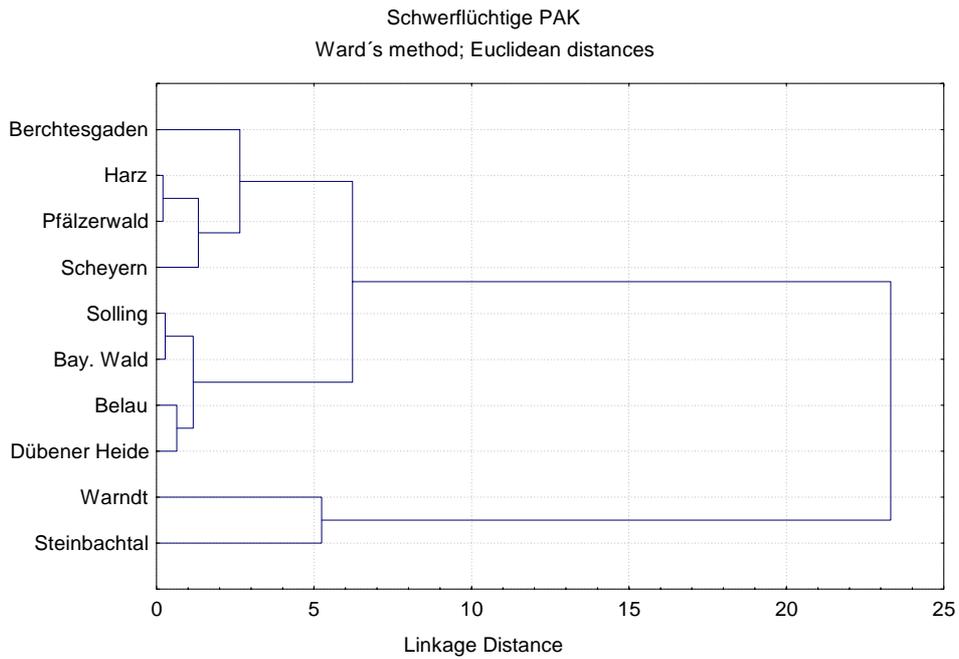


Abb. 4.5-13: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – schwerflüchtige PAK

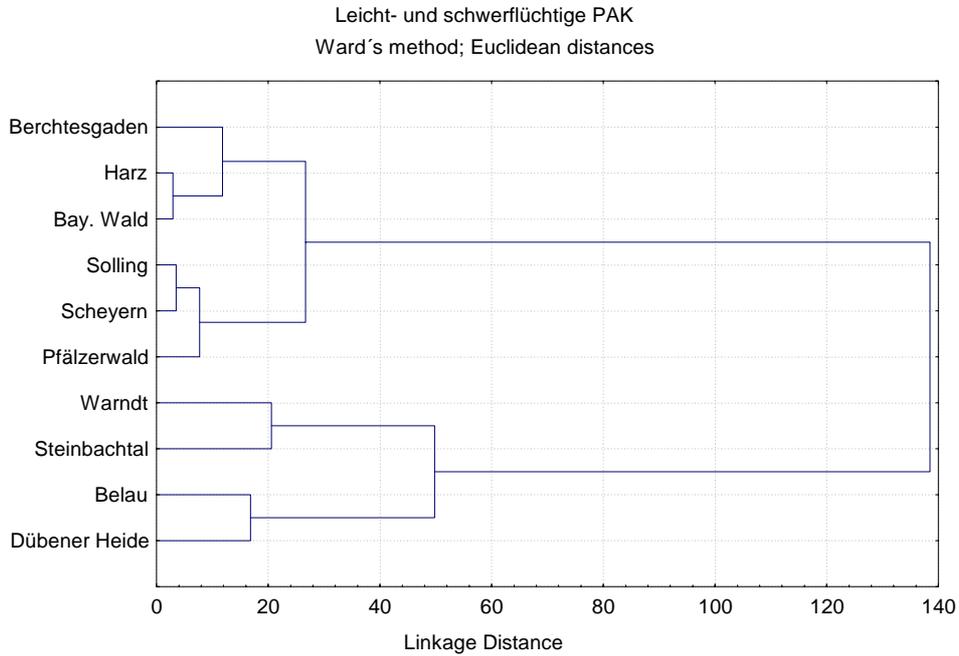


Abb. 4.5-14: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen – leicht- und schwerflüchtige PAK

Um diesen Aspekt erklären zu können, wurden die Nutzungsstrukturen und hier vor allem die für den PAK-Eintrag relevanten (Siedlung/Gewerbe und Industrie) in der Umgebung der Probenahmeflächen betrachtet. Die farbigen Rahmen um die Nutzungsstrukturen entsprechen den gebildeten Gruppen der Clusteranalyse (siehe Tab. 4.5-1, S. 87). Anhand dieser Daten scheint die Gruppierung entsprechend der PAK-Immission weitestgehend plausibel erklärbar zu sein. Nur die Gruppierung des Harzes (siehe blauer Kreis) zu Berchtesgaden und dem Bayerischen Wald ist anhand der Nutzungsstrukturen im Umfeld nicht erklärbar, so dass nach weiteren Erklärungsmöglichkeiten gesucht wurde.

Abb. 4.5-15 zeigt die Exposition der Probenahmefläche Hochharz gegenüber potentiellen Emittenten. Die beiden roten Pfeile symbolisieren entsprechend der prozentualen Anteile die beiden häufigsten Windrichtungen im Winterhalbjahr 2000/2001. Durch die roten Kreise sind die flächenmäßig bedeutendsten Strukturen von Siedlung und Industrie gekennzeichnet, womit deutlich wird, dass sich diese Strukturen hauptsächlich im Windschatten am Gebirgsfuß befinden und damit für den Stoffeintrag keine oder nur geringe Bedeutung haben. Es wird damit deutlich, dass neben den Nutzungsstrukturen Klimaparameter (hier Windrichtung) und damit die Exposition gegenüber potentiellen Emittenten für den Stoffeintrag eine wichtige Rolle spielen können.

4.5.2 B[e]P normierte Profile

Um einen direkten Vergleich der „qualitativen“ Belastung zu ermöglichen, wurden die in den einzelnen Gebieten gemessenen Konzentrationen jeweils auf B[e]P normiert, da B[e]P eine der photochemisch stabilsten Verbindungen ist. Hierdurch wird deutlich gemacht, in welchem Verhältnis die einzelnen Substanzen zueinander stehen. Ähnliche Profile deuten damit auf eine ähnliche Zusammensetzung der Kon-

taminationsquellen hin. Genau wie in Kap. 4.5.1, S. 75 werden hier wiederum die Jahre 1991, 1998 und 2001 herausgegriffen.

Probenahmejahr 1991

Wie aus Abb. 4.5-16 ersichtlich, werden auch bei der Betrachtung der „qualitativen“ Belastung Gruppen entsprechend dem **Ökosystemcharakter** (z.B. naturnahe Ökosysteme: Berchtesgaden, Harz und Bayerischer Wald) gebildet. Während im Dendrogramm basierend auf den Konzentrationen von **leichtflüchtigen** PAK der Ost-West-Unterschied deutlich geworden ist (siehe Abb. 4.5-6, S. 81), ähneln sich die naturnahen Ökosysteme hinsichtlich der „qualitativen“ Belastung. Auffallend ist dabei, dass der **Harz** zu den naturnahen Ökosystemen gestellt wird, was wahrscheinlich darauf zurückgeführt werden kann, dass die leichtflüchtigen PAK durch die Höhenlage schon zu einem Teil photochemisch abgebaut sind, aber die wesentlich stabileren schwerflüchtigen PAK diesem Prozess nicht im gleichen Ausmaß unterliegen. Als weiterer modifizierender Faktor kann hier eventuell die Schneebedeckung der Nadeln angeführt werden. Darüber hinaus ist eine „Mischgruppe“ zu erkennen, in denen mehrere Ökosystemtypen zusammengefasst werden. Deutlich abgesetzt von diesen beiden Gruppen wird nur die **Dübener Heide**, was auf eine unterschiedliche Zusammensetzung der Kontaminationsquellen hindeutet, deren Ursachen jedoch unklar bleiben.

Bei den **schwerflüchtigen** PAK (siehe Abb. 4.5-17), die auf B[e]P normiert wurden, fallen die äußerst geringen Distanzen auf, so dass keine „qualitativen“ Unterschiede zwischen den Gebieten nachweisbar sind.

Tab. 4.5-1: Nutzungsstrukturen laut CORINE Land Cover und NATLAN in der Umgebung der Probenahme­flächen (Angaben in km²)

Nutzung	Berchtesg.	Bayerischer Wald	Harz	Pfälzerwald	Solling	Scheuern	Be-lau	Düb. Heide	Steinbachtal	Warndt
Siedlung	22,4	30,0	97,8	75,8	71,5	73,6	102,2	98,8	291,4	216,5
Industrie	1,8	0,5	9,9	4,5	5,1	2,8	8,6	23,0	49,0	40,4
Landwirtschaftliche Nutzfläche	399	580	665	994	568	1503	1485	1167	906	974
Wald	1098	1274	1132	880	1305	377	244	552	628	533

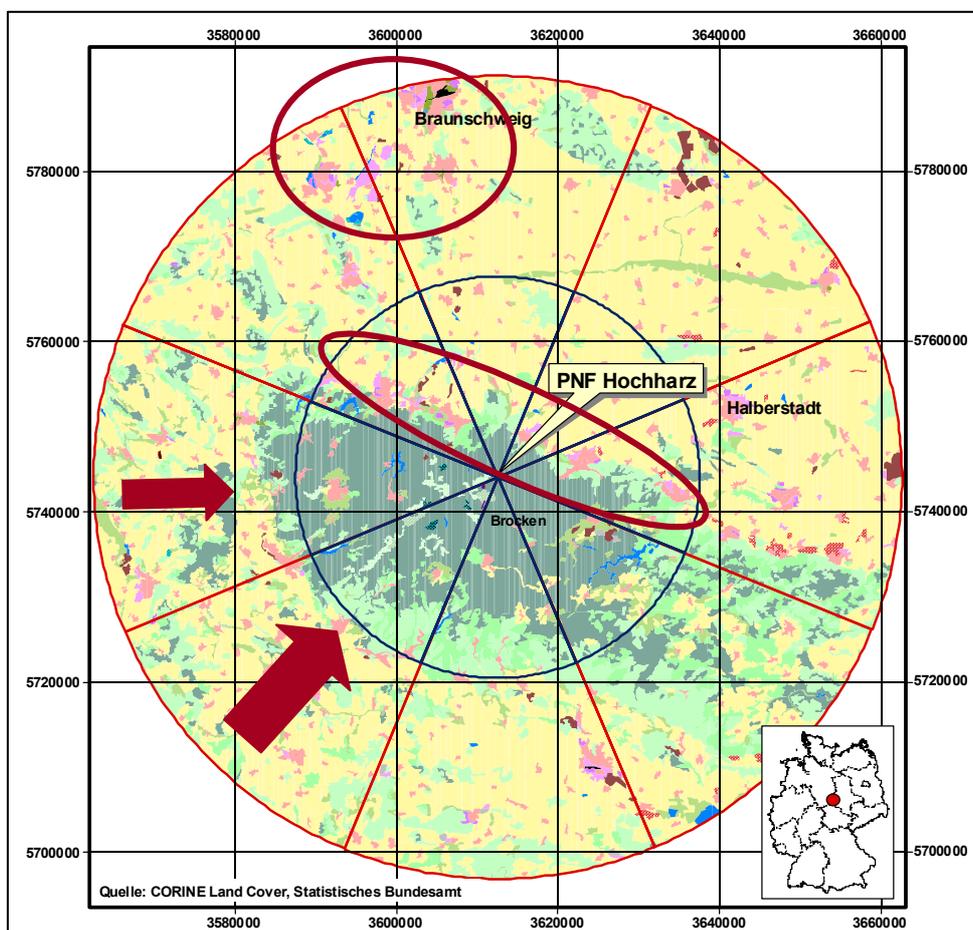


Abb. 4.5-15: Exposition der Probenahme­fläche Hochharz gegenüber potentiellen Emittenten (→ = Hauptwindrichtungen. ○ kennzeichnet Lage von Siedlungen bzw. Industrie)

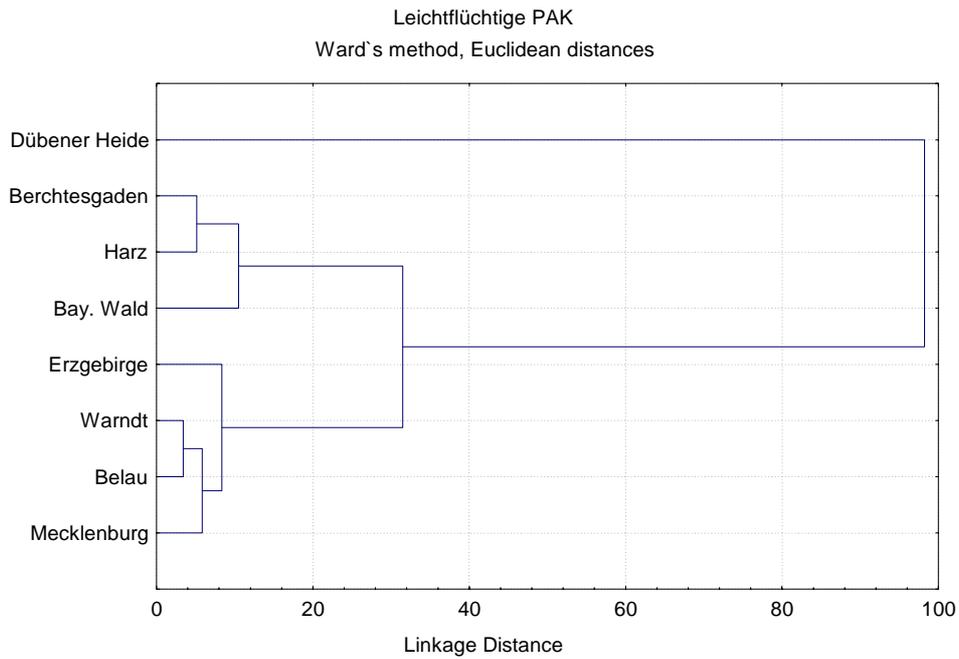


Abb. 4.5-16: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – leichtflüchtige PAK

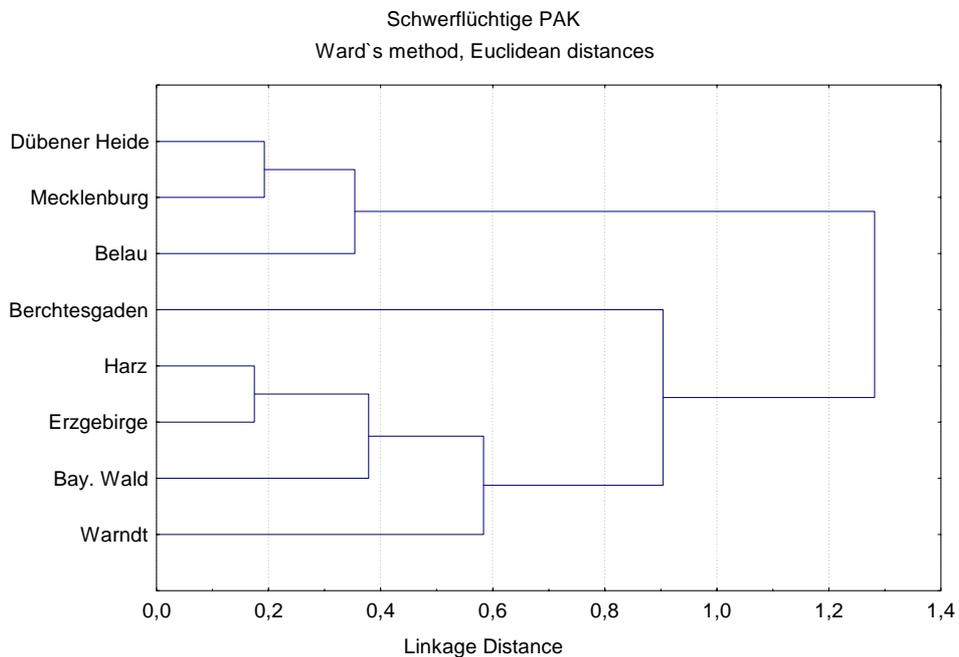


Abb. 4.5-17: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1991 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die B[e]P normiert wurden – schwerflüchtige PAK

Probenahmejahr 1998

In diesem Jahr werden sowohl bei den leichtflüchtigen als auch bei den schwerflüchtigen PAK ähnliche Ergebnisse wie 1991 erzielt (siehe Abb. 4.5-18 und Abb. 4.5-19). Lediglich die Distanzen zwischen den einzelnen Gruppen sind geringer geworden.

„Mischgruppen“ zu erkennen. Überraschend bilden hier Dübener Heide, Scheyern und der Pfälzerwald eine Gruppe, die kausal schwer zu begründen ist (siehe Abb. 4.5-20 und Abb. 4.5-21). Möglicherweise müssen hierbei die auffälligen extrem niedrigen Messwerte für Benzo[e]pyren in Scheyern und im Pfälzerwald kritisch hinterfragt werden (siehe Tab. 4.5-2). Aus diesem Grund werden die Ergebnisse nicht weiter interpretiert.

Probenahmejahr 2001

Entgegen der Vorjahre sind 2001 nur noch zwei deutlich voneinander zu unterscheidende

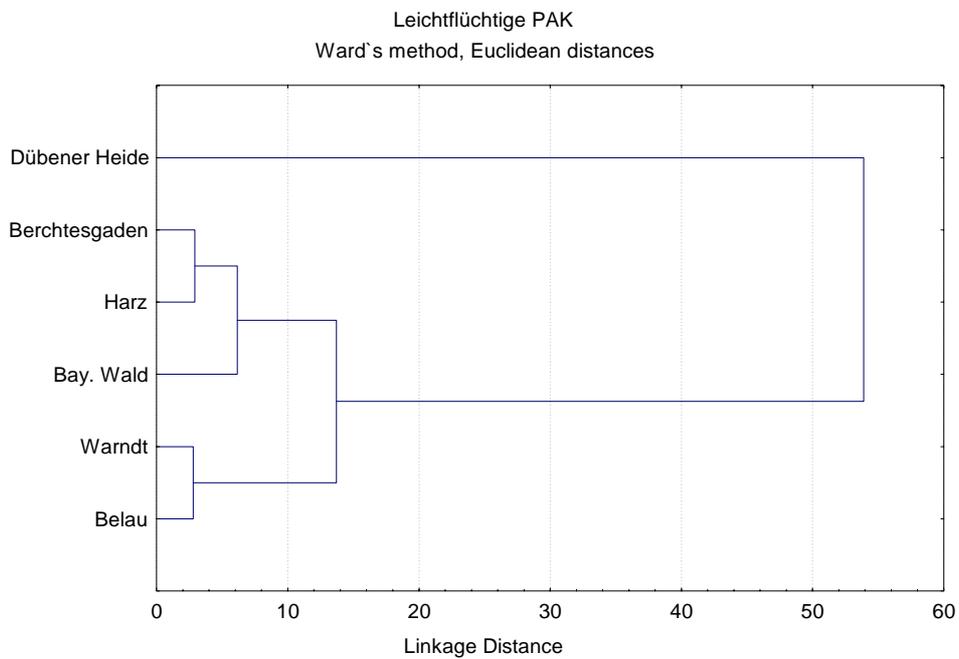


Abb. 4.5-18: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – leichtflüchtige PAK

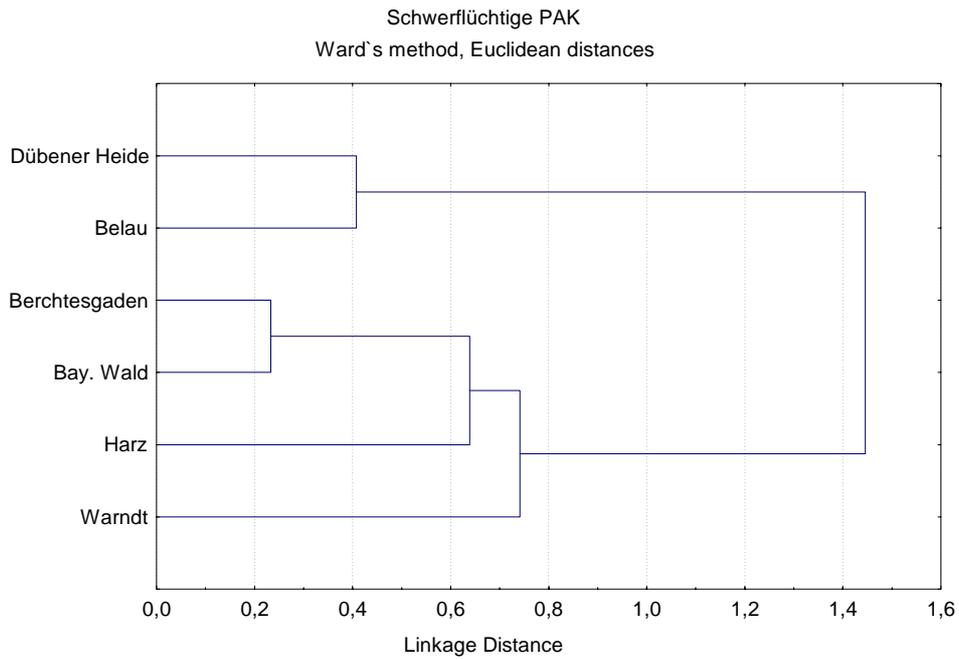


Abb. 4.5-19: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 1998 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – schwerflüchtige PAK

Tab. 4.5-2: B[e]P-Konzentrationen in einjährigen Fichtentrieben – 2001

	B[e]P ng/g FG
BR/NP Berchtesgaden	0,21
Warndt – Saarländischer Verdichtungsraum	5,18
Steinbachtal – Saarländischer Verdichtungsraum	3,53
Bornhöveder Seengebiet	1,77
BR/NP Bayerischer Wald	1,42
Dübener Heide	1,17
NP Hochharz	0,84
Solling	1,30
Pfälzerwald	0,87
Oberbayerisches Tertiärhügelland	0,52

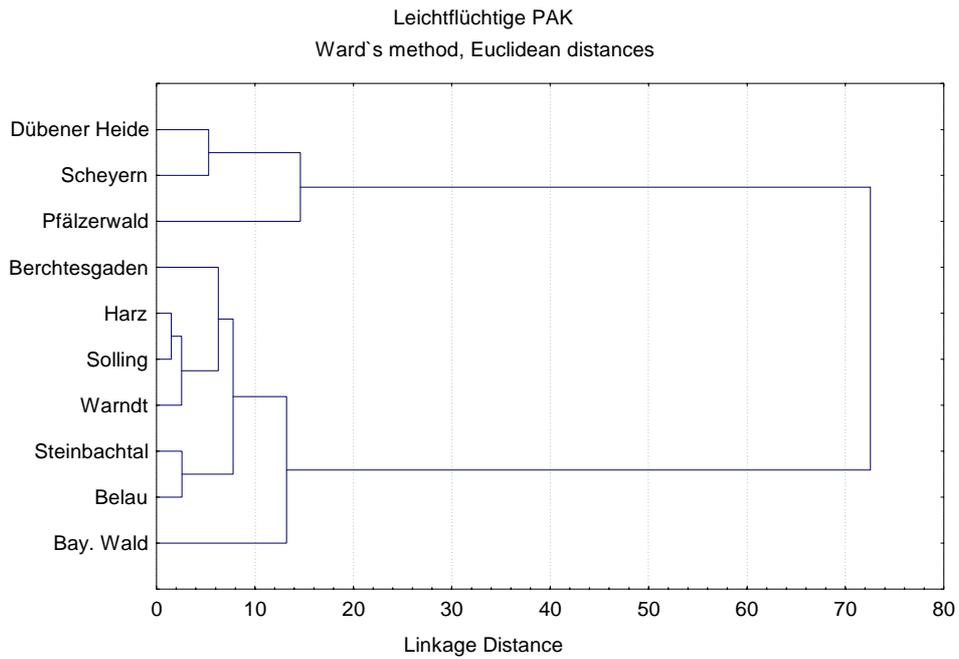


Abb. 4.5-20: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – leichtflüchtige PAK

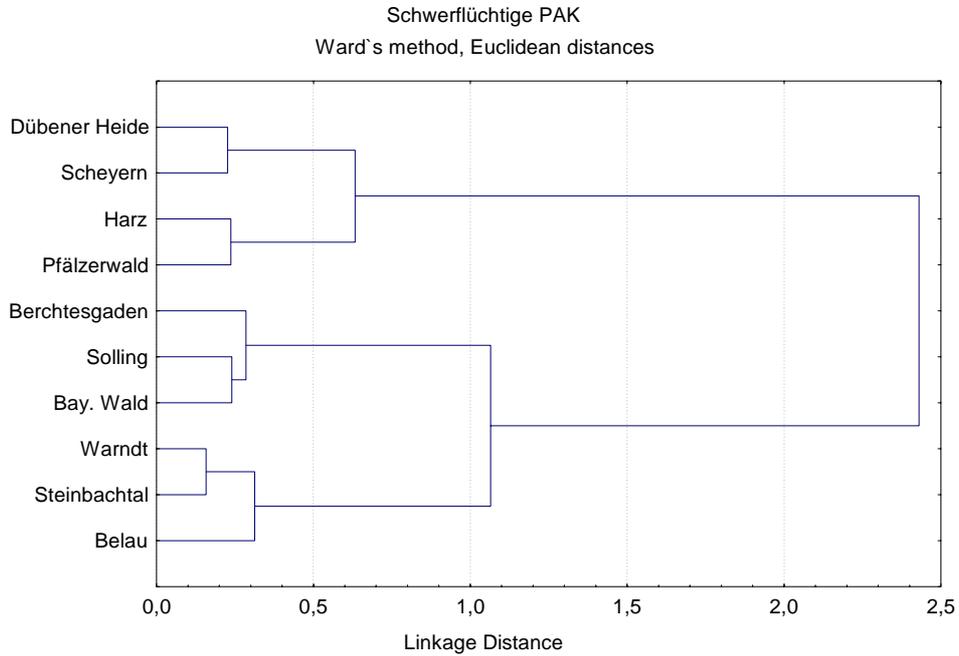


Abb. 4.5-21: Ergebnisse der Clusteranalyse basierend auf den 2001 in einjährigen Fichtentrieben gemessenen PAK-Konzentrationen, die auf B[e]P normiert wurden – schwerflüchtige PAK

4.5.3 PAK-Verhältnisse

Zur weiteren Verdeutlichung der **Belastungsunterschiede** zwischen verschiedenen Ökosystemtypen und um die Unterschiede zwischen leicht- und schwerflüchtigen PAK zu überprüfen, wurden für die zwei Gruppen leichtflüchtige PAK und schwerflüchtige PAK die Verhältnisse paarweise zwischen den Gebieten berechnet.

Durch die Einfaktorielle Anova können die Mittelwertsunterschiede zwischen beiden Gruppen statistisch getestet werden. Hierbei werden signifikante Unterschiede ($p < 0,005$) in Verbindung mit deutlichen Unterschieden der Mittelwerte als sprunghafte Veränderungen bezeichnet, welche die deutlichsten Unterschiede in qualitativer und quantitativer Hinsicht zwischen den Ökosystemen bzw. den Ökosystemtypen anzeigen. Bestehen dagegen Signifikanzen ohne deutliche Unterschiede der Mittelwerte, liegen lediglich qualitative Unterschiede vor. Als deutlich werden dabei Unterschiede bezeichnet, die mindestens den Faktor 2 aufweisen.

Tab. 4.5-3 (S. 95) zeigt die Ergebnisse der genannten Berechnungen zwischen allen Gebieten mit Angabe der statischen Signifikanz, während in Tab. 4.5-4 (S. 98) darauf aufbauend dargestellt ist, wie hoch der prozentuale Anteil sprunghafter Veränderungen zwischen den und innerhalb der vier Ökosystemtypen ist.

Aus der letztgenannten Tabelle geht zunächst klar hervor, dass **zwischen den Ökosystemtypen** meistens deutliche qualitative und quantitative Unterschiede zwischen schwer- und leichtflüchtigen PAK existieren, während innerhalb der Typen meistens keine sprunghaften Unterschiede auftreten. Ausnahmen finden sich zum einen zwischen den ballungsraumnahen Ökosystemen und den Agrar-Ökosystemen, wo nur ein geringer Prozentsatz zu verzeichnen ist, und zum anderen innerhalb der naturnahen Ökosysteme, wo immerhin 20% sprunghafte Veränderungen auftreten. Diese lassen sich durch die recht „hohe Belastung“ des Bayerischen Waldes mit schwerflüchtigen PAK erklären. Trotzdem wird durch die Tatsache, dass in allen Fällen sprunghafter

Veränderungen die Mittelwerte der leichtflüchtigen deutlich über denjenigen der schwerflüchtigen PAK liegen, angezeigt, dass die **Unterschiede zwischen den Ökosystemtypen in erster Linie durch die leichtflüchtigen PAK verursacht** werden. Außerdem geht aus Tab. 4.5-3 hervor, dass die Verhältnisse bei den schwerflüchtigen meistens kleiner sind als bei den leichtflüchtigen. In nur 11,7% aller Verhältnisse ist dies nicht der Fall. Das bedeutet, dass sich die schwerflüchtigen PAK in den meisten Fällen sowohl zwischen als auch innerhalb der Ökosystemtypen qualitativ und quantitativ nicht deutlich unterscheiden.

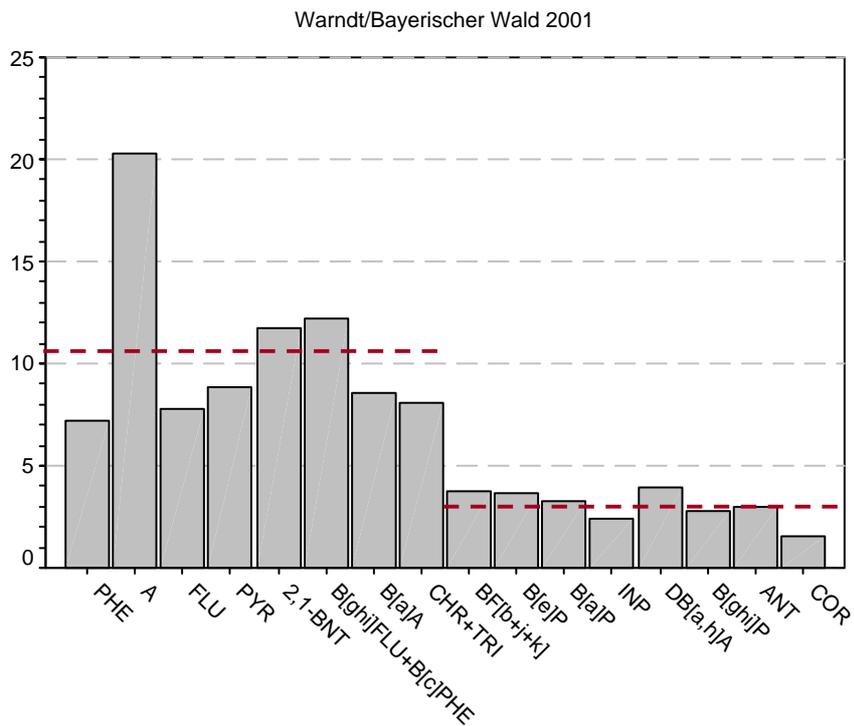
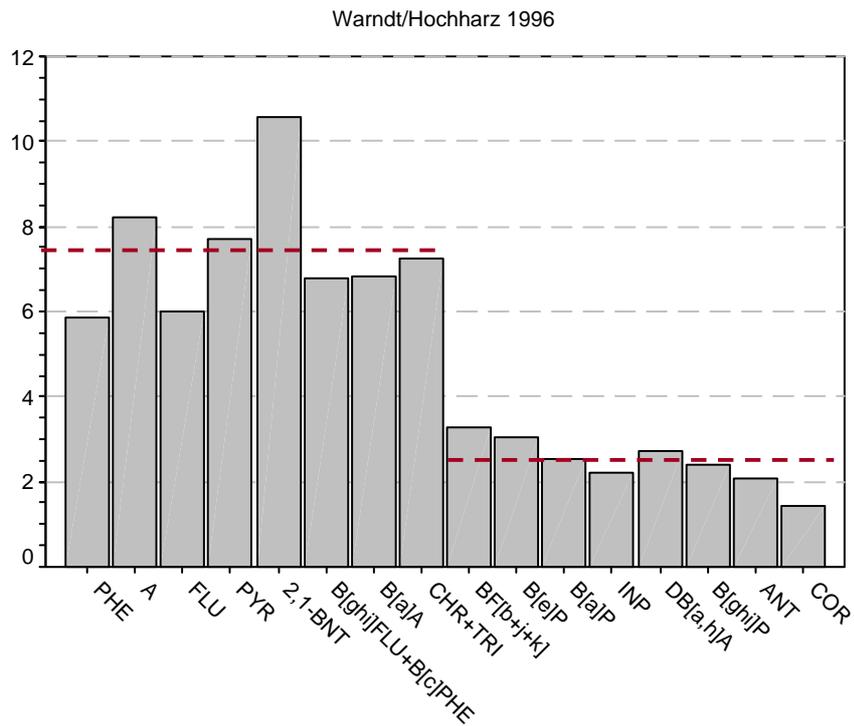


Abb. 4.5-22: Beispiele für die sprunghafte Veränderung der PAK-Verhältnisse zwischen naturnahen Ökosystemen und ballungsraumnahen Ökosystemen

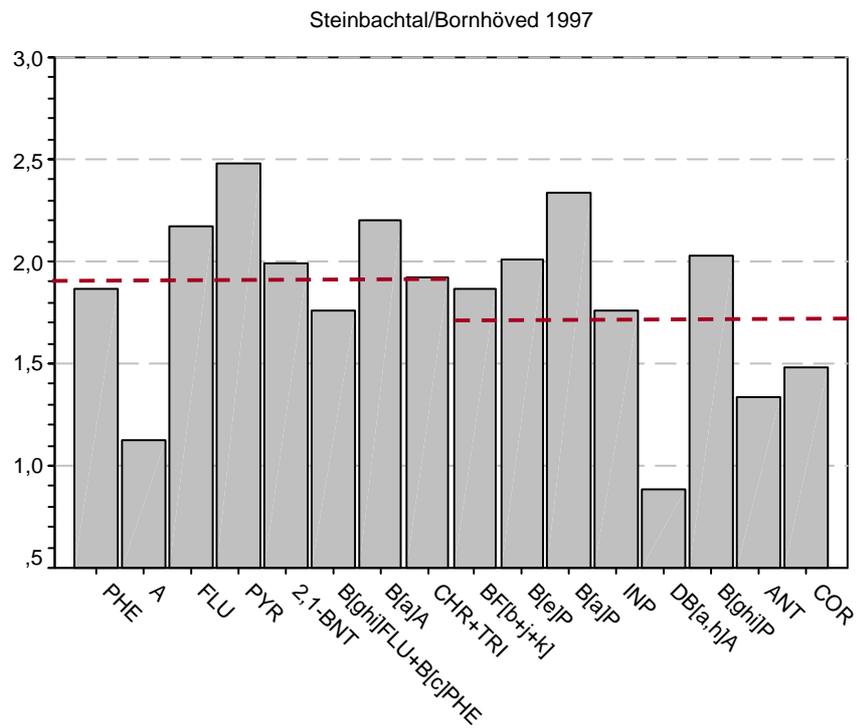
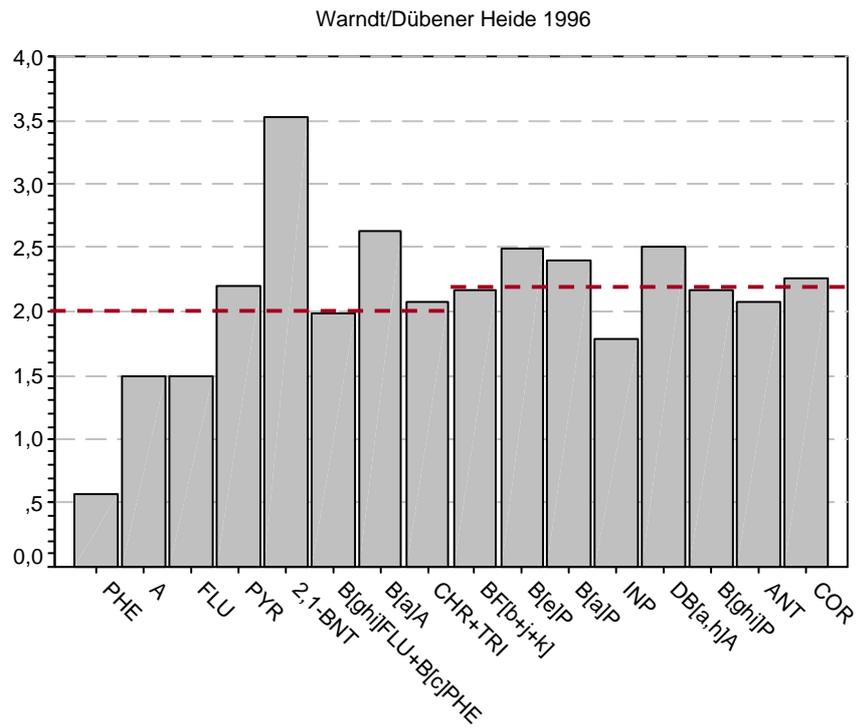


Abb. 4.5-23: Beispiele für die PAK-Verhältnisse zwischen gleichen bzw. vergleichbaren Ökosystemtypen

Tab. 4.5-3 Qualitative und quantitative Unterschiede zwischen Ökosystemen bzw. Ökosystemtypen

Gebiete	Jahr	Signifikanz-Niveau	leichtflüchtige PAK	schwerflüchtige PAK
Dübener Heide/Harz	1991	0,006	5,7	1,7
	1992	0,000	20,0	3,9
	1996	0,002	4,5	1,1
	1997	0,005	5,9	1,8
	1998	0,000	5,3	1,6
	1999	0,000	4,5	1,7
	2000	0,121	4,9	1,5
	2001	0,105	5,0	1,3
Dübener Heide/Bayerischer Wald	1992	0,000	23,2	2,5
	1998	0,000	6,6	1,3
	1999	0,000	3,3	0,6
	2000	0,085	6,1	0,8
	2001	0,023	5,4	0,8
Dübener Heide/Berchtesgaden	1991	0,000	35,0	8,2
	1998	0,000	16,7	4,8
	1999	0,000	13,2	5,0
Dübener Heide/Pfälzerwald	2001	0,136	2,8	1,4
Dübener Heide/Erzgebirge	1991	0,003	6,6	2,4
Dübener Heide/Solling	1999	0,000	3,2	1,0
	2001	0,000	2,1	0,9
Dübener Heide/Mecklenburg	1991	0,029	2,5	1,3
Dübener Heide/Scheyern	2000	0,286	4,1	1,8
Dübener Heide/Bornhöved	1991	0,054	4,4	2,2
	1993	0,001	4,6	1,4
	1997	0,097	2,2	1,3
	1999	0,092	3,3	2,6
	2001	0,249	1,9	0,9
Dübener Heide/Steinbachtal	1995	0,019	1,1	0,5
	1996	0,180	0,8	0,6
	1997	0,078	1,2	0,7
	2000	0,132	1,0	0,4
	2001	0,085	0,8	0,4
Warndt/Harz	1991	0,036	4,7	1,9
	1996	0,000	7,4	2,5
	1997	0,000	5,4	2,3
	1998	0,000	6,0	2,6
	1999	0,000	4,7	2,6
	2000	0,250	5,4	4,2
	2001	0,038	9,6	4,8
Warndt/Bayerischer Wald	1998	0,003	7,7	2,2
	1999	0,000	3,3	1,0
	2000	0,006	6,2	2,3
	2001	0,000	10,6	3,0

Fortsetzung Tab. 4.5-3

Gebiete	Jahr	Signifikanz-Niveau	leichtflüchtige PAK	schwerflüchtige PAK
Warndt/Berchtesgaden	1991	0,000	27,7	9,2
	1998	0,000	18,3	8,0
	2000	0,158	20	14,7
Warndt/Solling	1999	0,001	3,4	1,6
	2001	0,002	5,7	3,2
Warndt/Erzgebirge	1991	0,057	5,5	2,7
Warndt/Pfälzerwald	2001	0,403	6,1	5,1
Warndt/Mecklenburg	1991	0,270	2,0	1,4
Warndt/Scheyern	2000	0,555	9,3	5,4
Warndt/Bornhöved	1993	0,000	5,6	1,8
	1997	0,064	2,0	1,7
	1999	0,488	3,6	4,0
	2001	0,705	3,6	3,3
Warndt/Steinbachtal	1995	0,003	1,0	0,8
	1996	0,424	1,2	1,2
	1997	0,567	1,1	1,0
	2000	0,612	1,2	1,3
	2001	0,286	1,6	1,5
Warndt/Dübener Heide	1991	0,154	0,9	1,2
	1993	0,213	1,3	1,6
	1995	0,066	1,2	1,6
	1996	0,471	2,0	2,2
	1997	0,288	1,1	1,3
	1998	0,011	1,1	1,7
	2000	0,020	1,7	3,0
	2001	0,113	2,7	3,8
Steinbachtal/Harz	1996	0,000	5,9	2,1
	1997	0,001	5,4	2,4
	2000	0,002	4,4	3,3
	2001	0,007	5,7	3,3
Steinbachtal/Bayerischer Wald	2000	0,000	5,1	1,8
	2001	0,000	6,8	2,1
Steinbachtal/Berchtesgaden	2000	0,069	18,2	11,6
Steinbachtal/Pfälzerwald	2001	0,878	3,6	3,6
Steinbachtal/Solling	2001	0,000	3,8	2,2
Steinbachtal/Scheyern	2000	0,501	8,4	4,3
Steinbachtal/Bornhöved	1997	0,310	1,9	1,7
	2001	0,620	2,1	2,3
Bornhöved/Berchtesgaden	1991	0,003	10,7	3,8
Bornhöved/Bayerischer Wald	1999	0,000	1,0	0,3
	2001	0,000	3,3	0,9

Fortsetzung Tab. 4.5-3

Gebiete	Jahr	Signifikanz-Niveau	leichtflüchtige PAK	schwerflüchtige PAK
Bornhöved/Harz	1991	0,000	1,4	0,8
	1997	0,000	2,7	1,4
	1999	0,000	1,4	0,7
	2001	0,000	2,7	1,5
Bornhöved/Mecklenburg	1991	0,944	0,6	0,6
Scheyern/Berchtesgaden	2000	0,018	6,2	2,7
Scheyern/Bayerischer Wald	2000	0,028	2,3	0,5
Scheyern/Harz	2000	0,060	1,9	0,8
Mecklenburg/Berchtesgaden	1991	0,003	17,7	6,5
Mecklenburg/Harz	1991	0,000	2,3	1,4
Mecklenburg/Erzgebirge	1991	0,000	2,7	1,9
Solling/Bayerischer Wald	1999	0,001	1,0	0,6
	2001	0,001	1,7	1,0
Solling/Hochharz	1999	0,054	1,4	1,7
	2001	0,017	1,4	1,5
Pfälzerwald/Solling	2001	0,000	1,1	0,6
Pfälzerwald/Bayerischer Wald	2001	0,000	1,9	0,6
Pfälzerwald/Harz	2001	0,001	1,6	0,9
Erzgebirge/Berchtesgaden	1991	0,014	6,3	3,4
Erzgebirge/Harz	1991	0,039	0,9	0,7
Harz/Berchtesgaden	1991	0,032	7,6	4,8
	1998	0,694	3,3	3,1
	2000	0,350	4,3	3,5
Harz/Bayerischer Wald	1992	0,001	1,1	0,6
	1998	0,014	1,2	0,9
	1999	0,008	0,8	0,4
	2000	0,000	1,2	0,6
	2001	0,001	1,2	0,6
Bayerischer Wald/Berchtesgaden	1998	0,060	2,8	3,6
	2001	0,005	3,7	6,4

Tab. 4.5-4: Prozentualer Anteil sprunghafter Veränderungen zwischen leicht- und schwerflüchtigen PAK

Paare	Prozentualer Anteil sprunghafter Veränderungen (Erläuterung siehe Text)
Ballungsraumn. Ökosysteme/Naturn.Ökosysteme	62,2
Agrar-Ökosysteme/Naturn. Ökosysteme	41,7
Ballungsraumn. Ökosysteme/Forst-Ökosysteme	40,0
Agrar-Ökosysteme/Forst-Ökosysteme	40,0
Naturn. Ökosysteme/Naturn. Ökosysteme	20,0
Ballungsraumn.Ökosysteme/Agrar-Ökosysteme	12,5
Forst-Ökosysteme/Naturn. Ökosysteme	11,1
Ballungsraumn.Ökosysteme/Ballungsraumn.Ökosysteme	0,0
Agrar-Ökosysteme/Agrar-Ökosysteme	0,0
Forst-Ökosysteme/Forst-Ökosysteme	0,0

5 Faktoren für den Aufbau eines Modells

5.1 Faktorenauswahl

Im Hinblick auf die Fragestellung ist die **Auswahl von Faktoren**, die die ökologisch-strukturelle Ausstattung eines Ökosystems in einem ausreichenden Maße beschreiben und eine Rolle für die stoffliche Belastung von Ökosystemen mit PAK spielen können, durchzuführen.

Anhand der statistischen Auswertung wurden diesbezüglich Hinweise auf das Faktorengefüge erarbeitet, welches den Stoffeintrag in die Probenahmegebiete bestimmen kann. Dazu gehören:

- Flächennutzung,
- Tausendnadelgewicht,
- Trieblänge,
- Windrichtung,
- Niederschlag sowie
- Meereshöhe.

Die mögliche Bedeutung dieser Faktoren für die PAK-Immission soll im Folgenden durch zusätzliche Hinweise kurz zusammenfassend dargestellt werden und auf weitere potentielle Einflussfaktoren eingegangen werden.

Prägenden Einfluss auf ein Ökosystem haben neben der **Topographie** vor allem auch das **Klima** und die **Flächennutzung** und können daher auch im Hinblick auf die stoffliche Belastung eine Rolle spielen.

Vernachlässigt man die natürlichen Quellen und die mengenmäßig unbedeutende Synthese in Labors, bilden unvollständige Verbrennungsprozesse (Hausbrand, Abgase aus Kfz-Verkehr, Industrie und Gewerbe – insbesondere kalorische Kraftwerke, Kokereien, Gaswerke und Raffinerien) sowie partikuläre Einträge aus Aschen die wichtigsten anthropogenen PAK-Quellen für die ubiquitäre Belastung (siehe Kap. 2.3.2, S. 39).

In Abb. 5.1-1 (S. 100) ist beispielsweise die Bodenbedeckung im Probenahmegebiet Saarländischer Verdichtungsraum dargestellt. Beide ballungsraumnahen Waldökosysteme (Warndt und Steinbachtal), die auch eine vergleichbare ökologisch-strukturelle Ausstattung besitzen, zeigen ein ähnliches „Belastungsbild“, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die Nutzung des Umfeldes die stoffliche „Belastung“ mitprägt. Dies wird durch den Einbezug eines emittentenfernen Waldgebietes im Bayerischen Wald und damit anderer ökologisch-struktureller Ausstattung zusätzlich verdeutlicht (siehe Abb. 5.1-2, S. 100)).

Des Weiteren konnte in Kap. 4 (S. 53) gezeigt werden, dass vermutlich auch die **Meereshöhe** Einfluss auf die PAK-Immissionen hat. Mit zunehmender Meereshöhe nehmen sowohl die Triebblängen und damit verbunden auch die Konzentrationen ab, wobei dieser Aspekt regional-klimatisch modifiziert werden kann.

Regional bestehen im Witterungsgeschehen große Unterschiede, die zu berücksichtigen sind, da sie zum einen Einfluss auf den PAK-Eintrag und zum anderen Einfluss auf die Empfindlichkeit (Wuchsbedingungen → Biometrie) eines Baumes haben können.

Wie in Kap. 2.1.3 (S. 24) dargestellt, konnte UMLAUF et al. (1994a,b) zeigen, dass die **Temperatur** einen wesentlichen Einfluss auf die Gas/Partikelverteilung der SOCs hat.

Neben der **Temperatur** könnten daher auch weitere klimatische Parameter wie **Niederschlagsmenge**, Anzahl der Tage mit **Nebel** (Auswascheffekte, Auskämmeffekte), **Schneebedeckung** (Schutz vor Ablagerung), **Sonnenscheindauer** (photochemischer Abbau), Anzahl der Tage mit **Frost** (Verschiebungen zwischen Gas-/Partikelphase) modifizierend auf die Stoffgehalte wirken.

Demgegenüber kann anhand der UPB-Daten geprüft werden, dass Niederschlagsereignisse vermutlich nur dann Bedeutung für den PAK-Gehalt haben, wenn Proben unmittelbar nach dem Einsetzen des Regens gewonnen werden.

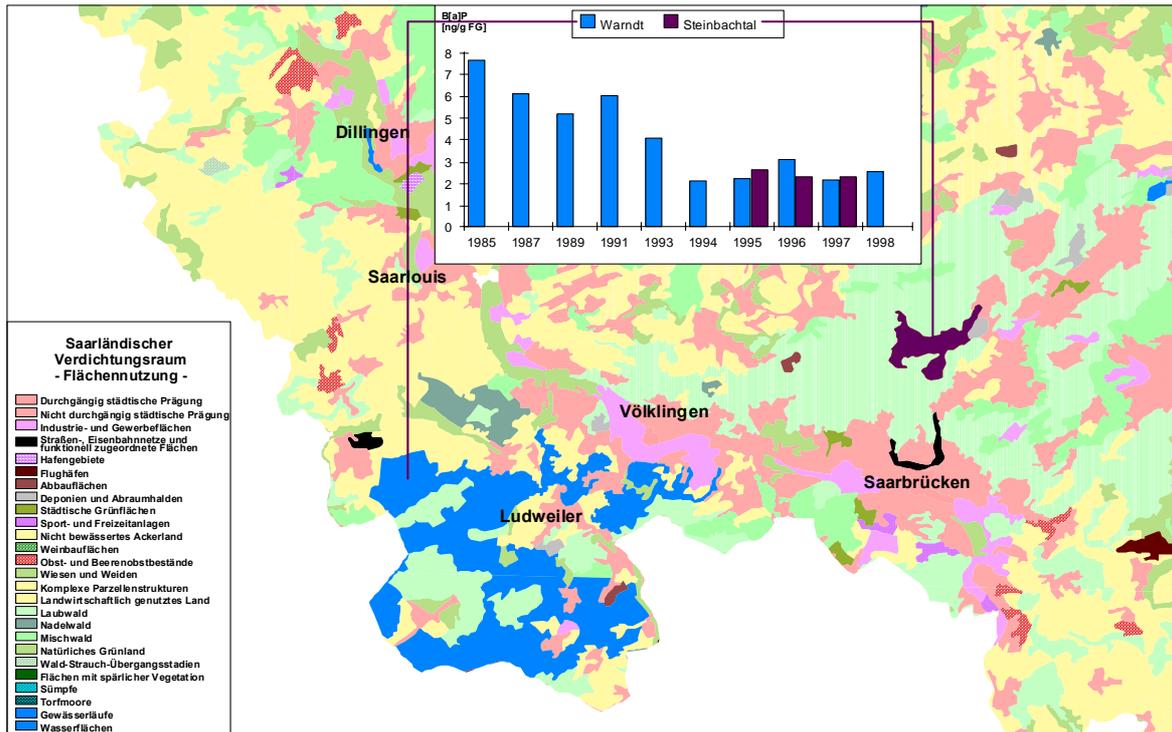


Abb. 5.1-1: Potentieller Einfluss der Flächennutzung auf die stoffliche Belastung eines Waldökosystems

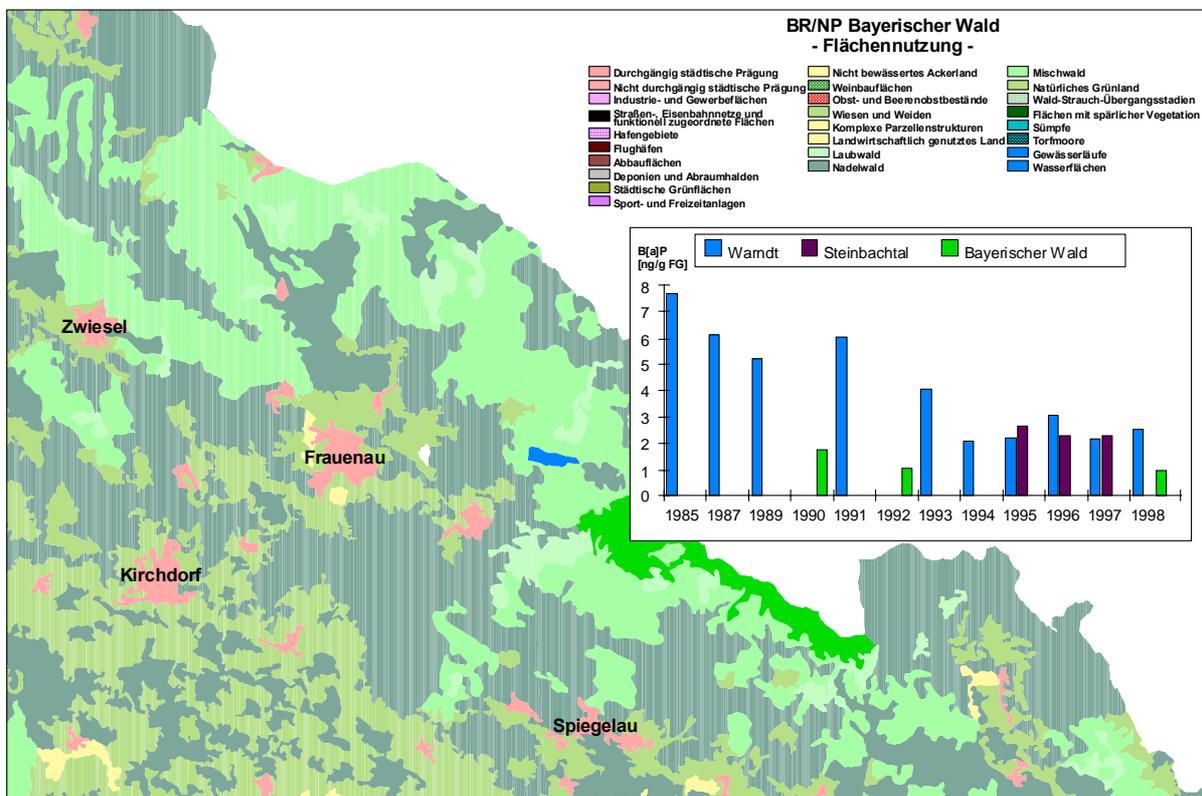


Abb. 5.1-2: Potentieller Einfluss der Flächennutzung auf die stoffliche Belastung eines Waldökosystems

1998 wurde im BR/NP Berchtesgaden ein Screening zur Überprüfung der Variabilität innerhalb der ausgewählten Probenahme­fläche durchgeführt. Dazu wurden 17 Einzelbäume¹⁰ beprobt, biometrisch charakterisiert und auf ihre Gehalte an ausgewählten Elementen und PAK analysiert.

Wie aus Abb. 5.1-3 (S. 102) beispielhaft ersichtlich, fallen die Bäume 9 und 10 durch deutlich erhöhte PAK-Konzentrationen auf. Da die PAK in der Atmosphäre sowohl gasförmig als auch partikelgebunden vorkommen, scheint es durch den Regen zu einer Auswaschung der PAK aus der Atmosphäre und zunächst zu einer Anreicherung auf der Probe gekommen zu sein. Unterhalb der Wolken gelangen luftgetragene SOCs durch Kollision mit Regentropfen in den Niederschlag. Die Temperatur nimmt hierbei Einfluss auf das Verteilungsgleichgewicht. Sinkende Temperaturen begünstigen sowohl die Auswaschung aus der Gasphase als auch aus der partikulären Phase, da der partikelgebundene Anteil der SOCs steigt (UMLAUF et al. 1994a). Im Benetzungswasser gelöste Substanzen können an der Oberfläche adsorbieren oder bei Quellung der Cuticula zusammen mit dem Benetzungswasser adsorbiert werden.

Der **Einfluss des Niederschlags** auf die PAK-Konzentrationen scheint jedoch nur zu Beginn des einsetzenden Regens eine Rolle zu spielen, denn die PAK-Konzentrationen im Blattmaterial, das vor dem Niederschlagsereignis und solchem, das am nächsten Tag, d.h. also nach dem Niederschlagsereignis, trocken eingelagert wurde, unterscheiden sich nicht. Es kann somit **nicht von einem Auswascheffekt aus den Blättern** gesprochen werden.

Da dies jedoch nur ein Beleg für die den Einfluss von Niederschlagsereignissen auf die PAK-Konzentrationen in Probenmaterial ist, soll der Faktor Niederschlagsmenge im Folgenden trotzdem mit in die Auswertung einbezogen werden. Hierfür sprechen auch Ergebnisse von KAUTENBURGER (1995), der einen li-

nearen Zusammenhang zwischen der Niederschlagsmenge und der Höhe des PAK-Eintrags in Graskulturen nachweisen konnte.

Die ökologische Bedeutung des **Nebels** liegt nach BAUMGARTNER (1970) in der Schwächung der Sonneneinstrahlung, der Hemmung der Transpiration und der Erhöhung des Niederschlages. In diesem Zusammenhang sind sicherlich auch erhöhte Auskämmeffekte zu nennen, die gerade bei Nadelbaumarten eine wichtige Rolle spielen können.

Über die Bedeutung der **relativen Luftfeuchte** für die Adsorption hydrophober Verbindung an Partikel ist bisher wenig bekannt. Man weiß jedoch, dass mit zunehmender relativer Feuchte eine Quellung der Aerosolen sowie Adsorption von Wassermolekülen auf der Partikeloberfläche erfolgt. Um die Bedeutung der relativen Luftfeuchte einschätzen zu können, wird dieser Parameter zusätzlich in die Auswertung einbezogen.

Tausendnadelgewicht und **Trieb­länge** sind biometrische Kenngrößen, die zusammen die Wüchsigkeit der Fichten in Abhängigkeit von einer Reihe von Faktoren wie Klima, Nährstoffversorgung, physiologischer Zustand usw. kennzeichnen. Daher können Tausendnadelgewicht und Trieb­länge als Indikatoren für das Wachstum der Fichten betrachtet werden und werden, um die regionalen Unterschiede diesbezüglich in der Auswertung berücksichtigen zu können, einbezogen.

¹⁰ Die Bäume 9 und 10 wurden bei einsetzendem Starkregen beprobt und mussten feucht eingelagert werden.

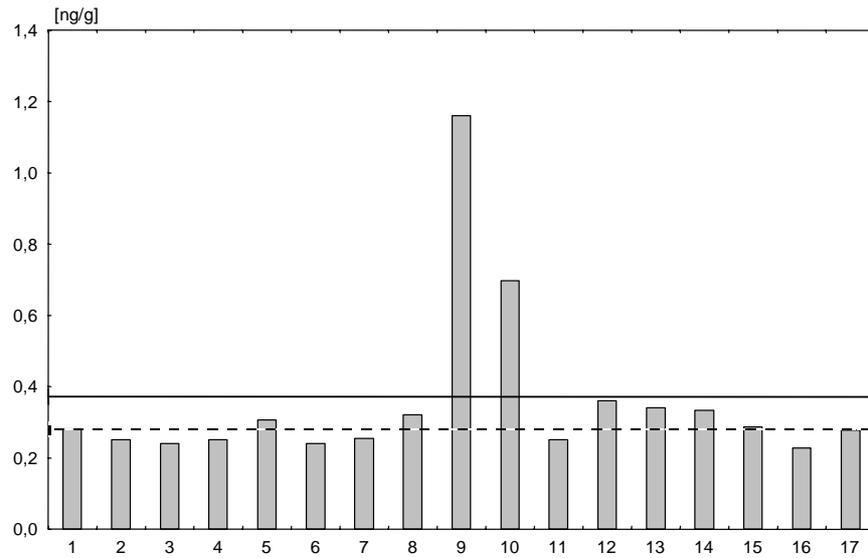


Abb. 5.1-3: Benz(a)pyren-Gehalte in 17 Einzelbäumen des Screenings 1998. Die schwarze Linie gibt den B(a)P-Gehalt des Homogenats aus 17 Bäumen an, die gestrichelte den Mittelwert der 15 richtliniengemäß, d.h. trocken, eingelagerten Proben (aus BARTEL & QUACK 2000).



Abb. 5.1-4: potentielle Einflussfaktoren auf die stoffliche „Belastung“ in Ökosystemen

5.2 Externe Daten

Wichtig für einen derartig großräumig angelegten Untersuchungsansatz ist die relative leichte Zugänglichkeit zu den erforderlichen Daten, d.h. es sollten weitgehend **bereits vorhandene Daten** zu den genannten Faktoren genutzt werden.

In Abb. 5.2-1 ist verdeutlicht, welche Daten zur Beschreibung der einzelnen Faktoren mit wahrscheinlicher Relevanz für die gemessene Immission (siehe Kap. 5.1, S. 99) in die Untersuchung einbezogen wurden.

Die im Rahmen dieser Arbeit und nicht innerhalb der Umweltprobenbank des Bundes erhobenen Daten werden im Folgenden dargestellt und als externe Daten beschrieben.

5.2.1 CORINE Land Cover (Daten zur Bodenbedeckung)

Das methodische Konzept zum Aufbau eines europaweit homogenen geographischen Datenbestandes über die Bodenbedeckung wurde in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre im Rahmen des damaligen Programms **CORINE** (CoORDination of INformation on the Environment) der Europäischen Kommission entwickelt. Das Programm verfolgt das Ziel, den potentiellen Nutzern Informationen über den Zustand der Umwelt zu liefern. Die inzwischen für ganz Europa abgeschlossene Erhebung von Bodenbedeckungsdaten basiert in erster Linie auf der Auswertung von Satellitenbildern. Als ergänzende Datenquellen zur Ableitung von insgesamt 44 Kategorien der Bodenbedeckung werden Luftbilder und topographische Karten herangezogen (siehe Abb. 5.2-2, S. 104).

 <p>Flächen-nutzung</p>	<ul style="list-style-type: none"> • CORINE (CoORDination of INformation on the Environment) – Deutschland, Frankreich • NATLAN (NATure/LANd Cover information package European)
 <p>Klima</p>	<ul style="list-style-type: none"> • DWD-Daten (Niederschlag, Temperatur, Windrichtungen und -stärken, Tage mit Nebel, etc.)
 <p>Topographie</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Digitale Geländemodelle, topographische Karten (GTOPO 30, U.S. Geological Survey Topographie)
 <p>Biometrie</p>	<ul style="list-style-type: none"> • UPB-Daten (Tausendnadelgewicht, Trieblänge)

Abb. 5.2-1: Daten zur Beschreibung der ökologisch-strukturellen Ausstattung im Umfeld der einzelnen Ökosysteme

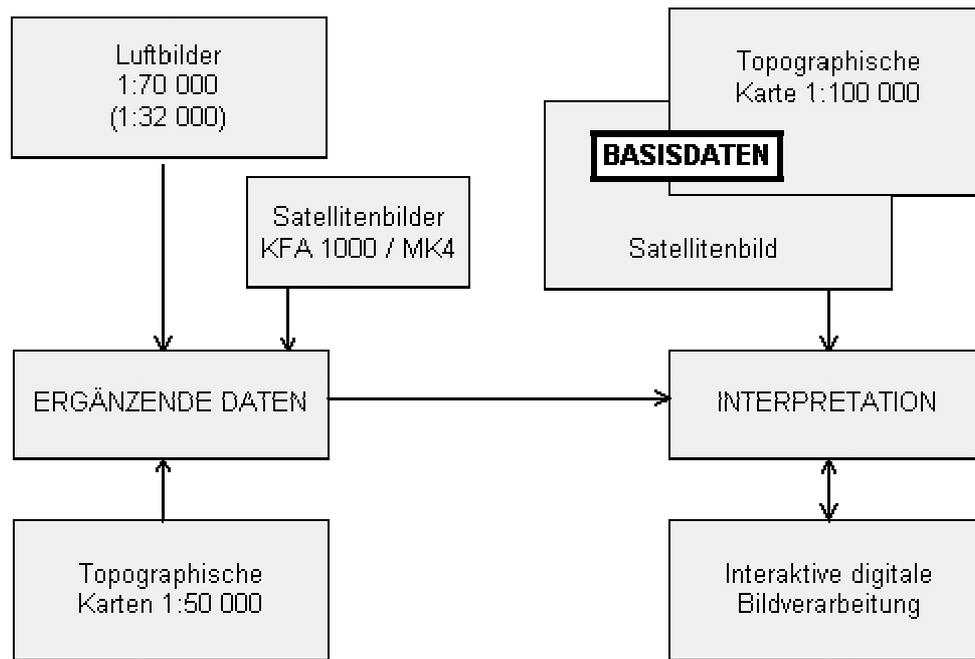


Abb. 5.2-2: Nutzung der Datenquellen (aus Statistisches Bundesamt 1997)

Die Datenerhebung in Deutschland wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom Statistischen Bundesamt koordiniert und von privaten Fachfirmen durchgeführt. Auf europäischer Ebene liegt die Verantwortung für die Datenerhebung bei der Europäischen Umweltagentur (EEA) und wird durch das Europäische Themenzentrum für Bodenbedeckung (European Topic Centre on Land Cover) koordiniert. Der Datenbestand über die Bodenbedeckung bildet dort ein Element des Umweltinformations- und Umweltbeobachtungsnetzwerkes EIONET (Environmental Information and Observation Network) der EEA (<http://www.satellus.se/projects/corine/index.asp>, <http://reports.eea.eu.int/COR0-landcover/en>, European Commission 1994).

Die Merkmale zur Beurteilung der Qualität der Daten lassen sich in zwei Kategorien einteilen. Die erste Kategorie bildet das Modell CORINE Land Cover, mit dessen Hilfe die Realität der Bodenbedeckung abgebildet wird. Die zweite ist die Realisierung der Datenerhebung, also die Anwendung des Modells im konkreten Falle der Datenerhebung. Die Merkmale des Mo-

dells CORINE Land Cover sind im "Technischen Handbuch CORINE Land Cover" beschrieben. Sie sind von der Europäischen Union vorgegeben und sollen von den nationalen Teams, die die Datenerhebung in den EU-Mitgliedsländern durchführen, nicht verändert werden.

Die Anwendung des Modells bei der Datenerhebung liegt im Verantwortungsbereich der nationalen Teams. Sie unterscheidet sich mehr oder weniger von Land zu Land, da allein schon die Landschaftsstrukturen, die erfasst werden, sehr unterschiedlich sind oder auch die Fernerkundungsdaten, die als zentrale Informationsquelle für die Datenerhebung verfügbar sind, sich unterscheiden. Die im Folgenden dargestellten Merkmale des Datenbestandes lassen sich untergliedern in die Punkte:

- Methode der Datenerfassung,
- Datenmodell,
- Erhebungsmaßstab,
- Erfassungsuntergrenzen,
- Nomenklatur der Bodenbedeckungen,
- Abwicklung der Datenerhebung,
- Aufbereitung der Satellitenbilder

- Prüfung der erhobenen Daten
- Datenvalidierung,
- geometrische Genauigkeit,
- Aktualität und
- Ergebnis der Datenvalidierung.

Der **Erfassungsmaßstab** des Projektes Land Cover beträgt 1:100.000. Für diesen Erfassungsmaßstab sprachen mehrere Gründe, die detailliert in den Erläuterungstexten zu den Daten zur Bodenbedeckung beschrieben sind. Zur Definition der **Erhebungseinheit** wurden folgende Kriterien herangezogen:

- ein Gebiet, dessen Bedeckung als homogen gelten kann oder einer Kombination von homogenen Einheiten, die in einem bestimmten räumlichen Zusammenhang zueinander stehen, so dass es nicht möglich ist, diese Einheiten räumlich oder spektral zu trennen,
- Gebiet muss in Anbetracht des Erfassungsmaßstabs eine genügend große Fläche im Gelände wiedergeben,
- Gebiet muss sich im Gelände eindeutig von den benachbarten Einheiten unterscheiden.

Im Rahmen des Projektes Land Cover stellt die Erhebungseinheit das konzeptbezogene In-

strument zur Gebietsanalyse hinsichtlich der Bodenbedeckung dar. Die Mindestgröße der Erhebungseinheit (**Erfassungsuntergrenze**) beträgt 25 ha.

Das folgende Modell stellt den "logischen Rahmen" dar, der für die Ausarbeitung der **Nomenklatur** des Projekts Land Cover verwendet wurde.

Die Nomenklatur des CORINE-Projekts Land Cover ist in drei Ebenen unterteilt:

- die erste Ebene (5 Positionen) beschreibt (mehr oder weniger abstrakt) die wichtigsten Klassen der Bodenbedeckung der Erde;
- die zweite Ebene (15 Positionen) lässt sich für Arbeiten in den Maßstäben 1:500.000 und 1:1.000.000 verwenden;
- die dritte Ebene mit 44 Positionen wird für das Projekt Land Cover im Maßstab 1:100.000 verwendet

und kann in bestimmten oder auch allen Positionen um eine vierte Ebene erweitert werden (siehe Tab. 5.2-1, S. 106). Ein detaillierter Schlüssel mit genauen Begriffsbestimmungen befindet sich im Anhang (ab S. 258).

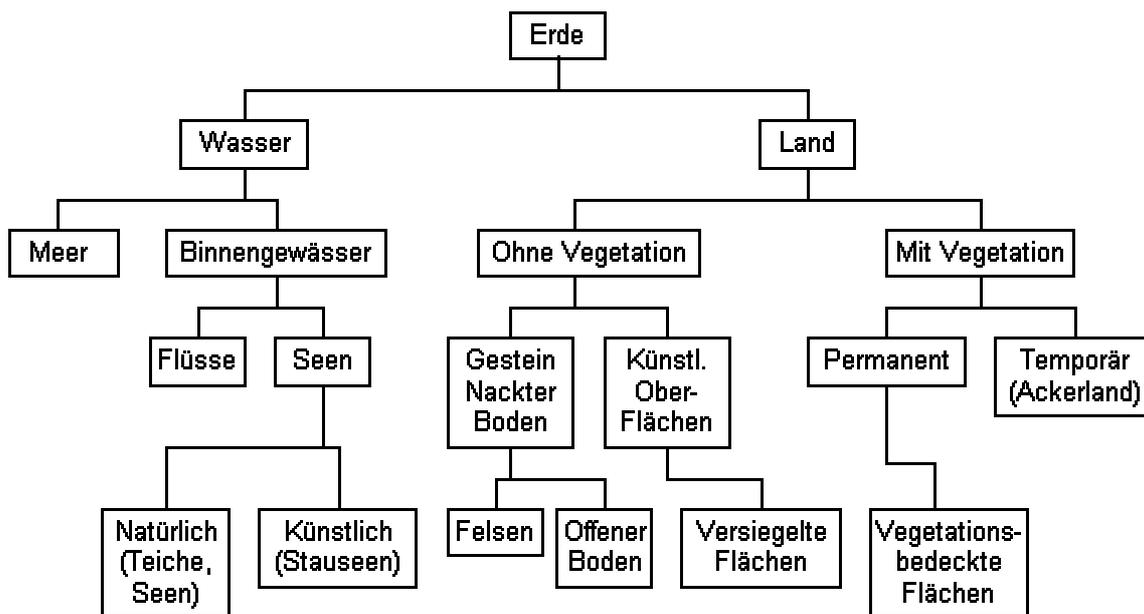


Abb. 5.2-3: Theoretischer Aufbau einer Nomenklatur der Bodenbedeckung (aus Statistisches Bundesamt 1997)

Tab. 5.2-1 CORINE Land Cover Nomenklatur (aus Statistisches Bundesamt 1997)

CORINE Land Cover Nomenklatur der Bodenbedeckungen		
Ebene 1 Bereiche	Ebene 2 Gruppen	Ebene 3 Arten
1. Bebaute Flächen	1.1 Städtisch geprägte Flächen 1.2 Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen 1.3 Abbauflächen, Deponien und Baustellen 1.4 Künstlich angelegte, nicht landwirtschaftlich genutzte Grünflächen	1.1.1 Durchgängig städtische Prägung 1.1.2 Nicht durchgängig städtische Prägung 1.2.1 Industrie- und Gewerbeflächen 1.2.2 Straßen-, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen 1.2.3 Hafengebiete 1.2.4 Flughäfen 1.3.1 Abbauflächen 1.3.2 Deponien und Abraumhalden 1.3.3 Baustellen 1.4.1 Städtische Grünflächen 1.4.2 Sport- und Freizeitanlagen
2. Landwirtschaftliche Flächen	2.1 Ackerflächen 2.2 Dauerkulturen 2.3 Grünland 2.4 Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur	2.1.1 Nicht bewässertes Ackerland 2.1.2 Regelmäßig bewässertes Ackerland 2.1.3 Reistfelder 2.2.1 Weinbauflächen 2.2.2 Obst- und Beerenobstbestände 2.2.3 Olivenhaine 2.3.1 Wiesen und Weiden 2.4.1 Einjährige Kulturen in Verbindung mit Dauerkulturen 2.4.2 Komplexe Parzellenstrukturen 2.4.3 Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürl. Bodenbedeckung von signifik. Größe 2.4.4 Land- und forstwirtschaftliche Flächen
3. Wälder und naturnahe Flächen	3.1 Wälder 3.2 Strauch- und Krautvegetation 3.3 Offene Flächen ohne / mit geringer Vegetation	3.1.1 Laubwälder 3.1.2 Nadelwälder 3.1.3 Mischwälder 3.2.1 Natürliches Grünland 3.2.2 Heiden und Moorheiden 3.2.3 Hartlaubbewuchs 3.2.4 Wald-Strauch-Übergangsstadien 3.3.1 Strände, Dünen und Sandflächen 3.3.2 Felsflächen ohne Vegetation 3.3.3 Flächen mit spärlicher Vegetation 3.3.4 Brandflächen 3.3.5 Gletscher und Dauerschneegebiete
4. Feuchtfächen	4.1 Feuchtfächen im Landesinnern 4.2 Feuchtfächen an der Küste	4.1.1 Sümpfe 4.1.2 Torfmoore 4.2.1 Salzwiesen 4.2.2 Salinen 4.2.3 In der Gezeiterzone liegende Flächen
5. Wasserflächen	5.1 Wasserflächen im Landesinnern 5.2 Meeresgewässer	5.1.1 Gewässerläufe 5.1.2 Wasserflächen 5.2.1 Lagunen 5.2.2 Mündungsgebiete 5.2.3 Meere und Ozeane

Stand: 17.02.1989 (endgültige Fassung)

Für diese Arbeit wurden aus dem Gesamtprojekt CORINE Land Cover Daten aus den Ländern Deutschland, Frankreich, Österreich und der Tschechischen Republik verwendet (siehe Abb. 5.2-4).

Für die Untersuchungsgebiete, deren ange-setzter Untersuchungsradius von 50 km inner-

halb von Deutschland liegt, wurden die Daten zur Bodenbedeckung des Statistisches Bundesamtes (Wiesbaden) genutzt. Für grenznahe Gebiete wie Berchtesgaden, den Bayerischen Wald und den Saarländischen Verdichtungsraum wurde zusätzlich – je nach Grenzlage – auf die unten aufgeführten Datenquellen zurückgegriffen.

Tab. 5.2-2: Informationen zu den einzelnen Datenquellen

Geographische Abdeckung	Datentyp	Projektion	Quelle
Deutschland – alte Länder	Vektor	Gauß-Krüger Projektion Bessel-Ellipsoid Zentralmeridian 9deg. östl. Länge	Statistisches Bundesamt (Wiesbaden)
Deutschland – neue Länder	Vektor	Gauß-Krüger Projektion Krassowsky-Ellipsoid Zentralmeridian 15deg. östl. Länge	Statistisches Bundesamt (Wiesbaden)
Frankreich	Vektor	Lambert-Projektion Clarke-Ellipsoid Zentralmeridian 2 20 14.025	<i>ifen</i> (Institut Français de l'Environnement)
Österreich	Raster (250 m)	Lambert_azimuthal-Projektion Spheroid: DEFINED Major Axis: 6370997.00000 Minor Axis: 0.00000 Parameters: radius of the sphere of reference 6370997.00000 longitude of center of projection 9 0 0.000 latitude of center of projection 48 0 0.000 false easting (meters) 0.00000 false northing (meters) 0.00000	European Environment Agency NATure/LANd Cover informa- tion package (NATLAN) European
Tschechische Republik	Raster (250 m)	siehe Österreich	European Environment Agen- cy NATure/LANd Cover informa- tion package (NATLAN) European

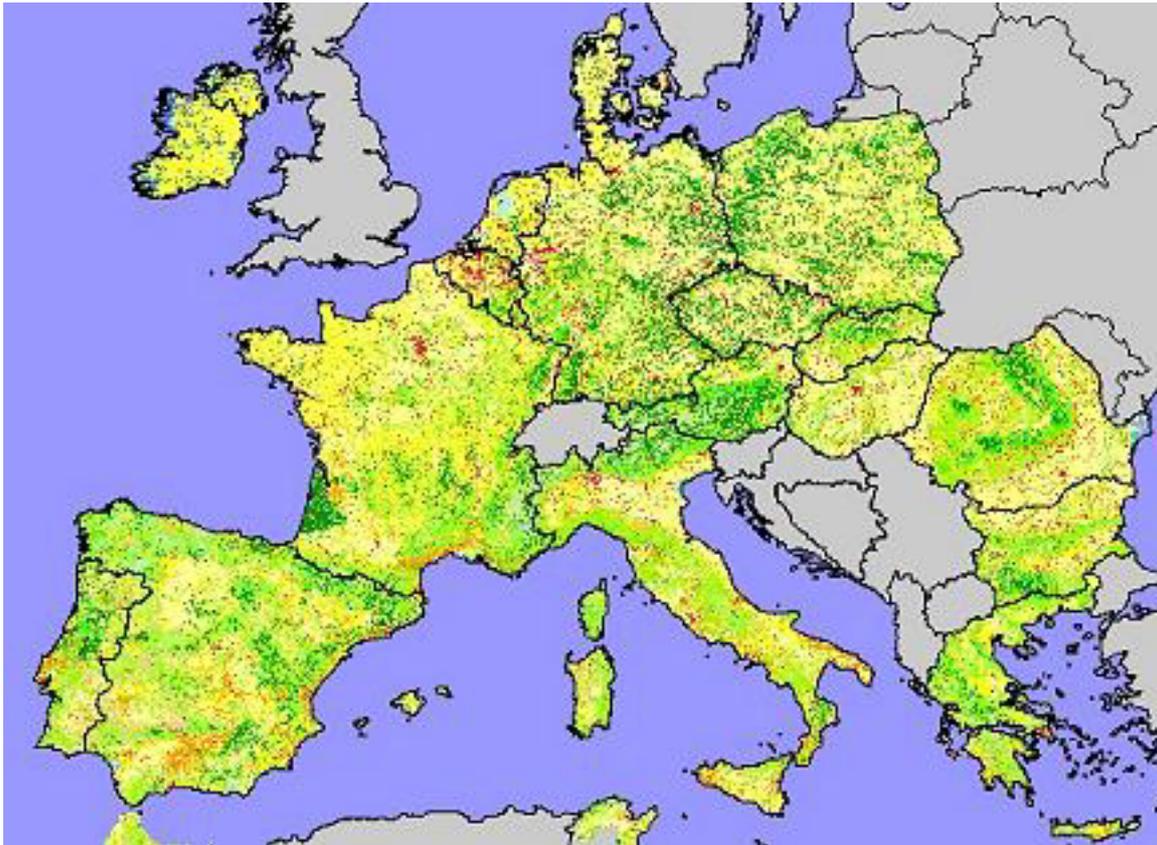


Abb. 5.2-4: Gesamtüberblick zur Bodenbedeckung in Europa (aus: <http://webferret.search.com/click?sl,webferret.54.268.1139.frame.0.%2BCorine+%2BLand+%2BCover.0,http%3A%2F%2Fetc%2Esatellus%2Ese%2F>)

5.2.2 Klimadaten

Um den klimatischen Aspekt innerhalb der betrachteten Ökosysteme in den jeweiligen Jahren beschreiben zu können, wurden zunächst geeignete Klimastationen, die zudem noch alle gewünschten Parameter erheben, gesucht.

Leider ist es schwierig, geeignete Stationen, d.h. Stationen, die in der Nähe der Probenahme­flächen und in annähernd gleicher Höhe ü. NN liegen, zu finden. Da die Betreuung der Stationen teilweise ehrenamtlich erfolgt, gibt es zudem häufig große Erhebungslücken bzw. die Stationen setzen die Erhebung ganz oder zumindest für einen längeren Zeitraum aus.

In Tab. 5.2-3 sind die Probenahmegebiete und die letztendlich ausgewählten Stationen aufgeführt.

Abb. 5.2-5 (S. 110) verdeutlicht die räumliche Lage der DWD-Stationen zu den Probenahme­flächen der Umweltprobenbank beziehungsweise zu den Validierungsgebieten.

Tab. 5.2-3: Stationszuordnung

Probenahme- gebiet	Station	Geogr. Ko- ordinaten	Stations-ID	Mess- netz	Höhe	Bun- des- land	Zeitraum
Oberbayer. Tertiär- hügelland	Altomuenster- Pipinsried	48 24,11 17	4116	KL	500	BY	01.1990-08.2001
Bayerischer Wald	Grosser Arber	49 07, 13 08	4489	KL	1437	BY	01.1990-09.2001
Berchtesgaden	Ruhpolding	47 44, 12 41	4443	KL	1640	BY	01.1990-08.2001
Bornhöveder Seengebiet – Be- lauer See	Wahlstedt	53 57, 10 13	3185	KL	45	SH	01.1990-08.2001
Bornhöveder Seengebiet – Neu- münster	Neumünster	54 05, 09 59	1449	KL	26	SH	01.1990-08.2001
Saarländischer Ver- dichtungsraum – Warndt	VK-Kraftwerk Fenne	49 15, 06 53	2108	KL	188	SL	01.1990-12.1999
Steinbachtal	Saarbrücken-St. Johann	49 13, 07 07	2100	KL	319	SL	01.1990-03.2001
Hochharz	Brocken (Wst)	51 48, 10 37	3185	KL	1142	SA	01.1990-08.2001
Dübener Heide	Klitzschen bei Torgau	51 38, 12 35	2641	RR	118	S	10.1994-09.2001
Solling	Holzminden- Silberborn	51 46, 09 33	1552	KL	440	NS	01.1990-08.2001
Mecklenburg	Neubrandenburg		3042				01.1990-08.2001
Erzgebirge	Carlsfeld (AWST)	50 26, 12 37	4435	KL	897	S	01.1997-08.2001
Hunsrück – Trier	Deuselbach	49 46, 07 03	2278	KL	480	RP	01.1990-08.2001
Westerwald – Hai- ger	Dillenburg	50 44, 08 17	2606	KL	277	H	01.1990-08.2001
Fränkisches Keu- per-Trias-Land – Wassertrüdingen	Gunzenhausen (Altmuehls.)	49 08, 10 45	4069	KL	413	BY	01.1990-12.2000
Rothaargebirge – Schmallenberg	Winterberg	51 12, 08 32	1598	KL	681	NRW	01.1990-08.2001
Fläming – Belgig	Wiesenburg	52 07, 12 38	3350	KL	187	BR	01.1990-08.2001

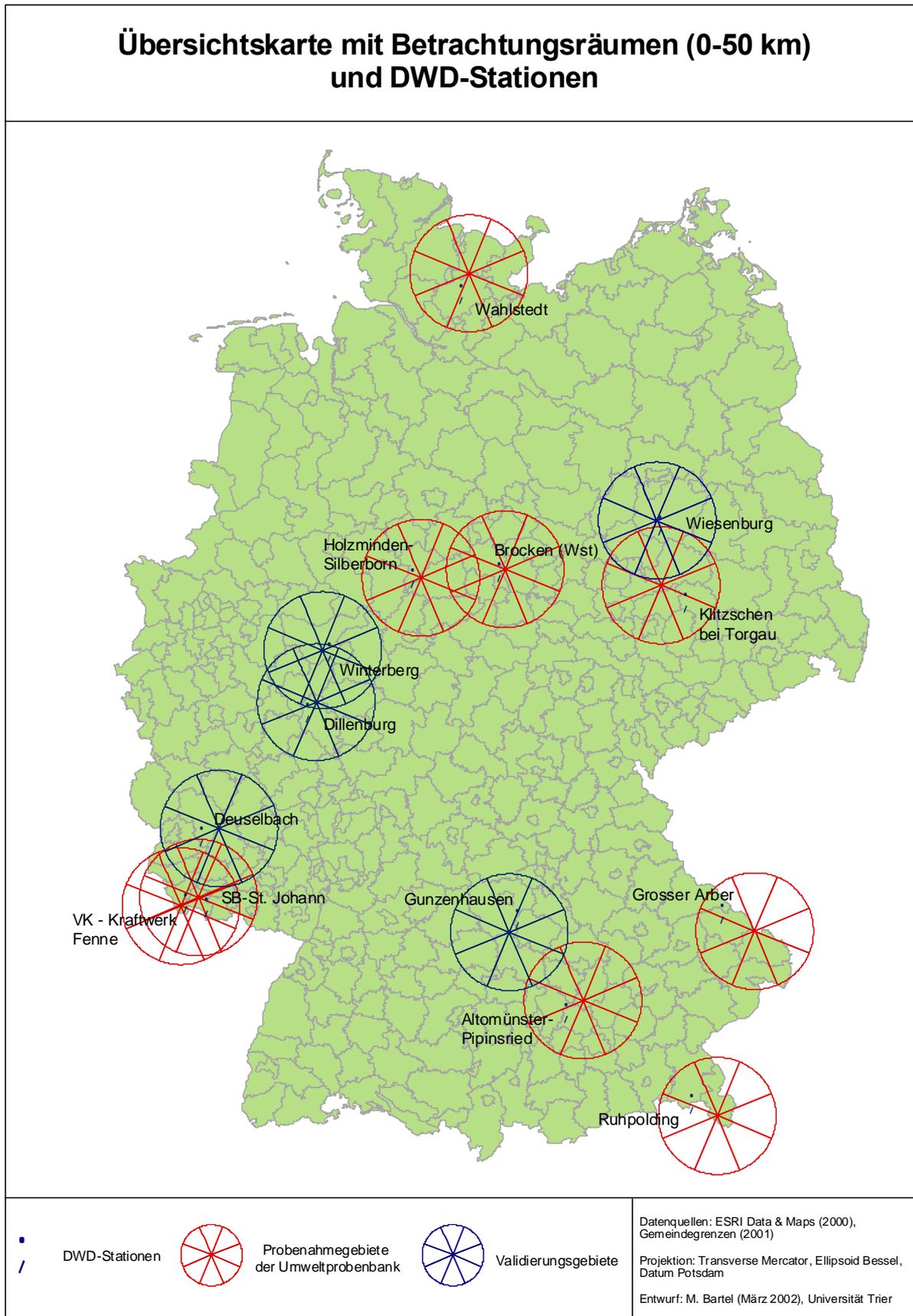


Abb. 5.2-5: Lage der DWD-Stationen

Vom nationalen Wetterdienst der Bundesrepublik Deutschland (DWD) wurden folgende Daten von den in Tab. 2.2-2, S. 36 dargestellten Stationen für wissenschaftliche Zwecke zur Verfügung gestellt:

12 Monatswerte und der Jahreswert

- des mittleren Tagesmittel der **Lufttemperatur** [$1/10$ mm]
- der Summe der täglichen **Neuschneehöhen** [$1/10$ cm]
- der Summe der täglichen **Niederschlagshöhe** [$1/10$ cm]
- der Zahl der **Frosttage** (Temperaturminimum lt 0 °C)
- der **Bewölkung** in 1/10%
- der Zahl der Tage mit **Nebel**
- der mittleren täglichen Sonnenscheindauer [$1/10$ h]

sowie die **Windrichtungen** in 32teil und Windstärke in Bft zu den Termin 1 (7:30 Uhr MEZ), 2 (14:30 Uhr MEZ) und 3 (21:30 Uhr MEZ) bis 3/2001. Ab 04/2001 erfolgen die Messungen jeweils um 06:50, 12:50, 18:50 MEZ.

Diese Daten wurden zur Verwaltung und Auswertung in eine **MSAccess-Datenbank** überführt (siehe Kap. 5.3, S. 113), die im Rahmen des Projektes Umweltprobenbank des Bundes genutzt und entsprechend hier vorhandener Fragestellungen erweitert werden kann. Mit dieser Datenbank ist der Grundstein zur Integration externer Daten in die Auswertungen der UPB-Daten gelegt, was bisher nicht möglich war.

5.2.3 Höhenmodell (GTOPO30-Global Topographic Data)

GTOPO30 ist ein globales digitales Geländemodell (DEM) mit einem horizontalen Rasterfeldabstand von 30 Bogensekunden (0.0083333333333333 Grad = ungefähr 1 Kilometer), das über das Internet zu beziehen ist (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/form.html>).

GTOPO 30 wurde aus mehreren unterschiedlichen Raster- und Vektorquellen mit topographischen Informationen abgeleitet. Zur einfacheren Handhabung ist GTOPO30 in Fliesen geteilt worden, die separat gewählt werden können.

GTOPO30 wurde über einen Zeitraum von drei Jahren in Gemeinschaftsarbeit von mehreren Institutionen entwickelt und 1996 fertiggestellt. Weitere Informationen zu GTOPO30 finden sich unter <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/README.html>.

Die Daten sind in geographischen Koordinaten abgelegt. Detaillierte Informationen zur Projektion finden sich in Tab. 5.2-4.

Tab. 5.2-4: Projektionsinfos zu GTOPO30

Projection	GEOGRAPHIC
Datum	WGS84
Zunits	METERS
Units	DD
Spheroid	WGS84
Xshift	0.0000000000
Yshift	0.0000000000
Parameters

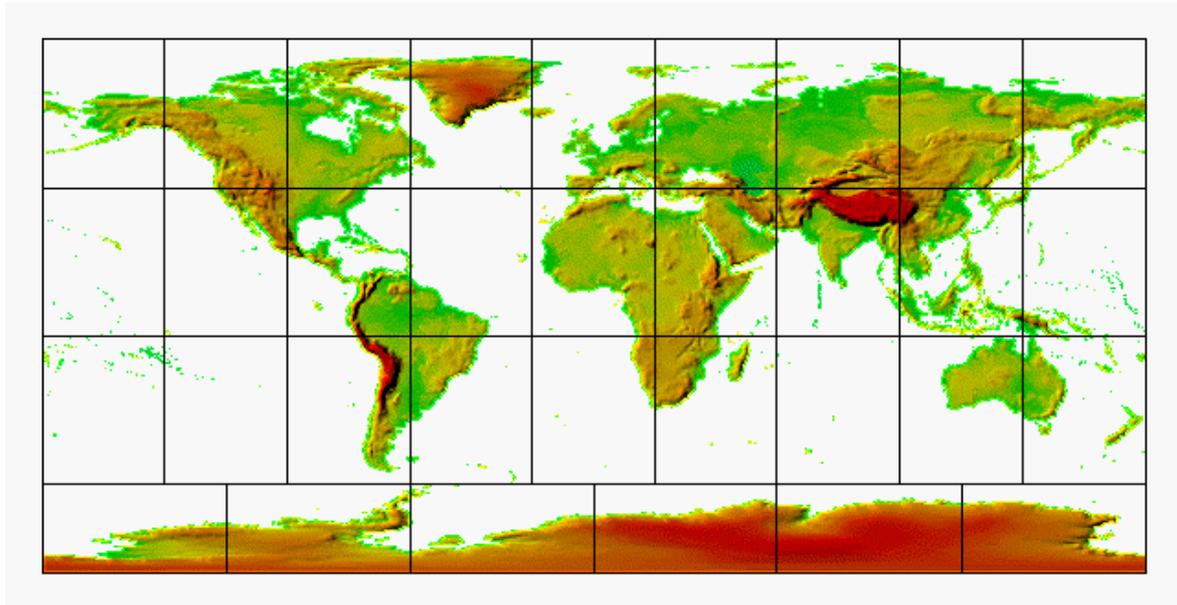


Abb. 5.2-6: GTOPO30 (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.html>)

5.3 Aufbau einer Datenbank und GIS

Zur sinnvollen und effektiven Verwaltung aller oben ausführlich beschriebenen Daten wurde, wie bereits erwähnt, eine MSAccess-Datenbank angelegt, die neben Verwaltungsfunktionen auch Analysefunktionen erfüllen sollte. Diese Datenbank diente als Kernstück zur Aufbereitung der Daten für Prognoseberechnungen mit Hilfe eines künstlichen neuronalen Netzes.

Die Datenbank sollte hierbei so konzipiert werden, dass sie auch für weitergehende Auswertungen im Rahmen des Projektes Umweltprobenbank des Bundes nutzbar ist. Aus diesem Grund wurden die DWD-Klimastationen den entsprechenden Probenahmegebieten (Informationssystem Umweltprobenbank (IS UPB))

Version 3.30 – Grundlagen) zugeordnet. Hiermit ist es also möglich, für Probenahmegebiete geeignete Klimastationen zu selektieren und die dort erhobenen Klimadaten auszuwerten.

Da die Daten der Statistischen Bundesämter kreisbezogen erhoben werden, konnten diese nicht direkt einem Probenahmegebiet zugeordnet werden und sind daher kreisbezogen abgelegt worden, wobei die Verknüpfung zum GIS anhand eines Schlüsselfeldes [Kreis_ID] realisiert wurde.

Mit dem GIS aufbereitete Daten sind extern auch im GIS abgelegt, können bei Bedarf aber auch in der relationalen Datenbank integriert werden, was aber für die Ziele dieser Arbeit nicht notwendig war.

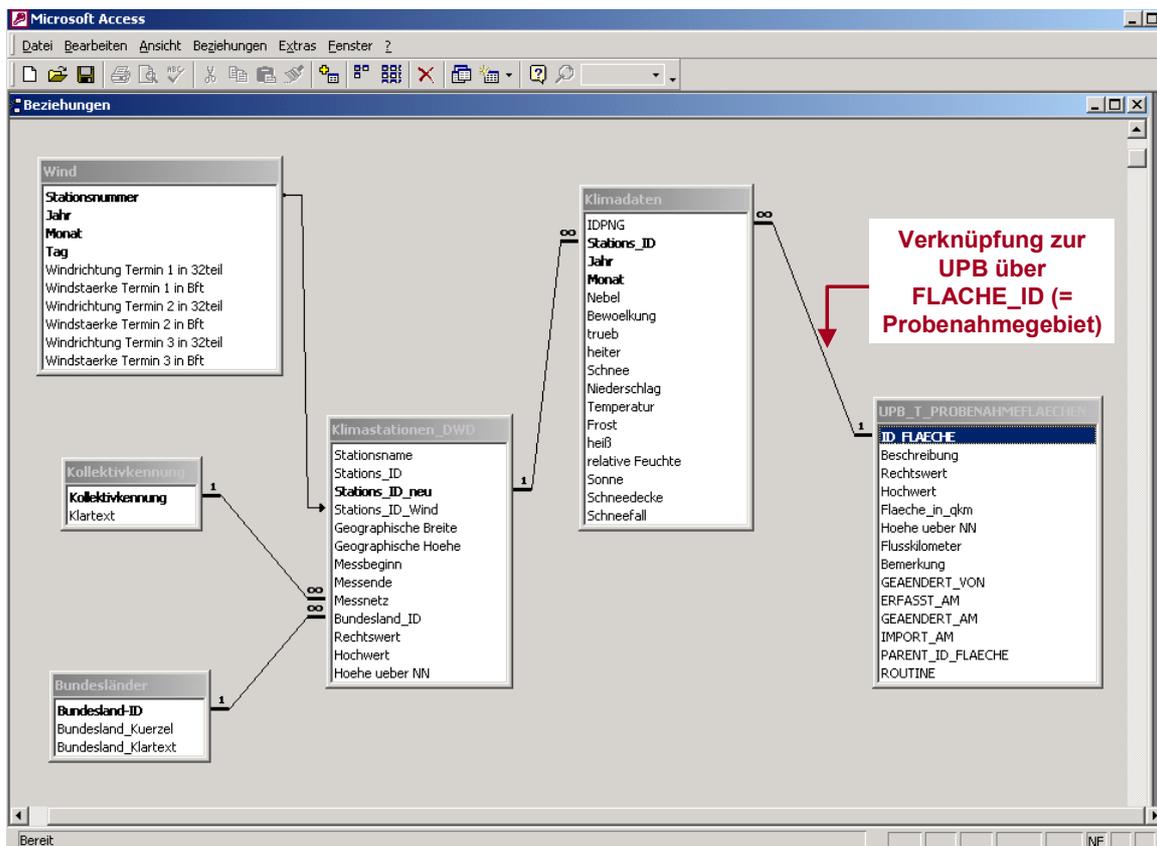


Abb. 5.3-1: Datenbankstruktur Klimadaten

UPB_T_Probenahmeplaechen : Tabelle													
ID_FLAECHE	Beschreibung			Rechtswert	Hochwert	Flaeche_in_qkm	Hoehe ueber NN	Flusskilometer	B				
+	1268	PNF 08, Höhe 910m über NN		4567,625	5271,05		910						(AI)
+	1269	PNF 09, Höhe 860m über NN		4568,125	5271,3		860						(AI)
+	1270	PNF 10, Höhe 780m über NN		4568,475	5272,675		780						(AI)
+	1900	Randgebiet											
+	1901	Forsthaus		4574,83	5273,15								(AI)
+	1902	Jennerbahn-Talstation		4574,97	5272,975	0,015							(AI)
-	2000 Saarländischer Verdichtungsraum												
Stations_ID	Jahr	Monat	Nebel	Bewoelkung	trueb	heiter	Schnee	Niederschlag	Temperatur	Frost	heiß		
4343	1993	1	5	72	17	3	0	886		46	14		
6190	2001	12											
4343	1993	2	5	83	22	2	6	171		4	19		
4343	1993	3	1	50	7	8	0	73		59	16		
4343	1993	4	2	67	11	2	0	376		117	1		
4343	1993	5	1	63	10	3	0	814		152	0		
4343	1993	6	0	58	9	6	0	253		180	0		
4343	1993	7	0	69	12	2	0	817		181	0		
4343	1993	8	0	61	8	2	0	229		178	0		
4343	1993	9	1	79	18	2	0	1089		132	0		
4343	1993	10	0	81	20	1	0	704		89	0		
4343	1993	11	1	84	21	0	0	138		22	13		
4343	1993	12	2	93	26	0	3	2412		51	7		
4343	1994	1	0	83	20	1	1	981		42	10		
4343	1994	2	2	87	19	0	9	617		24	11		
4343	1994	3	1	88	23	0	0	652		81	3		
4343	1994	4	1	87	24	0	0	497		90	2		
4343	1994	5	2	79	16	1	0	836		139	0		
4343	1994	6	0	69	10	1	0	410		180	0		
4343	1994	7	0	56	6	2	0	254		232	0		
4343	1994	8	0	64	10	3	0	442		189	0		
4343	1994	9	3	81	19	0	0	1005		143	0		

Datensatz: 1 von 534

Abb. 5.3-2: Zuordnung der DWD-Stationen zu den Probenahmeflächen der UPB

5.4 Multivariate Statistik – Faktorenanalyse

Zum Anwendungsfeld der Faktorenanalyse gehören vor allem explorative Studien, in denen für die wechselseitigen Beziehungen vieler Variablen ein einfaches Erklärungsmodell gesucht wird. Damit ist die Faktorenanalyse ein Verfahren, das eine größere Anzahl von Variablen anhand der gegebenen Fülle auf eine kleinere Anzahl unabhängiger Einflussgrößen, die als Faktoren oder Komponenten bezeichnet werden, zurückführt. Dabei werden Variablen, die untereinander stark korrelieren (Pearson-Korrelationskoeffizienten), zu einem Faktor (Komponente) zusammengefasst. Variablen aus verschiedenen Faktoren/Komponenten korrelieren untereinander gering. Ziel der Faktorenanalyse ist es also, solche Faktoren zu

ermitteln, welche die beobachteten Zusammenhänge zwischen den gegebenen Variablen am besten und möglichst vollständig erklären (BÜHL & ZÖFEL 2000).

Mit Hilfe der Faktorenanalyse sollten erste Hinweise auf die Relevanz der doch sehr vielen einzelnen Parameter für die gemessene Immission gewonnen werden, um so eine erste Einschränkung vornehmen zu können. Die Faktorladungen können als Korrelationskoeffizienten zwischen den Komponenten (Faktoren) und den betreffenden Variablen angesehen werden. Wie Tab. 5.4-1 ersichtlich, sammelt Komponente 1 alle PAK (siehe roter Rahmen) und Variablen (rot und fett dargestellt), die im Zusammenhang mit der PAK-Immission stehen könnten, weil diese positiv oder negativ mit der Komponente 1 korrelieren.

Tab. 5.4-1: Rotierte Komponentenmatrix

Variablen	Komponenten							
	1	2	3	4	5	6	7	8
3103	,888	-,192	,206	4,807E-02	-1,589E-02	,260	,245	4,984E-02
3104	,758	-3,665E-02	,381	-,149	,101	,437	,140	-,188
3105	,940	-,179	,158	7,985E-02	-2,314E-02	,131	,178	-6,651E-02
3110	,970	-,133	7,559E-02	7,338E-02	-5,090E-02	-4,191E-02	,144	7,042E-02
3115	,980	-9,486E-02	1,456E-02	6,574E-02	-7,639E-02	-8,037E-02	9,244E-02	-7,394E-02
3120	,915	-,171	,245	,106	-5,991E-02	,111	,170	-,129
3130	,974	-3,717E-02	5,504E-02	-4,083E-02	-6,601E-03	-6,588E-02	2,115E-02	-,200
3135	,957	-,134	,155	8,242E-02	-4,854E-03	6,111E-02	,112	-,136
3145	,967	-,187	-3,489E-02	-2,891E-02	1,200E-02	-4,034E-02	4,951E-02	-,151
3150	,967	-,162	-9,455E-02	1,446E-02	2,337E-02	-,113	5,403E-02	-,114
3155	,963	-,158	-,134	-9,452E-02	2,757E-02	-,120	3,925E-02	-6,667E-02
3165	,938	-,247	-,163	-9,475E-02	6,172E-02	-8,217E-02	3,225E-02	-,108
3170	,972	-,159	-6,034E-02	-8,475E-02	-2,648E-03	-9,372E-02	6,959E-02	-7,403E-02
3175	,945	-,199	-,145	-9,289E-02	4,127E-02	-,131	2,780E-02	-,137
3180	,907	-,220	-7,032E-02	-,133	-1,893E-02	-,183	-3,883E-02	-,265
3185	,811	-,490	-,183	-,132	,133	-2,355E-02	,135	-,118
Expositionswert	-,617	-,464	-,524	,300	,123	-3,065E-02	,149	5,488E-03
Frost	-,602	,111	-,244	-,148	,230	7,098E-02	-,679	-,157
Höhe	-,461	,497	-,324	-,385	,261	-,279	-,377	-7,199E-03
Kreis 0-25 km - Nutzung 111	,883	-,144	-5,553E-02	-,130	-,324	-,146	1,947E-02	,231
Kreis 0-25 km - Nutzung 112	,871	-,179	-2,537E-02	-2,224E-03	-,238	-7,678E-03	,113	,374
Kreis 0-25 km - Nutzung 121	,913	-6,396E-02	8,321E-04	-9,195E-02	-,124	,207	,118	,287

Fortsetzung Tab. 5.4-1

Variablen	1	2	3	4	5	6	7	8
Kreis 0-25 km - Nutzung 122	,961	6,930E-04	-7,039E-02	4,001E-02	-5,813E-02	-,135	,108	,191
Kreis 0-25 km - Nutzung 123	,762	-6,456E-02	-9,050E-02	,584	-3,025E-02	-,166	,152	,122
Kreis 0-25 km - Nutzung 124	,879	-3,046E-02	,275	-,122	1,799E-02	,191	,118	-,294
Kreis 0-25 km - Nutzung 131	-1,690E-02	-,138	,292	-7,885E-02	7,968E-02	,925	,164	4,686E-03
Kreis 0-25 km - Nutzung 132	,985	-1,781E-02	2,495E-03	-6,687E-02	-,107	3,739E-02	-8,885E-03	,113
Kreis 0-25 km - Nutzung 141	,842	-6,298E-02	,106	,316	-4,668E-02	-,300	,163	,240
Kreis 0-25 km - Nutzung 142	,325	-,327	-,116	,780	-,363	-,149	,103	1,477E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 211	-,141	-,522	,606	,319	-,327	,197	,304	1,155E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 222	,796	-2,215E-02	-,160	-,159	-,101	-3,330E-02	,151	,530
Kreis 0-25 km - Nutzung 231	-6,601E-02	,115	-,372	,195	,848	-,267	-7,472E-03	-,122
Kreis 0-25 km - Nutzung 242	,529	-,225	,418	,215	-9,720E-02	-,579	,305	,105
Kreis 0-25 km - Nutzung 243	,887	-,171	,246	-9,704E-02	3,307E-02	-3,051E-02	,151	,298
Kreis 0-25 km - Nutzung 311	,399	-,314	-,452	-,255	-,599	-8,434E-02	,264	-,194
Kreis 0-25 km - Nutzung 312	-,611	7,711E-02	-,196	-,290	,346	8,490E-02	-,608	-3,862E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 313	3,034E-02	,741	-,517	-,297	,225	-8,433E-02	-,134	,136
Kreis 0-25 km - Nutzung 321	-,268	,934	-,204	-3,356E-02	7,705E-02	-3,896E-02	3,979E-02	-6,059E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 322	-,277	,867	-8,085E-02	-,100	-9,641E-02	,335	-,181	-3,770E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 324	-,258	,267	-,417	-,220	,725	-,132	-,307	-5,286E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 332	-,244	,957	-,136	-3,783E-02	-1,234E-02	-2,638E-02	5,314E-02	-3,996E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 333	-,244	,957	-,136	-3,783E-02	-1,234E-02	-2,638E-02	5,314E-02	-3,996E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 335	-,244	,957	-,136	-3,783E-02	-1,234E-02	-2,638E-02	5,314E-02	-3,996E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 411	,467	-,186	-,101	,188	,755	,263	-5,178E-02	-,244
Kreis 0-25 km - Nutzung 412	-,151	-,172	-,134	,959	-3,550E-02	-3,150E-02	-7,261E-02	-5,335E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 511	-8,530E-02	7,173E-02	,274	-,131	,167	,902	,229	-1,865E-02
Kreis 0-25 km - Nutzung 512	-8,085E-02	-9,092E-02	-1,057E-02	,984	-1,322E-02	,114	3,518E-02	-4,169E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 111	-,106	-,231	,946	5,225E-02	7,387E-02	-2,939E-02	,175	4,063E-03
Kreis 25-50 km - Nutzung 112	-4,149E-02	-,489	,787	-6,873E-03	-,341	3,351E-03	,146	-4,623E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 121	,251	-,336	,871	-,136	-,155	8,815E-02	1,244E-02	-,120
Kreis 25-50 km - Nutzung 122	,332	-,223	,865	-,268	-9,664E-02	-9,202E-02	4,350E-02	3,224E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 123	-6,464E-02	-,128	-4,967E-02	,981	2,466E-02	-3,903E-02	,106	-4,152E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 124	-5,745E-02	-,158	,879	-,169	8,493E-02	7,838E-02	,276	,283
Kreis 25-50 km - Nutzung 131	-,234	-,262	,383	-,165	-,110	,824	-,104	3,455E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 132	,615	-,309	,124	,429	-,482	7,889E-02	-,294	4,392E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 141	-,378	-,223	,873	-5,945E-02	-5,272E-02	2,213E-02	,148	,132
Kreis 25-50 km - Nutzung 142	-,217	-,430	,526	,653	-,240	2,971E-02	8,024E-02	1,421E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 211	-,251	-,761	,297	7,328E-03	-,349	,373	-6,023E-02	-6,991E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 221	,933	2,306E-02	-8,994E-02	-,142	-7,434E-02	-,156	8,625E-02	,253
Kreis 25-50 km - Nutzung 222	,843	-7,302E-02	,118	-,173	-,220	,352	-,248	-7,445E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 231	,202	,671	-,360	,328	,448	-,265	2,111E-02	1,430E-03
Kreis 25-50 km - Nutzung 242	,578	-,154	,187	-,148	,324	-,673	6,654E-02	,150
Kreis 25-50 km - Nutzung 243	,631	-,342	-,143	-8,866E-02	,558	4,515E-02	-,191	,326
Kreis 25-50 km - Nutzung 311	,486	-,327	-,335	-,241	-,678	-,149	2,513E-02	-6,782E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 312	-,498	,429	-9,915E-02	-,350	,657	2,644E-02	-5,597E-02	-3,407E-04
Kreis 25-50 km - Nutzung 313	,111	,846	-,256	-,325	4,725E-02	-,233	-6,608E-02	,200
Kreis 25-50 km - Nutzung 321	-,255	,956	-,121	-3,544E-02	-8,472E-03	-2,889E-02	5,656E-02	-2,371E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 322	-,116	,905	-3,216E-02	-,116	4,538E-02	,343	,182	4,702E-03

Fortsetzung Tab. 5.4-1

Variablen	1	2	3	4	5	6	7	8
Kreis 25-50 km - Nutzung 324	-,116	,156	-,439	-,253	,772	-,224	-,236	5,439E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 332	-,244	,957	-,136	-3,783E-02	-1,234E-02	-2,638E-02	5,314E-02	-3,996E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 333	-,253	,954	-,110	3,363E-03	7,359E-03	6,728E-02	8,599E-02	-4,006E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 335	-,244	,957	-,136	-3,783E-02	-1,234E-02	-2,638E-02	5,314E-02	-3,996E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 411	8,124E-03	,280	5,425E-02	,845	,342	-,137	,118	,235
Kreis 25-50 km - Nutzung 412	-,263	,422	-,157	,813	,195	-,120	,103	-6,766E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 511	-,246	-,330	7,188E-02	,212	,878	8,590E-02	-4,248E-02	-3,139E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 512	-,175	,852	-1,636E-03	,473	3,697E-02	-9,008E-02	6,934E-02	-8,212E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 521	-5,920E-02	-,123	-4,719E-02	,978	4,023E-02	-4,358E-02	,130	-4,382E-02
Kreis 25-50 km - Nutzung 523	-5,920E-02	-,123	-4,719E-02	,978	4,023E-02	-4,358E-02	,130	-4,382E-02
Nebel	-,387	-,335	-,220	-,158	9,071E-02	-4,170E-02	-,809	1,945E-02
Niederschlag	-4,928E-02	-1,227E-02	-,418	-,348	-4,213E-02	-,320	-,759	,146
Nutzung 111- Kreis 0-25 km gewichtet	,759	-,115	-6,645E-02	-,210	-,291	-,230	4,848E-02	,472
Nutzung 111- Kreis 25-50 km gewichtet	,350	-,216	,689	1,358E-02	,113	,492	,207	-,240
Nutzung 112- Kreis 0-25 km gewichtet	,806	-,200	-5,701E-02	-5,891E-02	-,179	,135	,194	,464
Nutzung 112- Kreis 25-50 km gewichtet	-7,944E-02	-,381	,821	1,131E-04	-,247	,293	8,523E-02	-,141
Nutzung 121- Kreis 0-25 km gewichtet	,761	-9,622E-02	-1,015E-02	-,148	-7,302E-02	,385	,221	,432
Nutzung 121- Kreis 25-50 km gewichtet	,403	-,291	,787	-,164	-3,494E-02	,264	8,002E-02	-,171
Nutzung 312- Kreis 0-25 km gewichtet	-,619	,126	-,206	-,121	,126	2,569E-02	-,725	-2,702E-02
Nutzung 312- Kreis 25-50 km gewichtet	-,559	,487	-,144	-,252	,557	-,182	-,152	4,323E-03
Nutzung 313- Kreis 0-25 km gewichtet	2,857E-02	,698	-,540	-,305	,243	-6,847E-02	-,131	,217
Nutzung 313- Kreis 25-50 km gewichtet	-,120	,776	-,392	-,325	,145	-,219	-,220	8,052E-02
Tausendnadelgewicht	-,306	7,299E-02	,152	-6,991E-02	,322	-,858	,116	-,142
Temperatur Dez_00	,704	,296	,124	,155	-,127	3,611E-02	,596	7,231E-02
Temperatur Feb_01	,692	9,595E-02	,308	3,318E-02	-,204	-2,112E-02	,602	,108
Temperatur Jan_01	,764	-5,410E-02	,151	,156	-,202	,105	,556	6,989E-02
Temperatur Mrz_01	,630	,350	,383	-,112	4,790E-03	-,154	,516	,175
Temperatur Nov_00	,422	,576	,105	,175	-9,467E-02	6,125E-02	,660	9,199E-03
Temperatur Okt_01	,531	-,644	,306	,129	-8,799E-03	,125	,416	6,636E-02
Triebblänge	,552	-,266	,388	,132	-,270	-,407	,428	,188

Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung.

a Die Rotation ist in 10 Iterationen konvergiert.

5.5 Aufbereitung der Daten für die Trainingsphase des künstlichen neuronalen Netzes

Zur weiteren Bearbeitung wurden alle oben beschriebenen digitalen Daten in Gauß-Krüger-Koordinaten – Zone 3 (siehe Tab. 5.5-1) abgelegt. Die Bearbeitung und Visualisierung der Daten erfolgte mit den Programmen Erdas Imagine 8.5, ArcGIS 8.1 beziehungsweise mit ArcVIEW 3.2.

Tab. 5.5-1: Projektionsparameter

Projection	TRANSVERSE
Zunits	NO
Units	METERS
Spheroid	Bessel
XShift	0.0000000000
YShift	0.0000000000
Parameters	
scale factor of central meridian	1.00000000
longitude of central meridian	9 0 0.000
latitude of origin	9 0 0.000
false easting (meters)	3500000.00000
false northing (meters)	0.00000

5.5.1 CORINE Land Cover

Wie schon in Kap. 2.1.2 (S. 8) ausführlich beschrieben, unterscheiden sich die betrachteten Ökosysteme hinsichtlich der Bodenbedeckung/Flächennutzung deutlich und sind dementsprechend auch klassifiziert.

Um diese Unterschiede herauszuarbeiten, wurde um die eigentliche Probenahme fläche im jeweiligen Ökosystem als einheitliche räumliche Betrachtungseinheit ein Kreis mit dem Radius von 50 km gezogen und aus dem Gesamtdatensatz der in Kap. 5.2.1 (S. 103) genannten Länder die entsprechenden Informati-

onen selektiert und herausgeschnitten. Die Distanz von 50 km wurde gewählt, um zum einen den Hauptökosystemcharakter vollständig zu erfassen und um gleichzeitig nicht zu weit in den Bereich anderer Hauptökosysteme hinein-zureichen und zum anderen um den Einflussbereich von potentiellen lokalen und regionalen PAK-Emittenten abzuschätzen. Damit soll gewährleistet werden, dass die potentiellen Faktoren, die den in Kap. 2.1.2 (S. 8) beschriebenen Ökosystemcharakter prägen und damit in direktem Zusammenhang mit dem Probenahmeflächen und den dort ermittelten Stoffgehalten stehen könnten, erfasst werden. Um zwischen potentiell lokalem und regionalem Einflussbereich zu unterscheiden, wurde dieser Kreis in folgende zwei Bereiche unterteilt:

- 0-25 km (lokal) und
- 25-50 (regional) km.

Wie in Kap. 4 (S. 53) dargelegt, spielen die lokalen Einflüsse für die ermittelten Stoffgehalte, zumindest für die leichtflüchtigen PAK, eine bedeutendere Rolle als der Ferntransport, wodurch wahrscheinlich auch die Unterschiede der in den verschiedenen Ökosystemen ermittelten Stoffgehalte entstehen. Aus diesem Grund werden die Flächenstatistiken des kleineren Kreises stärker gewichtet, indem sie mit dem Faktor 2 multipliziert werden.

Im Folgenden wird die Bodennutzung im Umfeld der Probenahme fläche (0-25 km, 25-50 km und 0-50 km) für die Gebiete der Umweltprobenbank anhand von CORINE Land Cover Daten beschrieben.

5.5.1.1 Ballungsraumnahe Ökosysteme

Wie aus Tab. 5.5-3 (S. 121), Tab. 5.5-5 (S. 122) und Tab. 5.5-7 (S. 124) zu erkennen, zeichnen sich die ballungsraumnahen Ökosysteme durch einen relativ **hohen Anteil an bebauten Flächen** und, im Vergleich mit den anderen Ökosystemtypen, mittleren Anteil an

deren Ökosystemtypen, mittleren Anteil an Wäldern und naturnahen Flächen aus. Ein großer Teil der Flächen wird zudem landwirtschaftlich genutzt.

Tab. 5.5-17 (S. 131) und Tab. 5.5-19 (S. 133). Meist ist nur ein geringer Teil der Flächen bebaut. Lediglich im Harz ist der Anteil an bebauten Flächen, mit denen der Agrar- und forstlich genutzten Ökosysteme zu vergleichen.

5.5.1.2 Agrar-Ökosysteme

Wie aus Tab. 5.5-9 (S. 125) und Tab. 5.5-11 (S. 127) ersichtlich, dominieren im Umfeld der Agrar-Ökosysteme deutlich die **landwirtschaftlich genutzten Flächen**. Im Vergleich mit den ballungsraumnahen Ökosystemen nimmt der Anteil an bebauten Flächen um den Faktor zwei bis drei ab. Wälder und naturnahe Flächen spielen nur eine untergeordnete Rolle.

5.5.1.3 Forst-Ökosysteme

Im Umfeld von 0-25 km der forstlich genutzten Waldökosysteme ändert sich im Vergleich zu den Agrar-Ökosystemen die Bodenbedeckung insofern, dass der Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche zu Gunsten von Wäldern und naturnahen Flächen abnimmt (siehe Tab. 5.5-13, S. 128). Der Anteil bebauter Flächen ist ähnlich wie im Umfeld von Agrar-Ökosystemen. Da es im zeitlichen Rahmen der Arbeit nicht möglich war, auch für das Gebiet Pfälzerwald alle für die Modellbildung notwendigen Daten zu bekommen, bleibt dieses Gebiet bei den folgenden Ausführungen unberücksichtigt.

5.5.1.4 Naturnahe Ökosysteme

Im Umfeld der emittententfernen, naturnahen Ökosysteme dominieren **Wälder und naturnahe Flächen** (siehe Tab. 5.5-15 (S. 130),

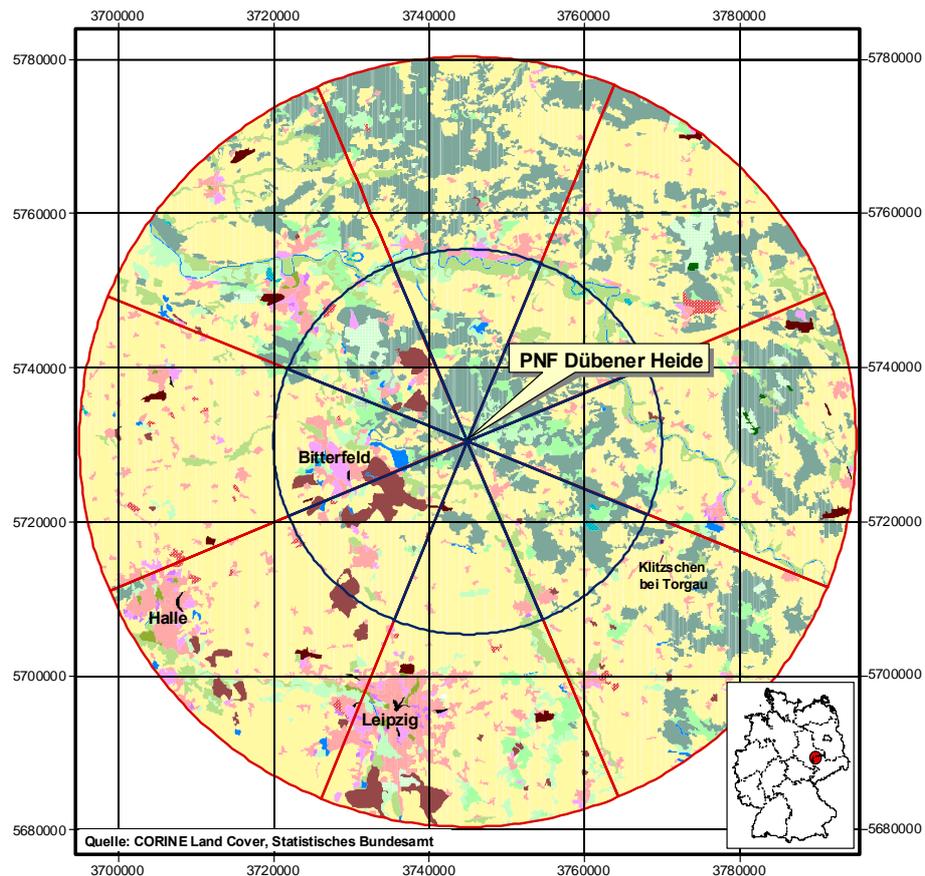


Abb. 5.5-1: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Dübener Heide (↑ = DWD-Station)

Tab. 5.5-2: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Dübener Heide (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,28	11,52	11,82		242	1,05	0,48	1,53
	112	98,55	383,23	481,76		243	45,94	140,73	186,67
	121	23,60	57,80	81,43		311	89,12	160,85	249,97
	122	0,26	4,57	4,82		312	386,04	943,50	1329,56
	124	1,79	27,72	29,49		313	76,60	138,24	214,81
	131	69,83	67,39	137,24		321	2,56	16,40	18,96
	132	2,38	1,50	3,88		322	19,21	50,02	69,23
	141	0,00	14,75	14,75		324	2,75	0,00	2,75
	142	0,75	14,28	15,06		333	0,00	3,63	3,62
	211	973,94	3576,75	4550,65		411	3,75	4,08	7,82
	222	2,23	21,82	24,06		511	7,34	13,41	20,75
	231	141,19	222,51	363,72		512	14,14	14,57	28,71

Tab. 5.5-3: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Dübener Heide

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	197,37	583,26	780,67
Landwirtschaftliche Flächen	1164,38	3962,29	5126,65
Wälder und naturnahe Flächen	576,27	1312,64	1888,87
Feuchtflächen	3,76	4,08	7,84
Wasserflächen	21,49	27,98	49,47

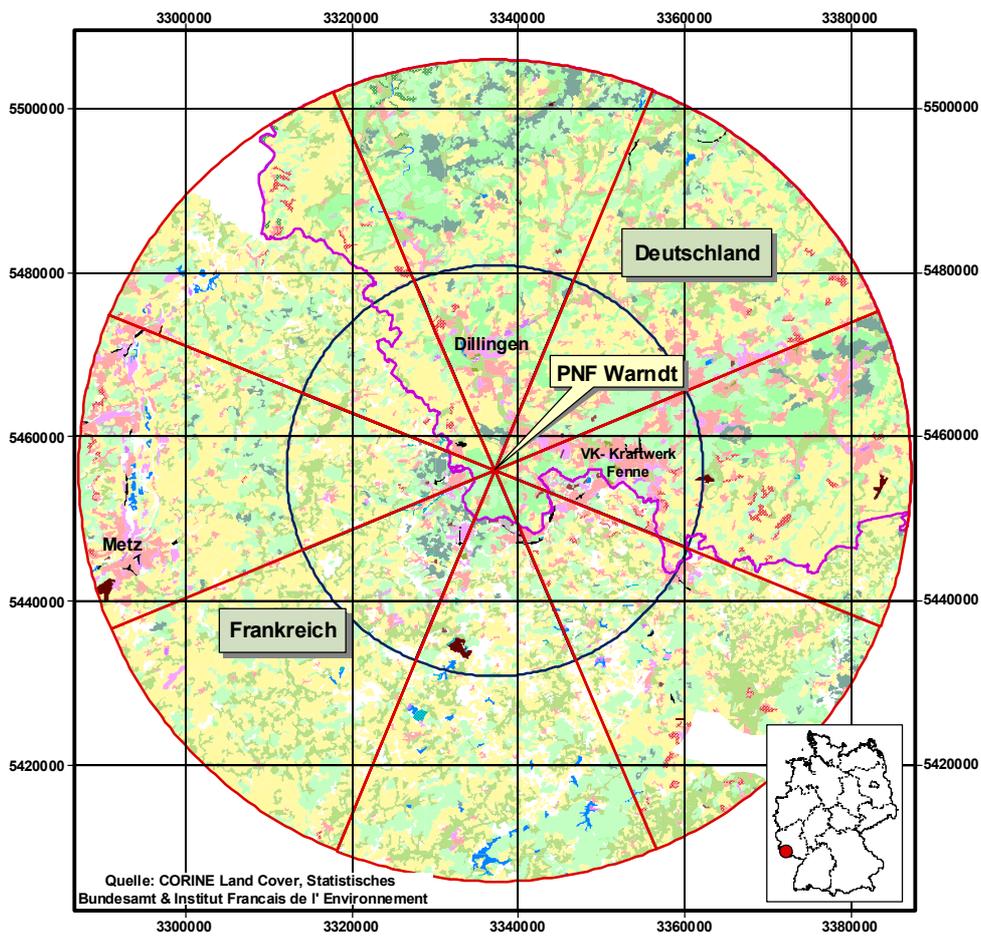


Abb. 5.5-2: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Warndt (♣ = DWD-Station)

Tab. 5.5-4: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Warndt (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	1,96	6,61	8,57		231	213,92	900,46	1114,42
	112	214,50	22,02	536,54		242	235,17	619,31	854,47
	121	40,39	60,40	100,78		243	82,63	179,93	262,57
	122	4,90	6,11	11,01		311	335,62	1030,44	1366,09
	123	0,40	0,00	0,40		312	38,31	160,65	198,96
	124	3,83	7,08	10,91		313	158,95	441,02	600,00
	131	4,16	2,25	6,41		321	2,41	3,18	5,59
	132	9,62	3,51	13,13		322	3,49	12,94	16,43
	141	3,16	0,67	3,84		324	3,67	7,60	11,27
	142	3,90	7,29	11,19		411	4,44	4,08	8,52
	211	430,75	1599,25	2030,07		511	0,00	3,22	3,22
	221	0,00	11,34	11,19		512	3,71	27,20	30,91
	222	9,39	39,66	49,04		0	151,38	366,45	517,63

Tab. 5.5-5: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Warndt

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	287,19	366,45	704,10
Landwirtschaftliche Flächen	971,86	416,91	4321,81
Wälder und naturnahe Flächen	542,45	3349,95	2198,28
Feuchflächen	4,44	1655,83	8,52
Wasserflächen	3,71	4,08	34,13
0	151,38	30,42	517,83

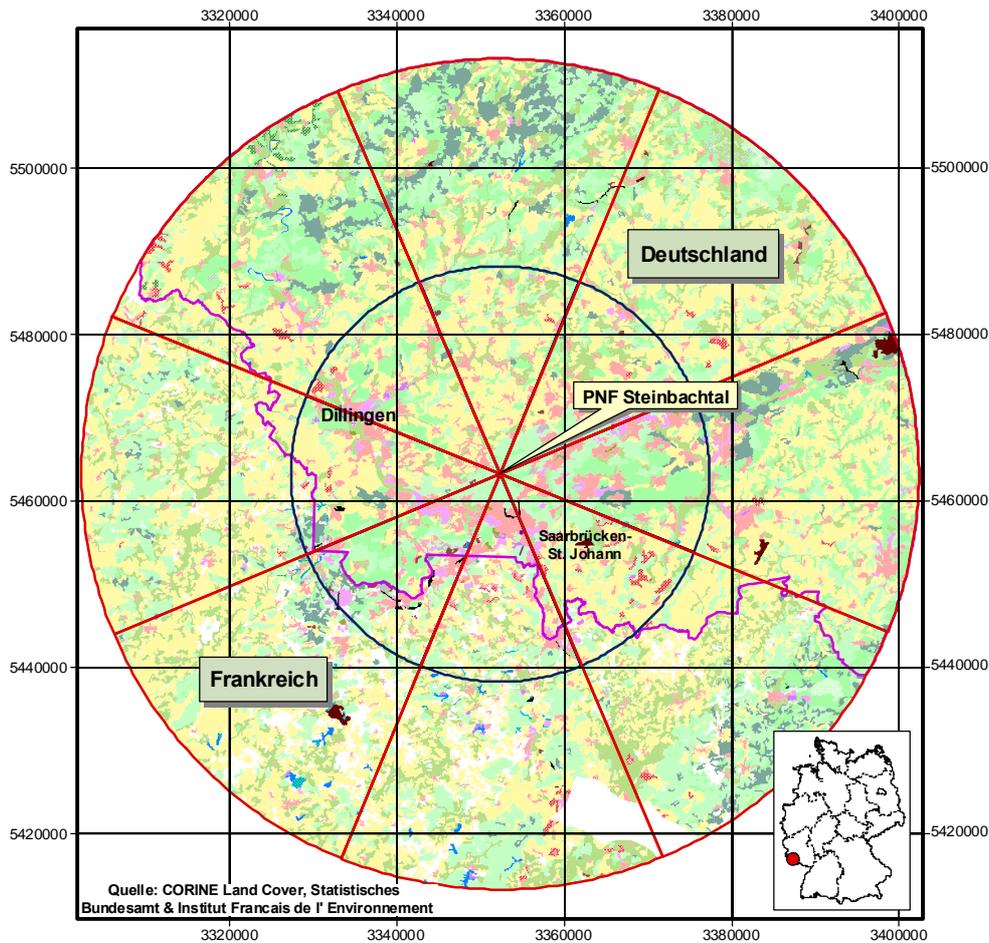


Abb. 5.5-3: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Steinbachtal (↑ = DWD-Station)

Tab. 5.5-6: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Steinbachtal (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	2,19	1,25	3,44		242	201,42	562,14	763,53
	112	289,22	229,94	519,18		243	89,19	221,89	311,09
	121	48,96	23,28	72,22		311	328,300	1032,81	1361,12
	122	5,03	3,14	8,16		312	38,19	310,95	349,12
	123	0,40	0,00	0,40		313	261,16	618,62	879,85
	124	1,35	11,97	12,32		321	2,26	16,63	18,89
	131	4,77	3,12	7,89		322	1,41	17,38	18,79
	132	8,23	2,71	10,96		324	3,53	16,02	19,55
	141	3,36	0,47	3,84		333	0,00	0,18	0,18
	142	4,16	5,70	9,86		411	1,77	6,65	8,42
	211	409,12	1495,16	1904,35		511	0,00	2,04	2,04
	221	0,00	13,05	13,05		512	1,82	12,32	14,14
	222	20,77	22,64	43,41		0	52,79	399,89	452,75
	231	183,20	860,30	1043,51					

Tab. 5.5-7: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Steinbachtal

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	368,04	281,58	649,62
Landwirtschaftliche Flächen	903,70	3175,18	4078,88
Wälder und naturnahe Flächen	634,85	2012,59	2647,44
Feuch­flächen	1,77	6,65	8,42
Wasser­flächen	1,82	14,36	16,18
0	52,79	399,89	452,68

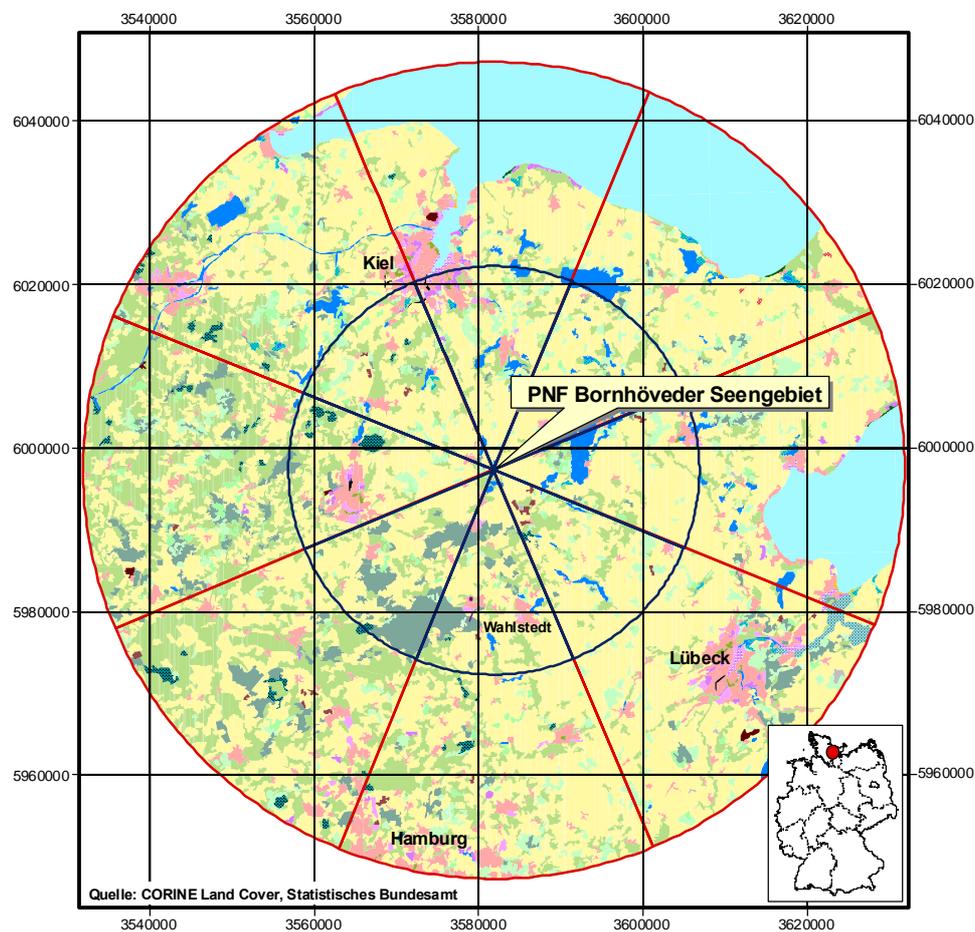


Abb. 5.5-4: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Bornhöved (▲ = DWD-Station)

Tab. 5.5-8: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Bornhöveder Seengebiet (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,36	7,05	7,41		243	31,00	113,67	144,61
	112	101,82	303,35	405,14		311	96,77	262,97	359,74
	121	8,63	0,81	33,21		312	115,84	170,13	285,93
	122	1,24	8,53	2,04		313	31,63	70,98	102,62
	123	0,45	4,38	8,96		321	5,58	15,51	21,10
	124	0,35	4,38	4,73		322	0,75	2,19	2,94
	131	5,85	5,48	11,34		331	0,00	1,37	1,37
	132	1,25	3,15	4,38		333	0,00	1,92	1,92
	141	2,18	5,65	7,84		411	3,24	14,58	17,82
	142	8,50	26,86	35,34		412	12,64	29,24	41,89
	211	966,10	2442,37	3408,47		511	0,00	14,18	14,19
	222	0,00	1,56	1,57		512	86,88	73,59	160,46
	231	303,61	1062,86	1366,36		521	0,00	18,84	18,84
	242	178,61	226,41	405,04					

Tab. 5.5-9: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Bornhöveder Seengebiet

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	130,61	389,83	520,41
Landwirtschaftliche Flächen	1479,26	3846,87	5326,14
Wälder und naturnahe Flächen	250,46	525,07	775,53
Feuchflächen	15,87	43,82	59,69
Wasserflächen	86,92	1084,42	1171,34

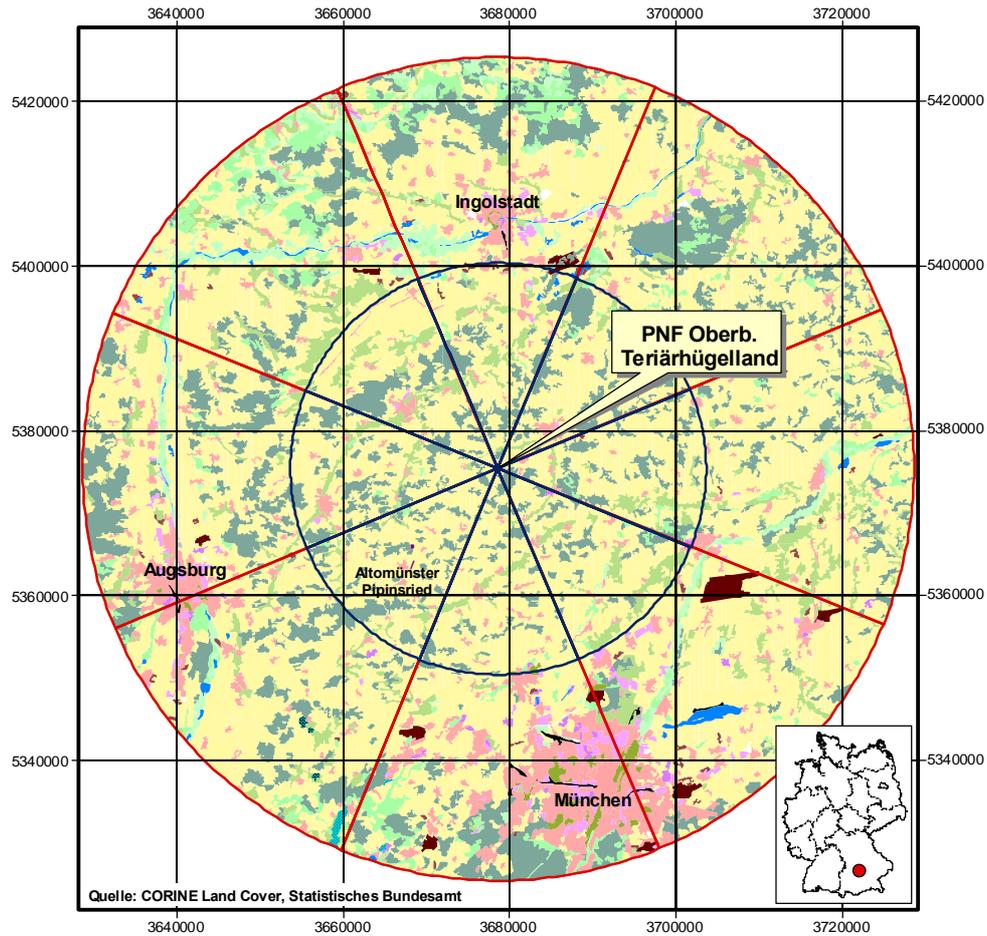


Abb. 5.5-5: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Oberbayerisches Tertiärhügelland (▲ = DWD-Station)

Tab. 5.5-10: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Oberbayerisches Tertiärhügelland (* Erläuterungen zur Verschließung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,41	20,42	20,83		243	45,49	94,20	139,69
	112	73,20	530,81	604,01		311	3,93	178,34	182,27
	121	2,84	75,14	77,98		312	351,31	846,99	1198,30
	122	0,00	8,40	8,40		313	21,49	293,05	314,54
	124	0,42	41,67	42,09		321	0,00	27,30	27,30
	131	2,20	18,62	20,82		322	0,00	1,50	1,50
	132	0,00	1,23	1,23		324	0,00	2,79	2,79
	141	1,12	26,97	28,09		411	0,00	5,94	5,94
	142	1,47	20,99	22,46		412	0,00	1,97	1,97
	211	1055,47	2814,16	3869,63		511	0,00	10,02	10,02
	231	153,94	286,84	440,78		512	1,52	26,08	27,60
	242	248,48	547,75	796,22					

Tab. 5.5-11: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Oberbayerisches Tertiärhügelland

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	81,67	752,98	834,59
Landwirtschaftliche Flächen	1503,41	3742,95	5246,29
Wälder und naturnahe Flächen	376,70	1350,01	1726,77
Feuch­flächen	0,00	7,90	7,90
Wasser­flächen	1,53	36,08	37,61

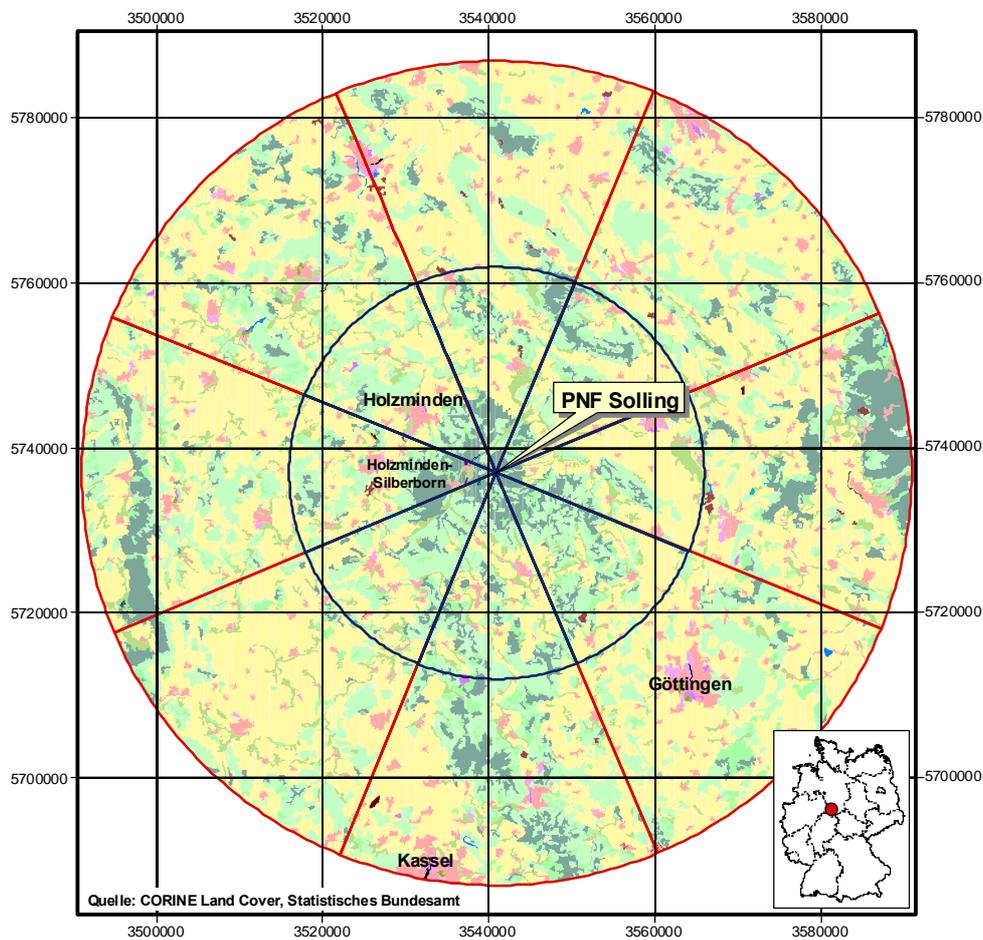


Abb. 5.5-6: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Solling (▲ = DWD-Station)

Tab. 5.5-12: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Solling (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,60	2,07	2,67		242	93,90	178,63	272,54
	112	75,83	328,47	404,30		243	17,91	52,72	70,63
	121	4,53	23,84	28,37		311	512,51	1198,07	1710,58
	122	0,00	1,36	1,36		312	256,21	464,42	720,63
	124	0,29	1,46	1,75		313	111,33	238,89	350,22
	131	3,44	10,99	14,43		321	4,57	7,97	12,54
	132	0,00	1,02	1,02		322	0,50	3,60	4,11
	141	0,00	4,26	4,26		324	0,28	1,64	1,92
	142	3,26	10,15	13,41		333	0,00	0,43	0,43
	211	722,91	3111,32	3834,23		411	0,28	0,37	1,14
	222	0,39	1,45	1,84		511	0,00	1,30	1,30
	231	154,06	241,69	395,75		512	0,00	3,78	3,78

Tab. 5.5-13: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Solling

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	87,95	383,58	471,51
Landwirtschaftliche Flächen	989,16	3585,76	4575,03
Wälder und naturnahe Flächen	885,32	1914,53	2799,85
Feuchtflächen	0,77	0,80	1,57
Wasserflächen	0,00	5,09	5,09

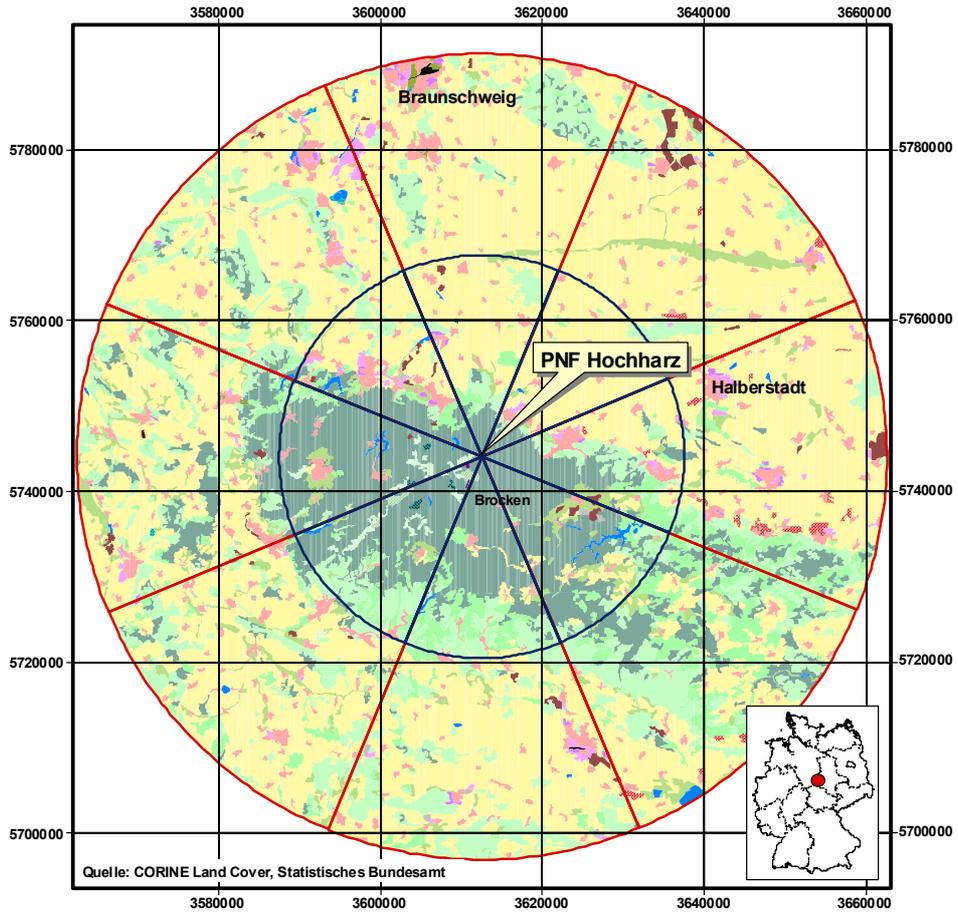


Abb. 5.5-7: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Hochharz (↑ = DWD-Station)

Tab. 5.5-14: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Hochharz (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,78	2,24	3,02		242	2,96	49,82	52,77
	112	97,08	318,58	415,66		243	20,73	104,41	125,13
	121	9,86	35,50	45,36		311	223,41	923,25	1146,66
	122	0,00	2,39	2,36		312	762,39	329,92	1092,31
	124	0,00	0,38	0,38		313	146,13	318,57	464,70
	131	9,39	35,35	44,74		321	1,60	11,80	13,39
	132	1,70	3,40	5,10		322	19,65	0,92	20,57
	141	0,00	5,46	5,46		324	6,87	1,99	8,87
	142	3,27	13,87	17,14		411	0,00	2,16	2,16
	211	571,03	3498,67	4069,69		412	3,22	0,00	3,22
	222	0,91	20,61	21,52		511	0,00	0,69	0,69
	231	67,53	195,84	263,37		512	14,44	13,83	28,27

Tab. 5.5-15: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Hochharz

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	122,42	417,44	539,88
Landwirtschaftliche Flächen	663,18	3869,37	4532,56
Wälder und naturnahe Flächen	1160,03	1586,28	2746,33
Feuch­flächen	3,21	2,16	5,37
Wasser­flächen	14,44	14,54	28,98

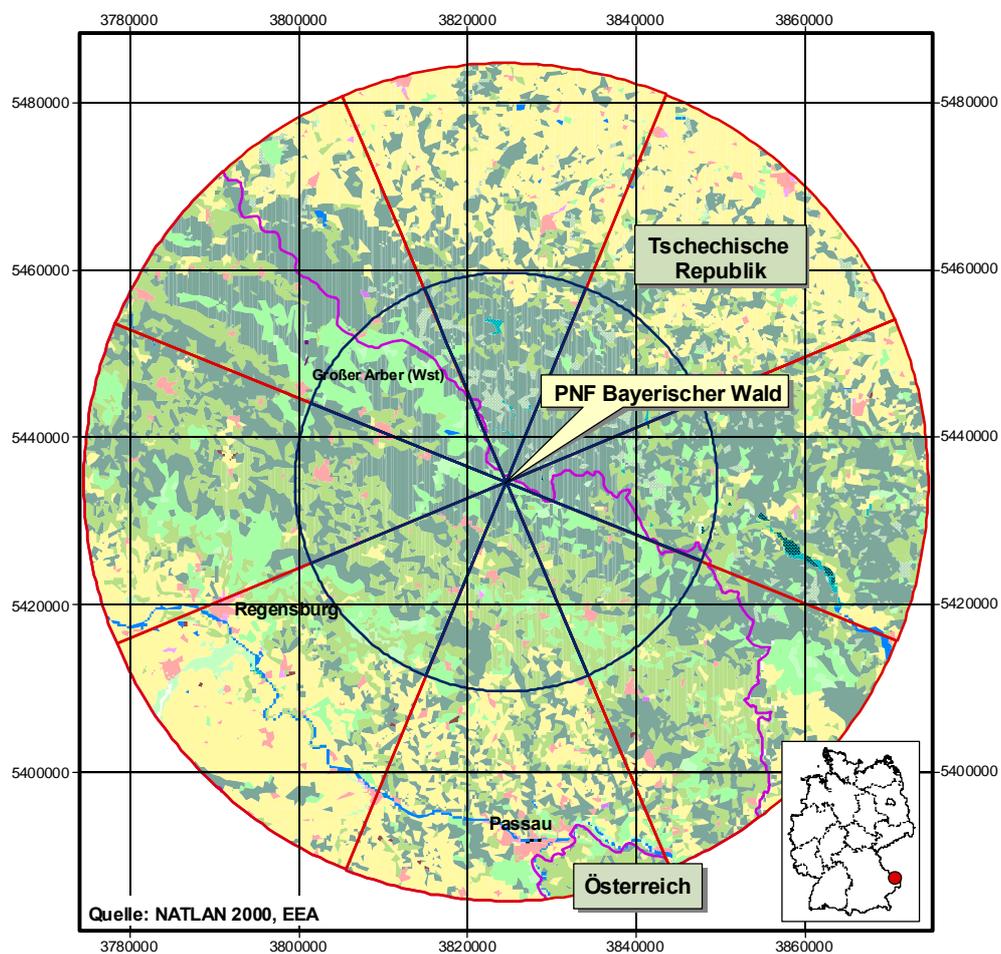


Abb. 5.5-8: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Bayerischer Wald (▲ = DWD-Station)

Tab. 5.5-16: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Bayerischer Wald (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,00	1,24	1,24		311	32,39	61,97	94,36
	112	29,97	128,37	158,34		312	950,79	1816,31	2767,10
	121	0,52	8,35	8,87		313	290,52	423,7	714,22
	122	0,00	0,38	0,38		321	14,89	12,57	27,46
	131	0,00	4,82	4,82		322	3,41	1,72	5,13
	142	0,00	2,30	2,30		324	1360,66	71,87	140,53
	211	27,54	1554,99	1582,53		411	5,14	5,91	11,05
	231	493,25	1072,77	1566,02		412	1,28	6,77	80,05
	242	19,83	455,55	475,38		511	0,00	24,55	24,55
	243	24,08	218,51	242,59		512	0,84	12,08	12,92
						0	0,00	2,86	2,86

Tab. 5.5-17: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Bayerischer Wald

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	30,68	149,86	180,54
Landwirtschaftliche Flächen	564,70	3301,82	3866,52
Wälder und naturnahe Flächen	1360,66	2388,14	3748,80
Feuchtflächen	6,42	12,68	19,10
Wasserflächen	0,84	36,63	37,47

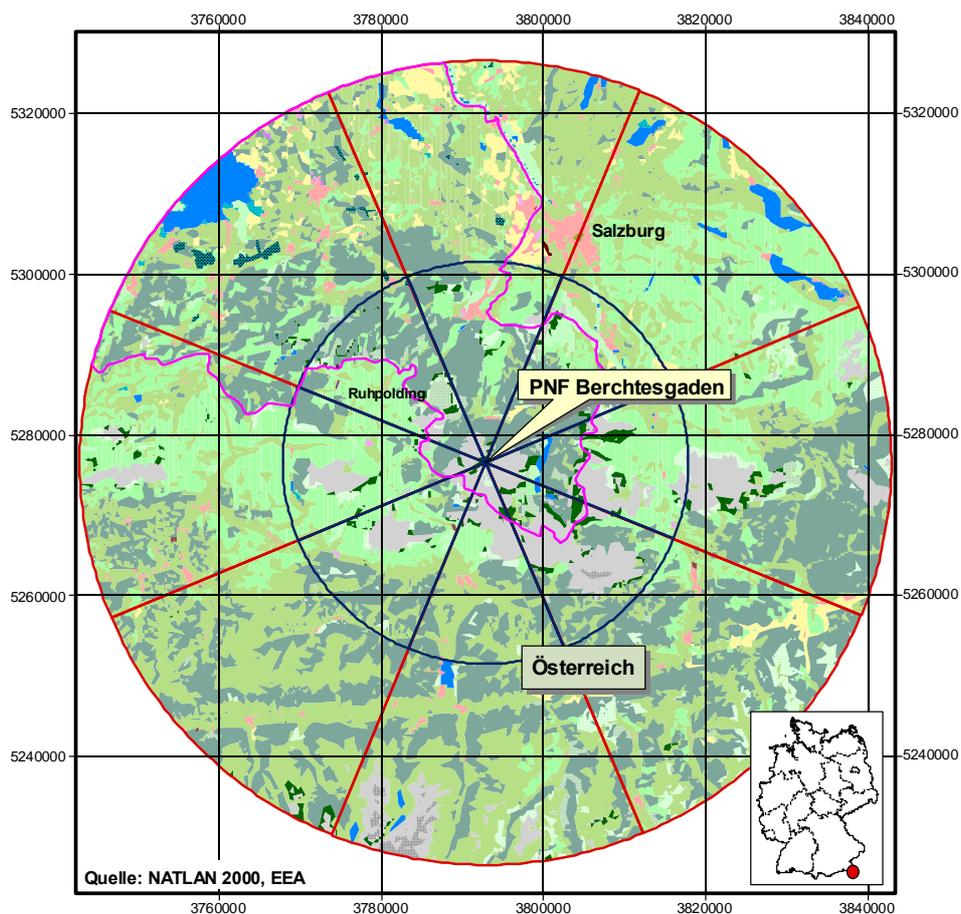


Abb. 5.5-9: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Probenahme­fläche Berchtesgaden (↑ = DWD-Station)

Tab. 5.5-18: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Berchtesgaden (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,00	0,29	0,29		312	578,01	1659,82	2237,83
	112	22,36	103,96	126,32		313	471,92	1034,91	1506,83
	121	1,83	2,03	3,86		321	111,88	791,11	902,99
	124	0,00	0,89	0,89		322	53,32	110,35	163,67
	131	0,35	0,92	1,27		324	36,52	28,84	65,36
	141	0,00	0,99	0,99		332	265,12	163,48	428,60
	142	0,00	1,20	1,20		333	73,45	34,24	107,69
	211	0,00	12,22	12,22		335	2,63	20,54	23,17
	222	0,00	0,29	0,29		411	0,45	8,19	8,64
	231	277,39	1522,83	1950,73		412	0,44	19,85	20,29
	242	0,47	115,64	116,11		511	1,24	1,57	2,81
	243	9,52	44,48	54,00		512	6,91	121,32	128,23
	311	48,21	86,43	134,64		0	1,05	2,13	3,18

Tab. 5.5-19: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme­fläche Berchtesgaden

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	24,54	110,28	134,82
Landwirtschaftliche Flächen	287,38	1695,46	1982,84
Wälder und naturnahe Flächen	1641,06	3929,72	5570,78
Feuch­flächen	0,89	28,04	28,93
Wasser­flächen	8,15	122,89	131,04

5.5.2 Klimadaten

Im Rahmen der Umweltprobenbank werden nur die **einjährigen** Fichtentriebe untersucht. Aus diesem Grund werden nur Klimadaten aus dem entsprechenden Zeitraum zur ökologisch-strukturellen Beschreibung des Klimas in dem betrachteten Probenahmegebiet herangezogen.

Wie oben bereits erwähnt, sind für den Eintrag von PAK vor allem die Monate der Heizperiode relevant, d.h. die Monate Oktober bis Dezember des einen Jahres und die Monate Januar bis März des darauffolgenden Jahres. Daher bezieht sich die klimatische Charakterisierung der Gebiete mit DWD-Daten nur auf diese Monate. Für die Modellierung wurden von den in Kap. 5.2.2 (S. 108) beschriebenen Klimadaten folgende Werte über den genannten Zeitraum genutzt:

- die Mittelwerte der Lufttemperatur [$\frac{1}{10}$ mm] sowie der Niederschlagshöhe [$\frac{1}{10}$ cm],
- Mittelwert über Anzahl der Frosttage (Temperaturminimum lt 0 °C), der Tage mit Nebel sowie
- Mittelwert über die Summe der täglichen Neuschneehöhen [1/10 cm] und die mittlere tägliche Sonnenscheindauer [1/10 h].

Entscheidend für den Stoffeintrag ist vor allem die **Windrichtung**, daher wurden die beiden unterschiedlich großen Kreise (siehe Kap.

5.5.1, S. 118) um die jeweiligen Probenahme­flächen entsprechend der Windrichtungen Nord, Nordost, Ost, Südost, Süd, Südwest, West und Nordwest in acht Segmente unterteilt (siehe Abb. 5.5-10, S. 136). Für diese Sektoren wurden mit Hilfe des Geographischen Informationssystems Flächenstatistiken [Angaben in km²] anhand der CORINE Land Cover Daten erstellt (siehe Anhang 11.1, S. 258).

Hierzu wurden zunächst die Angaben zur Windrichtung, die vom DWD in 32tel erhoben werden, auf die in oben genannte achtsektorige Windrose umgerechnet. Aus Gründen der Standardisierung wurde hierbei ausschließlich der 12:00 Uhr-Wert berücksichtigt. Aus diesen umgerechneten Tageswerten wurde die prozentuale Häufigkeit bestimmter Windrichtungen wiederum für den relevanten Zeitraum von Oktober bis Dezember des einen Jahres und Januar bis März des darauf folgenden Jahres berechnet.

Diese prozentualen Angaben zur Häufigkeit einer bestimmten Windrichtung wurden entsprechend der in Tab. 5.5-20 (S. 134) aufgeführten Werte klassifiziert, um später in der jeweiligen Windrichtung den dort vorhandenen Anteil bestimmter Nutzungen wichten zu können, d.h. wenn bestimmte Nutzungstypen in einer dominierenden also häufig vorkommenden Windrichtung liegen, werden diese mit einem höheren Faktor multipliziert und bekommen so eine stärkere Bedeutung.

In diese Auswertung sind allerdings nur solche Nutzungen einbezogen worden, die für die Belastung mit PAK vermutlich eine Bedeutung haben. D. h. als mögliche Quellen wurden die Klasse der städtisch geprägten Flächen (111 und 112) sowie die Klasse der Industrie- und Gewerbeflächen (121) berücksichtigt. Ein weiterer wichtiger Aspekt hierbei ist die Filterwirkung von Wäldern, so dass auch diese mit einbezogen wurden. Da jedoch nur das Winterhalbjahr betrachtet wird, spielen Laubwälder hierbei keine Rolle. Daher wurden auch nur die Klassen der Nadelwälder (312) und die der Mischwälder (313) berücksichtigt. Nach JONAS et al. (1985) ist hierbei in Wäldern mit hohem Fichtenanteil aufgrund des hohen Blattflächenindex der Fichten und der starken Abbremsung des Windes mit besonders hohem Falloutverlust zu rechnen.

Tab. 5.5-20: Klassifizierung der prozentualen Häufigkeit der Windrichtungen und der daraus resultierende Multiplikator

prozentualer Anteil	Faktor
> 35	4
30-35	3,5
25-30	3
20-25	2,5
15-20	2
10-15	1,5
5-10	1
0-5	0,5

5.5.3 Höhenmodell (GTOPO30-Global Topographic Data)

Wichtiger Faktor für den Eintrag von Stoffen in ein bestimmtes Gebiet ist – wie oben bereits aufgezeigt – die Exposition der betrachteten Fläche, womit hier die Exposition gegenüber einem potentiellen Stoffeintrag gemeint ist. Um einen Anhaltswert für die Exposition der Pro-

benahmeflächen zu erhalten, wurde für die einzelnen betrachteten Jahre ein sogenannter **Expositionswert** ermittelt, der ausdrückt, wie die betrachtete Fläche innerhalb eines definierten Umlands, womit die definierten Betrachtungsbereiche von 0-25 km bzw. von 0-50 km um die Fläche gemeint sind, liegt. Zur Ableitung des Expositionswertes wurde ein digitales Geländemodell herangezogen (GTOPO30-Global Topographic Data). Gerade im Zusammenhang mit dem Eintrag von Stoffen spielt die Häufigkeit von bestimmten Windrichtungen eine bedeutende Rolle, weshalb angenommen wird, dass eine Fläche dann gegenüber dem Eintrag von luftgetragenen Stoffen exponiert ist, wenn sie in den Hauptwindrichtungen höher als ihre Umgebung liegt. Daher wurden zur Berechnung des Expositionswertes für die einzelnen Jahre nur die beiden häufigsten Windrichtungen berücksichtigt.

Da für den Eintrag von PAK vor allem die Monate der Heizperiode relevant sind (siehe Kap. 5.2.2, S. 108), wurden die Hauptwindrichtungen definiert als die beiden Klassen mit dem höchsten prozentualen Anteil der acht Windrichtungen N, NO, O, SO, S, SW, W, NW (acht Sektoreneinteilung der Windrose), der aus den täglichen Messwerten innerhalb dieses Zeitraumes berechnet wurde.

Die Bereiche dieser Sektoren wurden in Rasterdaten konvertiert, die dann als Analysemaske für die Kalkulation der Höhe entsprechend des eingesetzten Höhenmodells dienen. Für diesen selektierten Bereich wurde die mittlere Höhe ü. NN, die im Folgenden als **Faktor b** bezeichnet wird, berechnet. Um das Verhältnis der betrachteten Fläche zu ihrer Umgebung ausdrücken zu können, wurde die Differenz (**Faktor c**) zwischen der Meereshöhe der Probenahmefläche – im Folgenden als **Faktor a** bezeichnet – und der mittleren Höhe der Umgebung (Faktor b) gebildet und diese durch die Höhe der Probenahmefläche dividiert. Der hieraus resultierende Expositionsfaktor beschreibt als relativer Wert die Exposition der Fläche im betrachteten Raum. Je höher dieser Faktor ist, desto exponierter ist die Fläche gegenüber dem potentiellen Eintrag von luftgetragenen Stoffen.

Der Expositionswert berechnet sich demnach folgendermaßen:

$$\text{Expositionswert} = \frac{c}{a},$$

wobei $c = a - b$.

- a = Höhe der Probenahme­fläche in m ü. NN,
 b = durchschnittliche Höhe [m ü. NN] der Um­gebung in den 50 km-Sektoren der Hauptwindrichtungen,
 c = Differenz aus der Höhe der Probenahme­fläche und der mittleren Höhe der Um­gebung im betrachteten Raum.

In Gebieten mit höherer Reliefenergie (gelbgrüne und rote Bereiche in Abb. 5.5-11, S.

137) in denen die Exposition gegenüber einem potentiellen Stoffeintrag kleinräumiger festgelegt wird, wurde dieser Expositionswert anhand des 25 km-Radius um die Probenahme­fläche berechnet. Während in Gebieten mit geringer Reliefenergie (grüne Bereiche in Abb. 5.5-11), der Expositionswert anhand des 50 km-Radius berechnet wurde.

In Tab. 5.5-21 (S. 135) sind die in die Berechnung des Expositionswertes eingeflossenen Parameter beispielhaft für das Jahr 2001 dargestellt.

Tab. 5.5-21: Parameter zur Berechnung des Expositionswertes (Jahr 2001)

Probenahmegebiet	PNF (Höhe ü. NN)	Mittelwert der Umgebungshöhe in den 25 km-Sektoren der Hauptwindrichtungen 2000/2001	Mittelwert der Umgebungshöhe in den 50 km-Sektoren der Hauptwindrichtungen 2000/2001	Expositionswert	
				25 km	50 km
Bayerischer Wald	1130	647,3	504,8	0,43	0,55
Berchtesgaden	1250	1133,9	1178,6	0,04	0,06
Bornhöved	42,5	33,9	23,6	0,20	0,45
Dübener Heide	110	87,9	96,6	0,20	0,12
Hochharz	720	580,1	321,2	0,19	0,55
Oberbayerisches Tertiärhügelland	500	473,1	477,2	0,05	0,05
Solling	462	242,1	242,0	0,47	0,48
Steinbachtal	300	272,0	289,8	0,09	0,03
Warndt	220	268,8	249,3	0,22	-0,13
Hunsrück	600	463,5	382,0	0,23	0,37
Fränkisches Keuper-Trias-Land	430	473,9	472,1	-0,10	-0,10
Fläming	130	124,61	86,0	0,04	0,34
Rothaargebirge	760	501,44	433,6	0,34	0,43
Westerwald	430	344,97	328,2	0,20	0,24

5.5.4 Biometrische Daten

Um bezüglich der Tausennadelgewichte und Trieb­längen einen direkten Vergleich zwischen allen Gebieten durchführen zu können, wurden die in der Dübener Heide an der Kiefer ermittelten Daten wie folgt auf die Fichte umgerechnet. Anhand der Parallelbeprobung beider Arten an einem Standort in der Dübener Heide

und in Mecklenburg wurden **Umrechnungsfaktoren** ermittelt, die das Verhältnis der Trieb­längen und Tausendnadelgewichte von Kiefer zu Fichte ausdrücken. Hierzu wurden 30 Kiefern-/Fichtenpaare ausgewertet und ein Umrechnungsfaktor für Tausendnadelgewichte von 10,6 und für Trieb­längen von 1,1 ermittelt. Anhand dieser Faktoren wurden die biometrischen Größen der Kiefer umgerechnet.

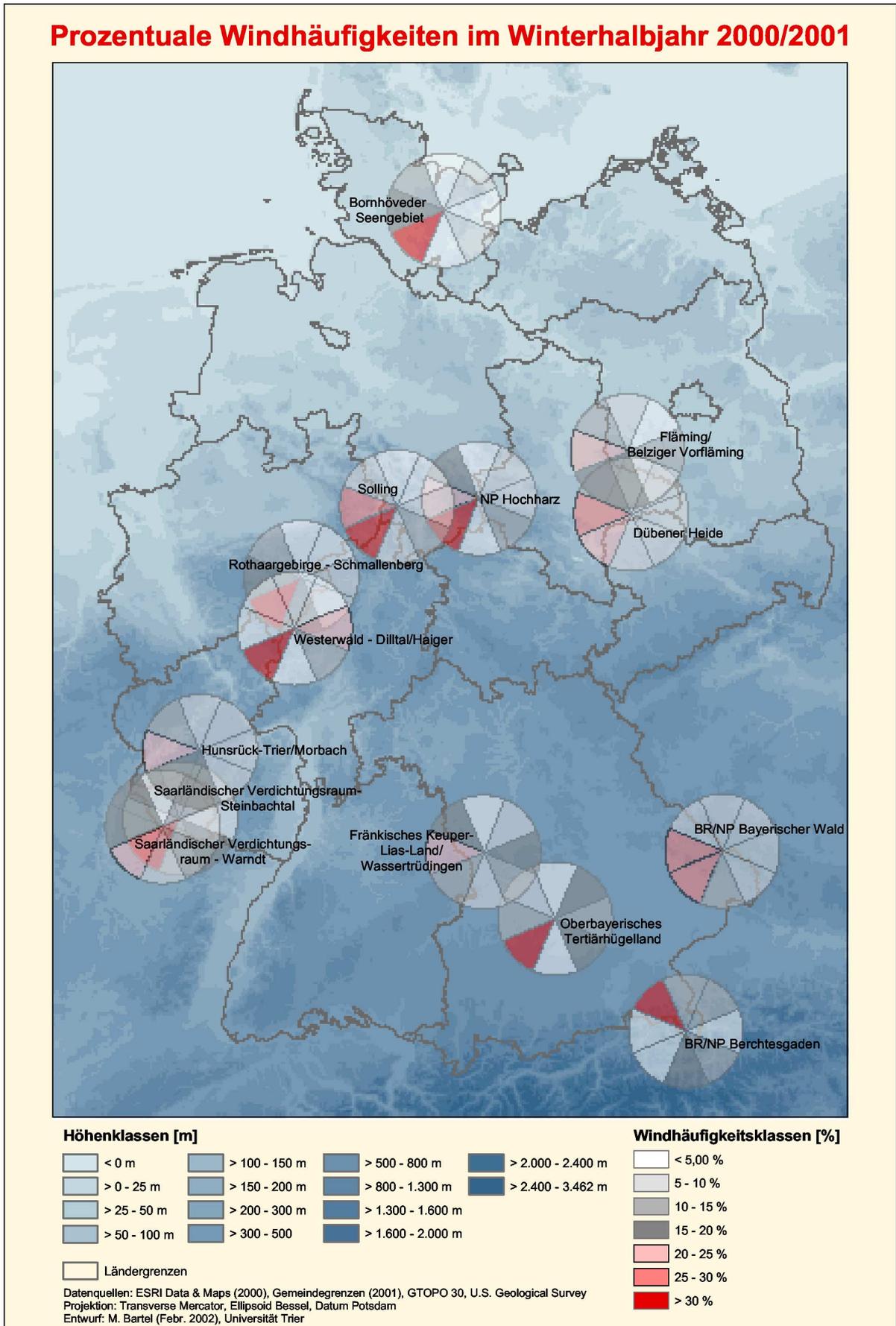


Abb. 5.5-10: Prozentuale Windhäufigkeiten im Winterhalbjahr 2000/2001

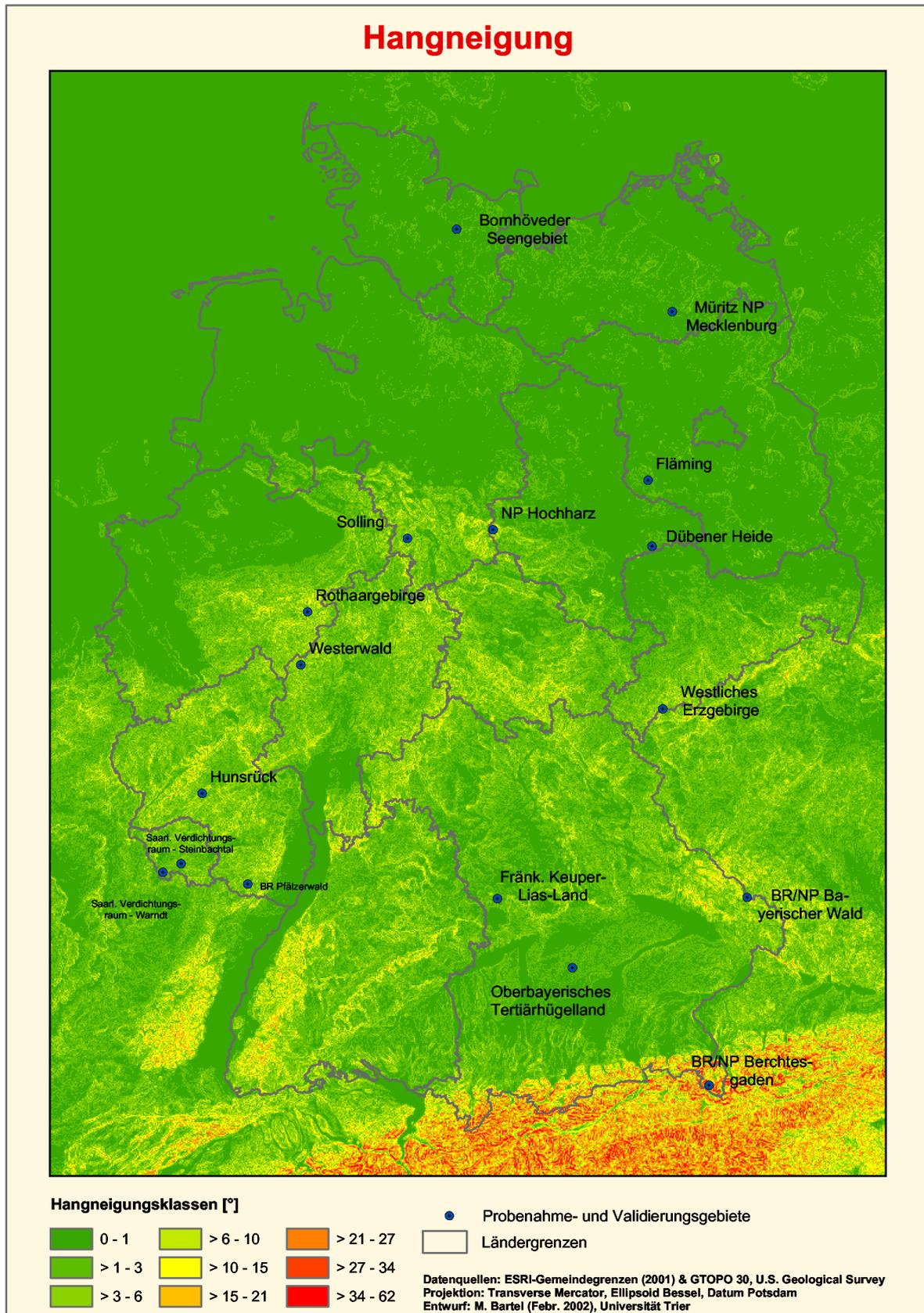


Abb. 5.5-11: Hangneigungsgrid – berechnet aus dem GTOPO 30, U.S. Geological Survey

6 Modellbildung mit künstlichen neuronalen Netzen

6.1 Modellauswahl

Ausgangspunkt für die weiteren Überlegungen ist, wie man auf der Basis der vorgestellten Methode der Gebietsbeschreibung (= ökologisch-strukturelle Beschreibung) die PAK-Immission prognostizieren kann.

Dazu wird ein Modell benötigt, welches aus dem Input (Gebietsbeschreibung in Form von bis zu 30 Parametern) die resultierende Belastung mit PAK als Output berechnet. Prinzipiell gibt es zwei Methoden, Modelle zur Beschreibung von Systemen zu entwickeln. Sie werden dementsprechend klassifiziert in:

- **Aufbaumodelle**

Grundlage hierfür ist eine Analyse und mathematische Beschreibung zumindest der wichtigsten dem realen Systemverhalten zugrunde liegenden Mechanismen und Vorgänge.

Im betrachteten Fall sind die Mechanismen vielzählig, hochkomplex sowie zumindest teilweise voneinander abhängig. Folglich ist diese Methode der Modellbildung für die geplante Anwendung extrem aufwändig, da davon auszugehen ist, dass nicht alle bestimmenden Mechanismen bekannt sind und mathematisch beschrieben werden können.

- **Verhaltensmodelle**

Ein Verhaltensmodell ist eine Blackbox, die das Verhalten des realen Systems nachahmt, ohne dass die physikalischen Zusammenhänge, die zu diesem Verhalten führen, bekannt sind bzw. interessieren.

Basis des Blackbox-Modells ist ein hinreichend großes und inhomogenes Set von Beispielen des realen Systemverhaltens (Beispiel = Input-Outputpaare). Bildlich gesprochen bildet man ein Expertensys-

tem aus, dessen Know-how auf Erfahrung basiert.

Künstliche neuronale Netze sind Blackbox-Modelle, die das Systemverhalten anhand von Beispielen lernen. Natürlich kann hierbei das Expertensystem nur „wissen“, was es anhand von Trainingsbeispielen „gelernt“ hat, d.h. die Prognose ist nur innerhalb des von Beispielen abgedeckten Raums möglich (→ Interpolation); außerhalb (→ Extrapolation) ist keine zuverlässige Prognose möglich.

6.2 Prinzipieller Aufbau biologischer und künstlicher neuronaler Netze

Im Folgenden soll zunächst das biologische Vorbild der künstlichen neuronalen Netze kurz skizziert werden.

In biologischen Systemen übernehmen **Nervenzellen** die Aufgabe der Kommunikation zwischen Zentralnervensystem und Muskeln bzw. Sinnesorganen. Der Mensch besitzt ca. 100 Milliarden (10^{11}) Nervenzellen, wobei sich die größte Anzahl im Gehirn befindet, die zweitgrößte im Bauchraum. Nervenzellen unterscheiden sich von anderen Zellen vor allem in der Zellform, der Art der Zellmembran und durch die Fähigkeit, an den Enden von Ausläufern der Zellen Verdickungen (**Synapsen**) bilden zu können, die mit anderen Nerven- oder Muskelzellen in Kontakt treten und Nervenimpulse weiterleiten können.

Die Nervenzellen bestehen meist aus einem **Zellkörper**, einem **Axon** und **Dendriten**. Nach ihrer Form und Lage in den verschiedenen Bereichen des Gehirns kann man Nervenzellen grob in folgende Klassen aufteilen (siehe Abb. 6.2-1):

- **unipolare** Zellen haben neben dem Zellkörper (Stoma) mit Zellkern (Nukleus) nur einen Fortsatz, die Nervenfasern (Axon),
- **bipolare** Zellen haben neben dem Zellkörper mit Zellkern zwei Fortsätze, ein Axon und einen Dendriten,
- multipolare Zellen besitzen neben dem Zellkörper mit Zellkern ein Axon und viele Dendriten (kommen nur in Wirbeltieren vor).

Mit Hilfe der **Dendriten** – dünnen, röhrenförmigen und meist stark verästelten Fortsätzen – nimmt die Nervenzelle Signale auf. Die Weiterleitung der Signale erfolgt über die normalerweise viel längere Nervenfasern, das **Axon**. Das Axon unterscheidet sich in der Struktur und den Eigenschaften der Membran von den Dendriten und kann eine Länge von wenigen Millimetern bis zu fast einem Meter aufweisen. Erst im Zielgebiet verästelt sich das Axon und bildet an den Enden der Verästelungen die sogenannten **Synapsen**.

Die Synapsen wandeln die elektrischen Impulse des Axons in chemische Signale um, die von anderen Nervenzellen wieder durch ihre Dendriten aufgenommen werden können. Die meisten Zellen besitzen zwischen 2.000 und 10.000 Synapsen, in Extremfällen auch bis zu 150.000 Synapsen (ZELL 1994, <http://www.lampel.net>).

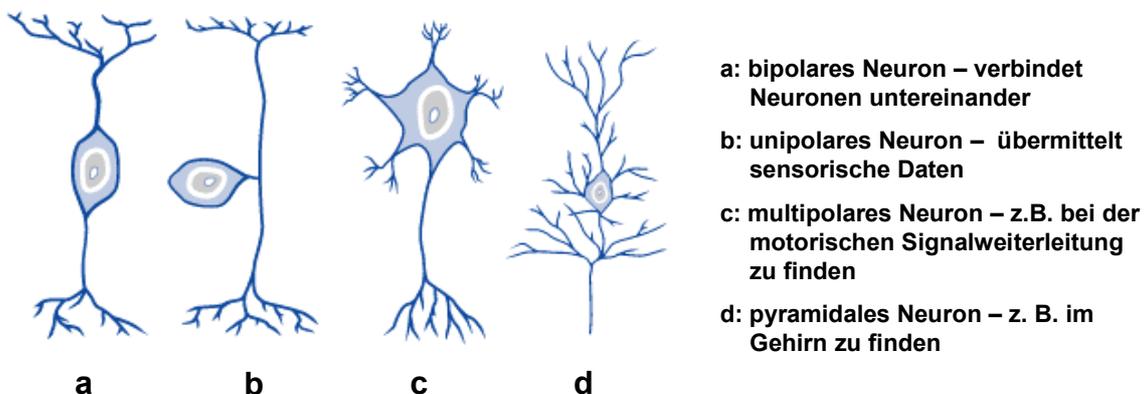


Abb. 6.2-1: verschiedene Typen von Nervenzellen (aus <http://www.lampel.net>)

Gegenüber dem biologischen Vorbild ist die Simulation der Neuronen in künstlichen neuronalen Netzen sehr stark idealisiert. Folgende Ähnlichkeiten mit dem biologischen Vorbild sind nach ZELL (1994) jedoch in fast allen Modellen künstlicher neuronaler Netze realisiert:

- massive Parallelität einer großen Zahl von Verarbeitungseinheiten,
- einfache Elemente (Neuronen) – Elemente in künstlichen neuronalen Netzen sind relativ einfach im Verhältnis zur Komplexität des mit ihnen aufgebauten Gesamtsystems,
- gerichtete Verbindungen zwischen Neuronen über Synapsen – diese werden in der Simulation durch Verbindungen mit Gewichten dargestellt,
- Zellen (Neuronen) kommunizieren den Grad ihrer Aktivierung über die Verbindungen,
- Verbindungsgewichte sind modifizierbar (plastisch),

relativ hohe Konnektivität der Neuronen – ein Element (Neuron) ist im allgemeinen mit sehr vielen anderen Elementen verbunden.

6.3 Grundlagen künstlicher neuronaler Netze

Neuronale Netze (NN), oft auch als **künstliche neuronale Netze (KNN)**, im Englischen als artificial neural networks (ANN) bezeichnet, sind informationsverarbeitende Systeme, die aus einer großen Anzahl einfacher Einheiten (Zellen, Neuronen) bestehen, die sich Information in Form der Aktivierung der Zellen über gerichtete Verbindungen (connections, links) zusenden (ZELL 1994).

Inzwischen gibt es viele Wissenschaften mit Verbindungen zum Gebiet der neuronalen Netze, wobei je nach Interesse und fachlicher Ausrichtung unterschiedliche Gesichtspunkte eine Rolle spielen (siehe Abb. 6.3-1).

Künstliche neuronale Netze entstammen dem Versuch, biologische informationsverarbeitende Systeme mathematisch sowie technisch zu modellieren. Sie werden in verschiedenen Bereichen, beispielsweise Mustererkennung, Funktionsapproximation, Optimierung, Prognose und schließlich auch Regelung, eingesetzt. Die Art und Weise, wie sie dabei eingesetzt werden, ist grundsätzlich gleich. „Ein KNN kann als Abbildungsvorschrift verstanden werden, die eine Menge von Eingaben, deren spezifische Eigenschaften durch sogenannte Eingabevektoren codiert werden, in eine Menge von Ausgaben, die ebenfalls durch Vektoren beschrieben werden, abbildet.“ (SCHERER 1996, S. 7).

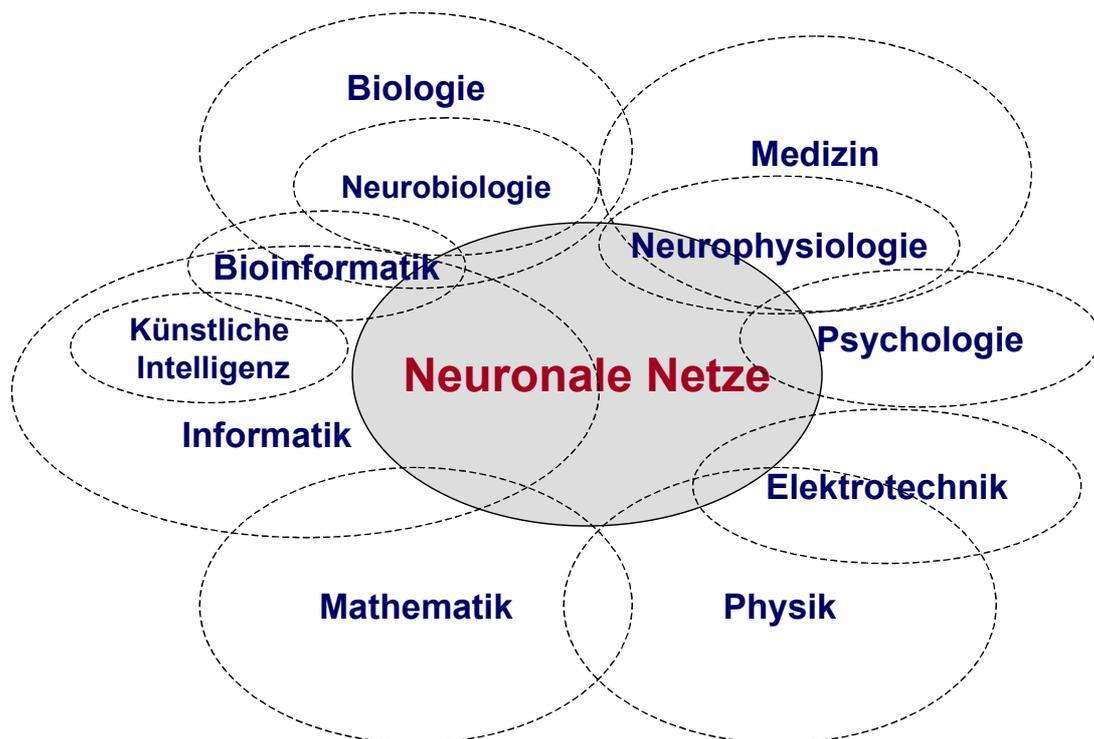


Abb. 6.3-1: Wissenschaften mit Verbindung zum Gebiet der neuronalen Netze (aus ZELL 1994)



Abb. 6.3-2: Künstliches neuronales Netz als Abbildungsvorschrift

Wesentliches Element der künstlichen neuronalen Netze ist ihre **Lernfähigkeit**, d.h. also die Fähigkeit, eine Aufgabe selbständig aus Trainingsbeispielen zu lernen, ohne dass das neuronale Netz dazu explizit programmiert werden muss. Hierbei wird eine auf einer endlichen Anzahl von Punkten gegebene Funktion quasi „erraten“.

Falls die abzubildende Funktion nicht zu kompliziert ist, besteht eine gute Chance, dass das Netz in der Lage ist, die Beispielfälle zu verallgemeinern und die gesuchte Funktion angenähert zu repräsentieren. Bis zu einem gewissen Grad ist das insbesondere auch dann möglich, wenn die Beispiele verrauscht oder sogar widersprüchlich sind. Diese Fähigkeit ist analog zu bestimmten statistischen Verfahren. Oft zeigt sich, dass neuronale Netze ein bestimmtes Problem zwar mit größerem numerischen aber mit geringerem theoretischen Aufwand lösen als entsprechende statistische Verfahren, weshalb das Gebiet der neuronalen Netzwerke auch schon einmal als "Statistik für Anfänger" bezeichnet wird.

6.3.1 Struktur

Künstliche neuronale Netze sind Rechnerstrukturen, die aus einer großen Zahl von untereinander verknüpften (virtuellen) Prozessoren bestehen, wobei jeder ein künstliches Neuron simuliert.

Ein KNN besteht – wie in Kap. 6.2 (S. 139) bereits erwähnt – aus **Knoten** und **Verbindungen** (connections, links). Die Knoten werden wegen ihrer biologischen Vorbilder auch Neuronen genannt; sie werden hier als abstrakte Prozessorelemente aufgefasst. Sie bestehen in Anlehnung an das biologische Vorbild aus folgenden drei Komponenten:

- **Zellkörper**
- **Dendriten**, welche die Eingabe des Netzes in die Zelle aufsummieren und
- einem **Axon**, welches die Ausgabe einer Zelle nach außen weiterleitet, sich verzweigt und mit den Dendriten nachfolgender Neuronen über Synapsen in Kontakt tritt (siehe Abb. 6.3-3, S. 143).

Über die Verbindungen können einzelne Knoten Daten an andere Knoten im Netz senden. Welche Knoten an welche anderen Knoten senden, wird durch die **Netztopologie** festgelegt. Eine Verbindung überträgt nicht nur Daten, sondern sie spielt auch eine Rolle bei der Datenverarbeitung im Neuron. Zu diesem Zweck ist jeder Verbindung eine reelle Zahl zugeordnet, das **Verbindungsgewicht**¹¹, welches die Stärke der Synapse durch einen numerischen Wert darstellt. Der Begriff **Gewicht** entstammt der Tatsache, dass in den meisten Fällen die Signale mit diesem Wert gewichtet (multipliziert) werden. Die Verbindungsgewichte sind als Langzeitspeicher zu sehen und stellen die freien, zu optimierenden Parameter des Netzes dar. Allein durch Modifikation dieser

¹¹ synonym dafür werden auch die Begriffe Kantengewicht (Kante = Verbindung) oder Gewicht verwendet (weight, strength)

Gewichte kann das gewünschte Ein- und Ausgabeverhalten des Netzes erzielt werden. Anstelle der Begriffe Modifikation bzw. Optimierung wird im Zusammenhang mit KNN gewöhnlich der Begriff Lernen verwendet. **Lernen** bedeutet, dass durch Interaktion mit der Umwelt Informationen gewonnen werden, mit deren Hilfe sich das Netz oder genauer gesagt seine Verbindungsgewichte der gestellten Aufgabe anpassen.

Oft besteht ein KNN aus mehreren Gruppen von Zellen (Neuronen, Elementen, units), die in mehreren Schichten hintereinander angeordnet sind (siehe Abb. 6.3-4). Zellen eines künstlichen

neuronalen Netzwerks sind als stark idealisierte Neuronen zu betrachten. Jede der Zellen einer Schicht ist komplett mit allen anderen Zellen der folgenden Schicht verbunden. Je nach Aufgabenstellung bilden sich beim „Training“ manche Verbindungen stärker, andere schwächer aus. Die Stärke einer Verbindung ergibt dann bei unterschiedlichen Inputs unterschiedliche Outputs.

Neuronale Netze lernen aus Beispielen. Sie prägen sich die gewünschte Aufgabe beim Training mit Hilfe der Beispiele selbständig ein. Dabei passen sich die Verbindungen zwischen den Zellen den Erfordernissen an.

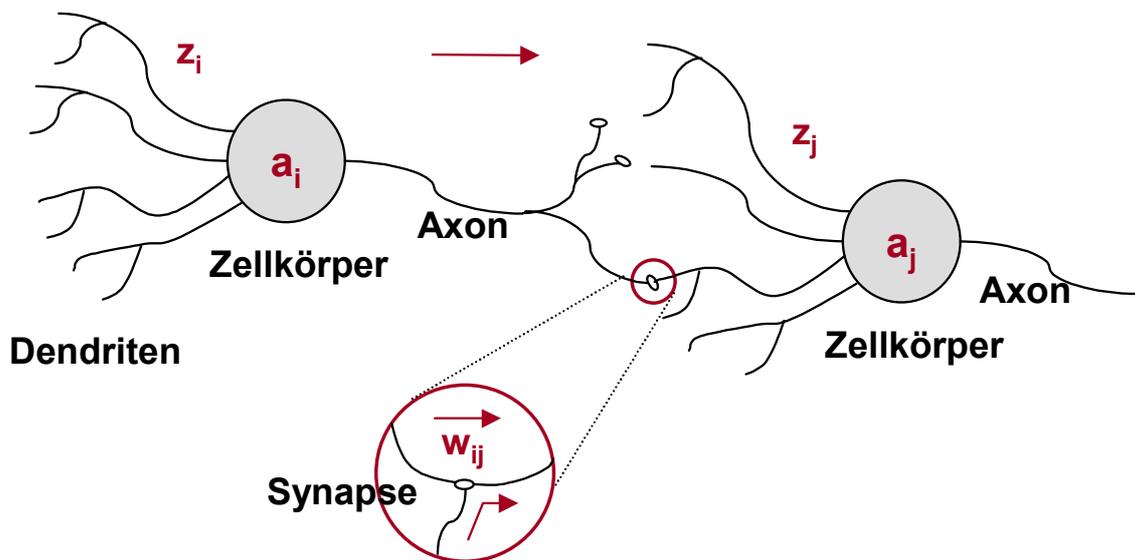
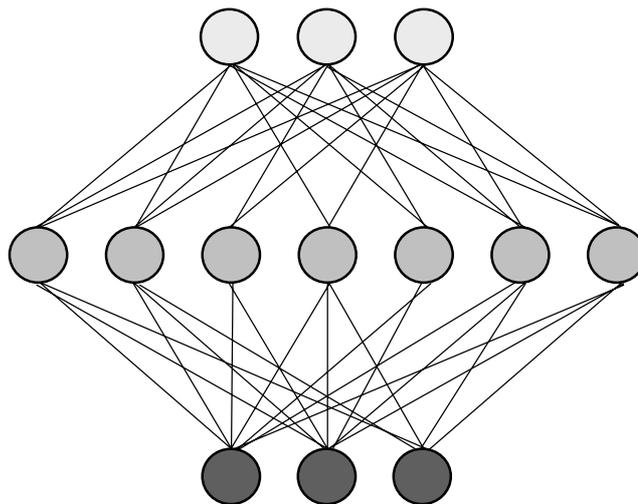


Abb. 6.3-3: Zellen als stark idealisierte Neuronen (verändert nach ZELL 1994)



Die Zellen der ersten Schicht sind dazu da, Aufgaben zu bekommen (Inputzellen).

Zwischen den äußeren Schichten können verborgene Schichten mit weiteren Zellen liegen, die Aufgaben „verarbeiten“ (Hiddenzellen).

Die Zellen der letzten Schicht geben die Lösung aus (Outputzellen).

Abb. 6.3-4: Architektur künstlicher neuronaler Netze (nach <http://www.investox.com/NeuroNetsundGA/Architektur.htm>)

Die mathematische Modellierung eines einzelnen Neurons soll anhand der folgenden Abbildung erklärt werden.

Die Eingangsgrößen p_i des Knotens sind die Neuronenausgaben der vorgeschalteten Schicht. Sie können zum **Eingangsvektor** \mathbf{p} zusammengefasst werden. Die Gewichte der Verbindungen sind mit w_i (w von weight) bezeichnet, zusammen bilden sie den **Gewichtsvektor** \mathbf{w} . Die Informationsverarbeitung im Knoten lässt sich in zwei Schritte aufteilen: Die **Integrationsfunktion** $z(\mathbf{p}, \mathbf{w})$ bereitet zu-

nächst die Eingabe auf. Dabei gehen die Verbindungsgewichte mit ein.

Eine häufig verwendete Integrationsfunktion ist

$$z(\mathbf{p}, \mathbf{w}) = \sum_{i=1}^n w_i \cdot p_i = \mathbf{w} \cdot \mathbf{p} ,$$

d.h. die Eingangssignale werden gewichtet und aufsummiert. Andere Verknüpfungsvorschriften wie beispielsweise folgende

$$z(\mathbf{p}, \mathbf{w}) = \mathbf{p} - \mathbf{w} ,$$

finden ebenfalls Verwendung.

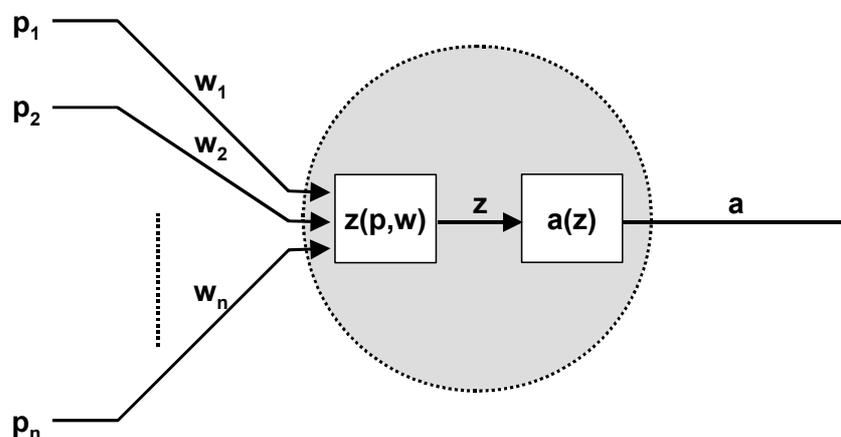


Abb. 6.3-5: Mathematische Modellierung eines einzelnen Neuron

In einem zweiten Schritt wird das Ergebnis der Integrationsfunktion als Argument einer statischen Kennfeldfunktion a verwendet. Der Wert von a ist die Ausgangsgröße des betrachteten Neurons:

$$y = a(z(\mathbf{p}, \mathbf{w})).$$

Der Ausgangswert wird auch als **Aktivität** des Neurons bezeichnet. Daher wird die Funktion a , die anhand der vorverarbeiteten Knoteneingänge den Grad der Neuronaktivität bestimmt, als **Aktivierungsfunktion** bezeichnet. Gebräuchliche Aktivierungsfunktionen sind in Abb. 6.3-6 dargestellt.

Die **Sprungfunktion** trifft eine binäre Entscheidung: Bei Überschreiten einer bestimmten Reizgrenze wechselt der Zustand des Neurons von inaktiv auf aktiv, was in der Literatur

häufig mit dem Begriff „feuern“ beschrieben wird. Die **Hardlimiter** hat dagegen einen kontinuierlichen Aktivitätsbereich, der ab einer bestimmten Reizgrenze in eine Sättigung übergeht. Die **Sigmoidfunktion** hat ebenso einen kontinuierlichen Aktivitätsbereich, weist im Gegensatz zur Rampenfunktion aber keine Knickpunkte auf. Als Vertreter der radialen Basisfunktion ist die Gaußglocke dargestellt. Sie unterscheidet sich von allen anderen durch einen lokal begrenzten Wirkungsbereich. Wird als Aktivierungsfunktion eine lineare Funktion verwendet, spricht man von einem **linearen Assoziator**. Dieser wird häufig in der Ausgangsschicht mehrschichtiger Netze verwendet. Welche Aktivierungsfunktion ausgewählt wird, ist natürlich vom jeweiligen Anwendungsfall abhängig.

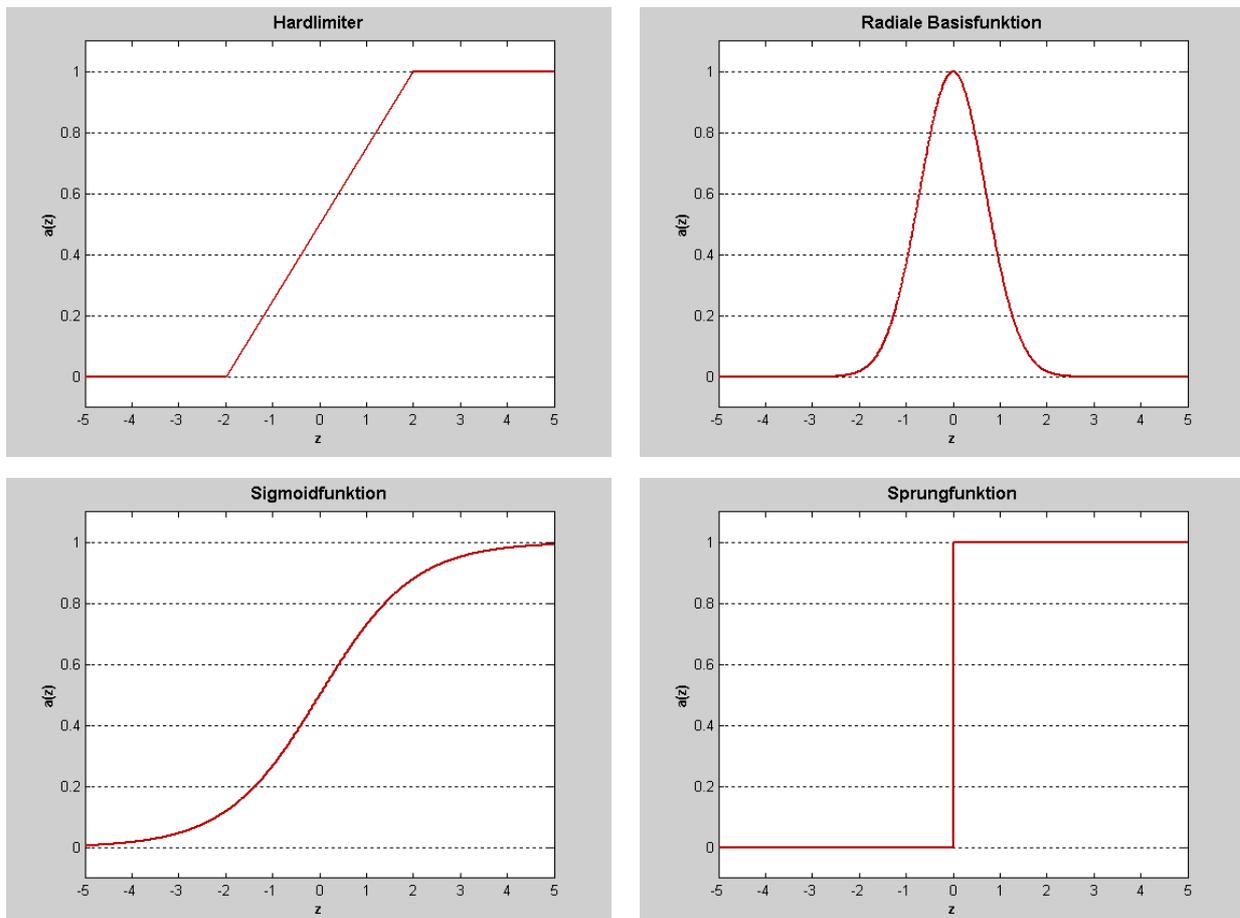


Abb. 6.3-6: Gebräuchliche Aktivierungsfunktionen

Für welche Aufgaben ein Netz geeignet ist, hängt – neben der Art der verwendeten Neuronen – auch stark von der Netztopologie ab. Die Netztopologie kann in einer sogenannten Verbindungsmatrix formal abgebildet werden. Grundsätzlich kann jeder Knoten mit jedem anderen verbunden werden. Häufig werden jedoch mehrschichtige, vorwärtsgerichtete Netze verwendet, sogenannte Feed-Forward-Netze oder auch kurz FF-Netze. Ein FF-Netz liegt vor, wenn die Menge U der Neuronen derart in Teilmengen U_i aufgeteilt ist, dass es jeweils nur gerichtete Verbindungen von U_i nach U_{i+1} gibt. Ein Netz wird erst dann als mehrschichtig bezeichnet, wenn neben einer Ein- und Ausgabeschicht auch mindestens eine verdeckte Schicht (hidden layer) (siehe Abb. 6.3-7, S. 146) existiert. Die Neuronen der Eingangsschicht besitzen nur einen Eingang und sowohl ihre Integrationsfunktion als auch ihre Aktivierungsfunktion besteht aus der Identität:

$$z = p$$

$$a = z = p.$$

Einzige Aufgabe der Eingangsschicht ist es, die Eingaben auf alle Neuronen der Folgeschicht zu verteilen. Aus diesem Grund wird die Eingangsschicht nicht mitgezählt. Nach dieser Definition ist das folgende KNN ein **zweischichtiges FF-Netz**.

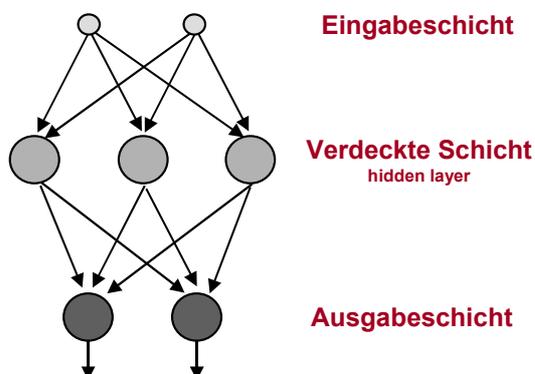


Abb. 6.3-7: Zweischichtiges FF-Netz

Wie aufgezeigt, bestehen neuronale Netze im Allgemeinen aus folgenden Komponenten (siehe Abb. 6.3-3, S. 143):

- Zellen → besitzen folgende Bestandteile:
 - Integrationsfunktion* $z_i(\mathbf{p}, \mathbf{w})$ → gibt an, wie sich die Netzeingabe eines Neurons n_i aus den Ausgaben der anderen Neuronen und den Verbindungsgewichten berechnet
 - Aktivierungsfunktion* a_i → bestimmt die Aktivität des Neurons n_i und somit die Ausgabe des Neurons n_i anhand der durch die Integrationsfunktion vorverarbeiteten Neuroneneingängen
- Verbindungsnetzwerk → Ein neuronales Netz kann als gerichteter, gewichteter Graph angesehen werden, wobei die Kanten die gewichteten Verbindungen zwischen den Neuronen darstellen. Das Verbindungsnetzwerk wird charakterisiert durch die Verbindungsgewichte w_{ij} , die in der Gewichtsmatrix \mathbf{w} als mathematische Beschreibung des Verbindungsnetzwerks zusammengefasst werden können. Bei Betrachtung zweier Neuronen n_i und n_j steht w_{ij} dabei für das Verbindungsgewicht der Verbindung von n_i zu n_j .
- Lernverfahren → Algorithmus gemäß dem das neuronale Netz lernt, für eine vorgegebene Eingabe (Input) eine gewünschte Ausgabe (Output) zu berechnen.

6.3.2 Lernverfahren

Lernverfahren dienen dazu, die freien Parameter des Netzes so einzustellen, dass das Netz die gestellte Aufgabe bestmöglich erfüllt, d.h. eine gute Übereinstimmung zwischen erwünschtem und tatsächlichem Output erzielt. Dies setzt allerdings voraus, dass man angeben kann, was eine „erwünschte“ Ausgabe ist.

Man unterscheidet zwischen folgenden drei Lernverfahren:

- **überwachtes Lernen (supervised learning):**
Hierbei wird zu jedem Eingabemuster der Trainingsmenge das korrekte bzw. beste Ausgabemuster angegeben. Bei der Modifikation der Netzgewichte wird demnach auch die Netzausgabe berücksichtigt. Diese Art des Lernens ist üblicherweise die schnellste Methode, ein Netz für eine Aufgabe zu trainieren.
- **bestärkendes Lernen (reinforcement learning):**
Zu jedem Eingabemuster der Trainingsmenge wird hier nur angegeben, ob es richtig oder falsch klassifiziert wurde, jedoch nicht die korrekte bzw. beste Ausgabe angegeben.
- **unüberwachtes Lernen (unsupervised learning, self-organized learning):**
Dem Netz werden nur Eingabemuster präsentiert, die Netzausgabe wird nicht betrachtet. Das Lernen geschieht durch Selbstorganisation des Netzes. Durch das Lernverfahren versucht das Netz, ähnliche Eingabemuster in ähnliche Kategorien zu klassifizieren bzw. sie durch die Aktivierung der gleichen oder räumlich benachbarten Neuronen als ähnlich zu identifizieren. Es werden also die statistischen Eigenschaften der Eingabemustermenge extrahiert (ZELL 1994).

Im Rahmen dieser Arbeit wird das KNN zur Funktionsapproximation auf Basis bekannter Stützpunkte eingesetzt, weswegen nicht näher auf die Verfahren des bestärkenden bzw. des unüberwachten Lernens eingegangen wird.

Theoretisch gibt es sehr viele Arten, wie neuronale Netze lernen können. Fast alle Verfahren des überwachten Lernens sind **iterativ**, d.h. die optimale Netzeinstellung wird schrittweise gesucht. Nach jedem Schritt wird anhand der Beurteilung der Netzausgabe die

Veränderungsrichtung¹² neu bestimmt und die Gewichte verstellt. Dieser Vorgang wird als Gewichts-update bezeichnet. Die Beurteilung der Netzausgabe wird dabei direkt über die Berechnung des Ausgabefehlers vorgenommen.

6.3.3 General Regression Neural Network (GRNN)

Entsprechend dem Untersuchungsansatz (siehe Kap. 3, S. 51) der vorliegenden Arbeit, wird nach einem Modell gesucht, das den funktionalen Zusammenhang zwischen Faktoren zur Gebietsbeschreibung und der entsprechenden PAK-Immission annähert. Es handelt sich, wie bereits erwähnt, um ein Problem aus dem Bereich der Funktionsapproximation. Für diesen Anwendungsfall ist der Netztyp des **GRNN** besonders gut geeignet und findet daher im Rahmen dieser Arbeit Anwendung.

GRNN sind eine Sonderform bzw. strukturelle Erweiterung der sogenannten **Radiale-Basis-Funktions-Netze (RBFN)**. Nachfolgend werden daher zuerst die RBFN beschrieben. Anschließend wird dann – aufbauend auf dieser Beschreibung – detailliert auf die Eigenschaften der GRNN eingegangen.

Radiale-Basis-Funktions-Netze

Radiale-Basis-Funktions-Netze entstammen einem allgemeinen mathematischen Ansatz zur Funktionsapproximation. Bei den RBFN handelt es sich um spezielle vorwärtsgerichtete neuronale Netze, die nur eine Schicht verdeckter Neuronen besitzen, deren Anzahl der Zahl der Trainingsmuster entspricht.

RBFN haben gegenüber anderen Netzmodellen laut ZELL (1994) zwei Vorteile:

¹² Richtung im Raum, der durch die Gewichte aufgespannt wird

- Die Aktivierungsfunktion der Neuronen liefert nur dann große Werte, wenn sich das Eingabemuster in der Nähe einer Stützstelle befindet. Für Testmuster außerhalb des Bereiches, der durch die Trainingsmuster abgedeckt wurde, liefert das Netz nur geringe Aktivierungen.
- Die einfache Struktur der RBFN mit nur einer verdeckten Schicht Neuronen erlaubt eine direkte (nicht iterative) Berechnung der Gewichte des Netzwerks.

Die Arbeitsweise und Struktur der RBF-Netze soll anhand der Approximation von Funktionen $\mathfrak{R}^2 \rightarrow \mathfrak{R}^1$ (zweidimensional) verdeutlicht werden, da dieser Fall sehr anschaulich darstellbar ist. Die Übertragung auf höherdimensionale Funktionen $f: \mathfrak{R}^n \rightarrow \mathfrak{R}^m$ ist ohne Probleme möglich (ZELL 1994, SCHÄFFNER 1996).

Ausgangspunkt ist eine unbekannte statische und nichtlineare Funktion $y = f(x_1, x_2)$. Durch Messungen wurden q Wertepaare (\mathbf{x}^i, y^i) gewonnen. Diese sogenannten Stützstellen bilden die Menge M :

$$M = \{(\mathbf{x}^i, y^i), \mathbf{x}^i \in \mathfrak{R}^2, y^i \in \mathfrak{R}^1, i = 1 \dots q\}$$

Jede Stützstelle i besteht aus dem 2-dimensionalen Eingabevektor \mathbf{x}^i und dem dazugehörigen reellwertigen Funktionswert y^i (= **Stützwert**) (ZELL 1994). Die Vektoren \mathbf{x}^i werden im Weiteren als **Koordinaten der Stützstellen** bezeichnet.

Mit Hilfe eines RBFN soll nun eine Näherungsfunktion $\hat{y} = \hat{f}(x_1, x_2)$ realisiert werden, welche die Funktion y auf der Grundlage von M möglichst gut annähert. Über M hinausgehendes Wissen ist nicht vorhanden (\rightarrow Gültigkeitsbereich). Abb. 6.3-8 zeigt die Struktur eines RBFN zur Approximation einer Funktion $\mathfrak{R}^2 \rightarrow \mathfrak{R}^1$.

Die **verdeckten** Neuronen besitzen hierbei die etwas ungewöhnliche Integrationsfunktion¹³ $\mathbf{z}(\mathbf{x}, \boldsymbol{\zeta}) = \mathbf{x} - \boldsymbol{\zeta}$ (siehe Abb. 6.3-8, S. 149). Der Sinn der Verwendung dieser Funktion wird im

Folgenden verdeutlicht. Die Aktivierungsfunktion der verdeckten Schicht ist

$$a(\mathbf{z}) = e^{-\frac{1}{\sigma} \cdot \mathbf{z}^2}.$$

Das Neuron der **Ausgangsschicht** ist ein linearer Assoziator¹⁴ (siehe Abb. 6.3-8, S. 149), daher gilt:

$$\hat{y} = z(\boldsymbol{\vartheta}, \mathbf{y}) = \sum_{i=1}^q \vartheta_i \cdot y_i.$$

Die Ausgabe des Netzes wird durch Überlagerung der Aktivitäten der verdeckten Neuronen generiert. Die Arbeitsweise des RBFN zur Funktionsapproximation wird deutlich, wenn man betrachtet, welche funktionale Abbildung jedes einzelne Neuron der verdeckten Schicht realisiert. Der in Abb. 6.3-8 hervorgehobene Strang q realisiert eine Funktion $f_q: \mathfrak{R}^2 \rightarrow \mathfrak{R}^1$:

$$y_q = \exp\left(-\frac{1}{\sigma} \cdot \left((x_1 - \zeta_1^q)^2 + (x_2 - \zeta_2^q)^2\right)\right)$$

Die Gewichte ζ_1^q und ζ_2^q sind als Zentrumsvektor $\boldsymbol{\zeta}^q$ einer radialen Basisfunktion – hier einer Gaußglocke – interpretierbar, mit dem diese im Eingangsraum platziert werden kann. Mit dem Breitenparameter σ kann die Größe der Grundfläche und damit der Wirkungsbereich der radialsymmetrischen Basisfunktion verändert werden (siehe Abb. 6.3-9) (ZELL 1994, SCHÄFFNER 1996).

¹³ Die Funktion ist insofern ungewöhnlich, da das Ergebnis kein Skalar (= eindimensionale Größe), sondern ein Vektor ist.

¹⁴ Als Aktivierungsfunktion wird eine lineare Funktion verwendet, d.h. die Eingangsgröße wird mit einem konstanten Wert multipliziert.

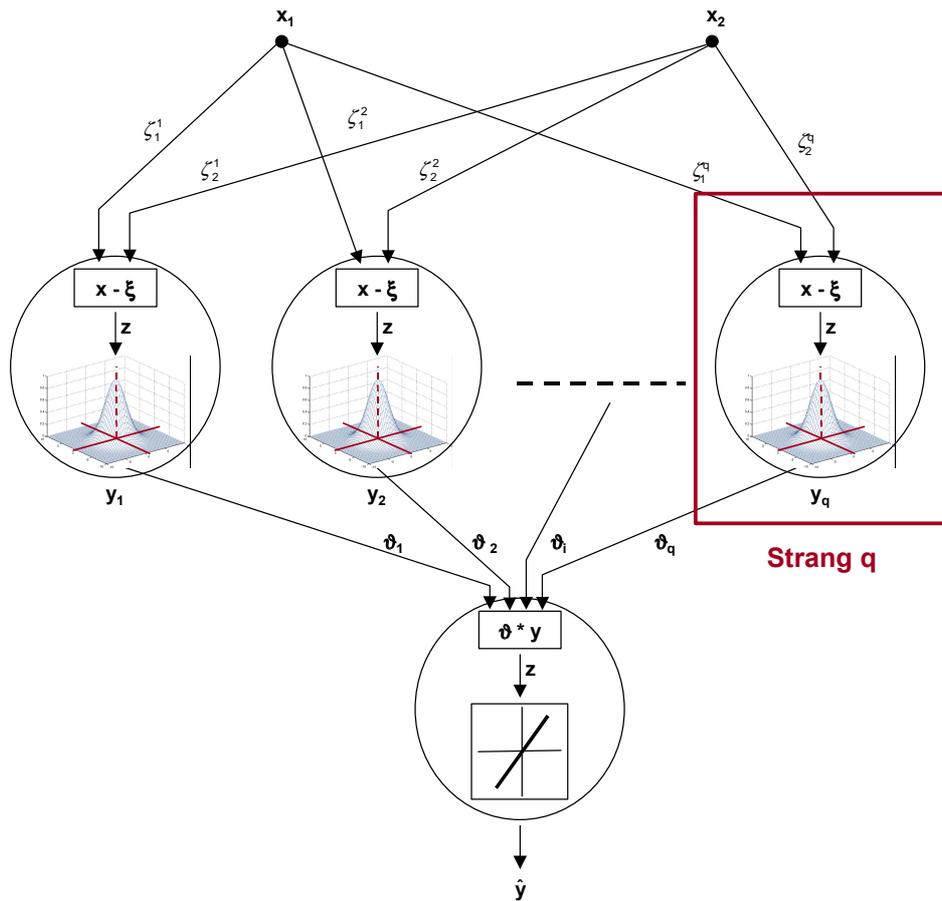


Abb. 6.3-8: RBFN zur Approximation der Funktion $y = f(x_1, x_2)$

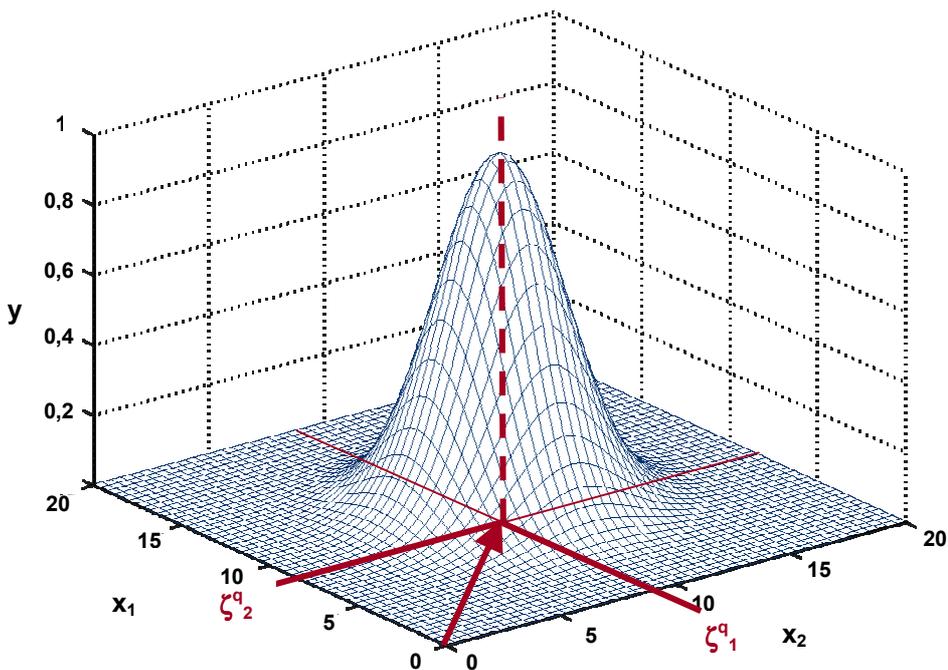


Abb. 6.3-9: ζ^q als Zentrumsvektor einer Gaußglocke

Durch die anschließende Gewichtung mit v_q^j wird die Höhe der Gaußglockenfunktion festgelegt. Die gewichteten Ausgänge aller Einzelstränge werden durch das Neuron der Ausgangsschicht aufsummiert und das Summenergebnis dann unverändert als Netzausgang ausgegeben (siehe Abb. 6.3-8, S. 149):

$$\hat{y}_{\text{RBFN}} = \sum_{i=1}^q v_i^j \cdot \exp\left(-\frac{1}{\sigma} \left((x_1 - \zeta_1^i)^2 + (x_2 - \zeta_2^i)^2 \right)\right)$$

Das RBFN approximiert eine Funktion folglich durch Superposition (Überlagerung) radialer Basisfunktionen.

Um die Netzparameter anhand von \mathbf{M} so einzustellen, dass das Netz die \mathbf{M} zugrunde liegende Funktion y approximiert, erfolgt das Netztraining beim RBFN in drei Schritten:

- **Festlegen der Zentren der Basisfunktionen** $\zeta^i = \mathbf{x}^i$, $i = 1 \dots q$

Es werden direkt die Koordinaten der einzelnen Stützstellen der Menge \mathbf{M} übernommen. Hieraus ergibt sich, dass das Netz so viele Neuronen in der verdeckten Schicht hat, wie Trainingsvektoren vorhanden sind.

- **Wahl des Breitenparameters σ**

Hierbei wird versucht, möglichst den ganzen Eingaberaum zu überdecken. Bei nicht gleichmäßig verteilten Stützstellen ist für jedes Neuron ein eigener Breitenparameter zu verwenden, der beispielsweise nach der k-nearest-neighbor Methode ermittelt werden kann (SCHERER 1996).

- **Berechnen des Parametervektors ϑ**

Zu diesem Zweck kann die RBFN-Gleichung als Rechenvorschrift für einen Interpolator betrachtet werden. Die Interpolationsbedingung lautet:

$$y^i = \hat{y}_{\text{RBFN}}(\mathbf{x}^i), \quad i = 1 \dots q$$

Es liegt ein bezüglich des unbekanntenen Vektors ϑ lineares Gleichungssystem vor. „Existiert eine eindeutige Lösung, so kann ϑ durch eine Matrixinversion bestimmt werden. Bei großen Stützwertemengen ist jedoch die Inversion von sehr großen Matrizen aus numerischen Gründen schnell nicht mehr praktikabel.“ (SCHÄFFNER 1996, S. 24). In diesem Fall werden auch bei RBFNs gradientenbasierte Lernverfahren angewendet.

Das Approximationsverhalten eines RBFN soll beispielhaft an der Funktion

$$y = \tanh(1,2 \cdot x_1) + 0,1 \cdot x_2^2 \cdot \text{sign}(x_2)$$

erläutert werden. Dieser Funktion werden 16 Stützwerte entnommen, mit denen ein RBFN gemäß Abb. 6.3-8 (S. 149) trainiert werden kann. Abb. 6.3-10 (S. 151) zeigt die Originalfunktion sowie die RBFN-Approximation mit jeweils unterschiedlichen Breitenparametern.

Das Beispiel verdeutlicht die Nachteile der RBFN-Approximation:

Das Interpolationsverhalten ist nur bei ausreichend groß gewählten Breitenparametern akzeptabel. Bei zu geringer Überlappung strebt die Approximationsfunktion zwischen den Stützwerten immer gegen den Wert 0, was bedeutet, dass die Erhaltung der Monotonie der Stützwerte nicht gewährleistet ist.

Außerhalb der Stützstellenmenge strebt \hat{y}_{RBFN} unabhängig vom Breitenparameter immer gegen den Wert 0.

Durch eine relativ kleine strukturelle Erweiterung lassen sich die beschriebenen Nachteile beseitigen, woraus ein erheblich vereinfachtes Lernverfahren resultiert.

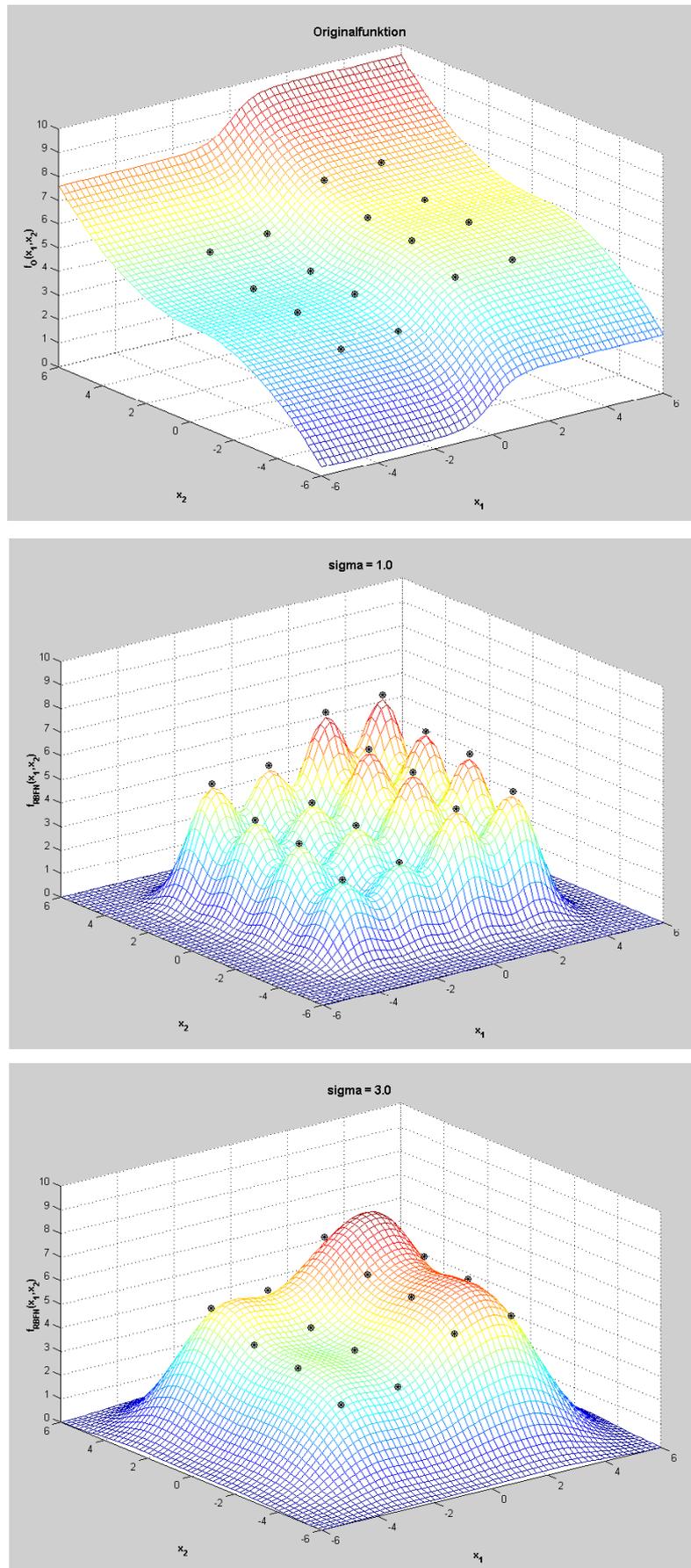


Abb. 6.3-10: Approximationsverhalten eines RBFN (Erläuterungen siehe Text), \oplus = entnommene Stützstellen

General Regression Neural Network (GRNN)

Das GRNN wurde 1991 von SPECHT vorgeschlagen. Es handelt sich hierbei um eine Weiterentwicklung des Probabilistic-Neural-Netzwerk (PNN), die im Ergebnis eine enge strukturelle Verwandtschaft mit den RBFN aufweist.

Das GRNN wird mit Hilfe mathematischer Methoden der Stochastik abgeleitet. Grundlegende Frage ist hierbei, wie wahrscheinlich ein Funktionswert y an einer Stelle \mathbf{x} ist unter der Bedingung, dass die Stützstellenmenge \mathbf{M} bekannt ist (bedingte Wahrscheinlichkeit). Von dieser bedingten Wahrscheinlichkeit wird in Abhängigkeit von \mathbf{x} und der Stützstellenmenge \mathbf{M} das Maximum für y berechnet. Das Ergebnis ist (der Anschaulichkeit halber auch hier der Fall $\mathfrak{R}^2 \rightarrow \mathfrak{R}^1$):

$$\hat{y}_{\text{GRNN}} = \frac{\sum_{i=1}^q \vartheta_i \cdot e\left(-\frac{1}{\sigma} \cdot \left((x_1 - \zeta_1^i)^2 + (x_2 - \zeta_2^i)^2\right)\right)}{\sum_{k=1}^q e\left(-\frac{1}{\sigma} \cdot \left((x_1 - \zeta_1^k)^2 + (x_2 - \zeta_2^k)^2\right)\right)}$$

Ein Vergleich mit der RBFN-Gleichung zeigt, dass das GRNN ein Sonderfall eines RBFN ist:

$$\hat{y}_{\text{GRNN}} = \frac{\hat{y}_{\text{RBFN}}}{\sum_{k=1}^q e\left(-\frac{1}{\sigma} \cdot \left((x_1 - \zeta_1^k)^2 + (x_2 - \zeta_2^k)^2\right)\right)}$$

Die Ausgabe des GRNN ist gleich der auf die Summe aller Neuronenaktivitäten der verdeckten Schicht normierten RBFN-Ausgabe. In der Literatur ist daher auch die Bezeichnung **normierte RBFN** gebräuchlich. Strukturell äußert sich der Unterschied durch ein zweites Neuron in der Ausgabeschicht. Die zugehörigen Verbindungsgewichte sind alle identisch 1 (siehe Abb. 6.3-11, S. 153).

Um die unbekannte Funktion y auf der Grundlage der Stützwertemenge \mathbf{M} anzunähern, müssen die Parameter des GRNN wie folgt eingestellt werden:

$$\zeta^i = \mathbf{x}^i$$

$$\vartheta^i = y^i = f(\mathbf{x}^i), \quad i = 1 \dots q.$$

Dieses "Lernverfahren" ist nichts weiter als das Kopieren der Stützstellen. Es wird wegen der Ausführbarkeit in einem Schritt auch als **one-pass-learning** bezeichnet. Durch Parametrierung der Verbindungsgewichte der verdeckten Schicht werden Gaußglocken in die q Stützstellen verschoben. Die Höhen der Glockenfunktionen entsprechen den Funktionswerten von y an den Stützstellen. Das ist ein weiterer Vorteil der GRNN: Die Vorgänge im Netz sind sehr transparent, so dass die zu optimierenden Netzparameter keine „nichtssagenden“ internen Werte sind, sondern direkt den Netzausgangsgrößen zugeordnet werden können. Lediglich die Werte des Breitenparameters σ sind noch geeignet zu bestimmen. Bevor hierauf näher eingegangen wird, soll zunächst das Approximationsverhalten des GRNN ebenfalls anhand der Beispielfunktion

$$y = \tanh(1,2 \cdot x_1) + 0,1 \cdot x_2^2 \cdot \text{sign}(x_2)$$

verdeutlicht werden (siehe Abb. 6.3-12, S. 155).

Man erkennt deutlich das verbesserte Approximationsverhalten gegenüber dem Standard-RBFN (vgl. Abb. 6.3-10, S. 151 und Abb. 6.3-12, S. 155):

- Die Funktionswerte zwischen den Stützwerten liegen, unabhängig von σ , immer zwischen den Werten der nächstgelegenen Stützstellen, d.h. die Monotonieeigenschaft der Stützwerte wird korrekt wiedergegeben.
- Außerhalb des Approximationsbereiches wird immer der Wert der nächstgelegenen Stützstelle extrapoliert.

Der Einfluss des Breitenparameters σ ist durch die Normierung der Netzausgabe wesentlich unkritischer geworden. Je kleiner der Wert gewählt wird, desto „eckiger“ verläuft die Approximationsfunktion, die Abweichungen an den Stützstellen streben gegen 0, d.h. es findet

quasi eine reine Interpolation statt. Umgekehrt führen größere Werte zur Glättung des Funktionsverlaufes, wobei mit wachsenden Werten für σ die Abweichungen an den Stützstellen

immer größer werden. Aus diesem Grund wird σ in Zusammenhang mit dem GRNN auch als Glättungsfaktor bezeichnet.

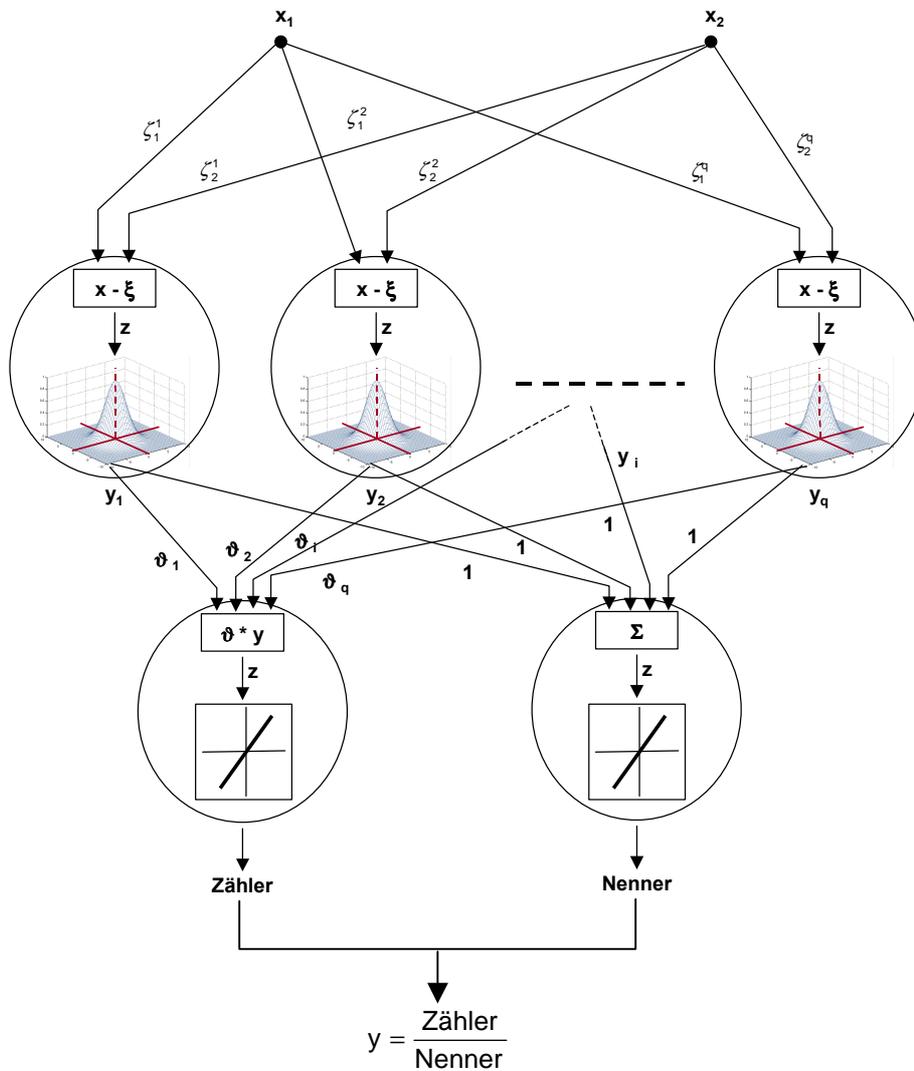


Abb. 6.3-11: GRNN zur Approximation der Funktion $y = f(x_1, x_2)$

Es muss noch eine Division (Zähler/Nenner) durchgeführt werden, um den Ausgangswert zu erhalten.

Die Bestimmung geeigneter Breitenparameter hängt von folgenden Randbedingungen ab:

- der Verteilung der Stützstellen im Eingaberaum, d.h. dem Abstand der Stützstellen zueinander. Bei gleichmäßiger (äquidistanter) Verteilung der Stützstellen kann für alle Stützstellen der gleiche Wert

für alle Stützstellen der gleiche Wert für σ_{ij} gewählt werden.

Bei ungleichmäßiger Verteilung der Stützstellen muss der jeweilige Wert σ_{ij} in Abhängigkeit von der Lage zu den Nachbar-

stützstellen angepasst werden. Dieses ist die Minimalforderung zum Erreichen eines guten Approximationsverhaltens. Eine weitere Optimierung kann dadurch erreicht werden, dass die Ausdehnung der Gaußglocke einer Stützstelle in den einzelnen Raumrichtungen variiert. Hierfür müssen für eine Stützstelle im Extremfall doppelt so viele Breitenparameter verwendet und mit Werten belegt werden wie der Eingaberaum Dimensionen hat (Beispiel: $f : \mathfrak{R}^2 \rightarrow \mathfrak{R}^1$ erfordert pro Stützstelle vier Breitenparameter);

- der geforderten Kurvenglättung, wobei in den meisten Fällen für den Anwendungsfall Funktionsapproximation möglichst glatte Kurvenverläufe angestrebt werden;
- der geforderten Genauigkeit an den Stützstellen, d.h. dem maximalen tolerierbaren Fehler der Approximation in den Stützstellen.

Die zweite und dritte Randbedingung stellen einen Zielkonflikt dar, denn ein stark geglätteter Verlauf bedingt große Werte für σ_{ij} . Je größer die Breitenparameter gewählt werden, desto mehr beeinflussen die Stützstellen sich gegenseitig (\rightarrow Superposition), was wiederum zu größeren Abweichungen in den Stützstellen führt.

Ein Algorithmus zur Bestimmung der Breitenparameter muss daher die maximalen Werte der einzelnen Breitenparameter bestimmen, wobei die maximale Abweichung an den Stützstellen die Begrenzung darstellt. Die direkte Berechnung der Breitenparameter ist wegen der gegenseitigen Beeinflussung der Stützstellen nicht möglich, weshalb für die Bestimmung mit iterativen Verfahren gearbeitet wird (das in dieser Arbeit verwendete Verfahren ist in Kap. 6.4.4, S. 164 beschrieben).

Wegen der sehr guten Approximationseigenschaften, des einfachen Lernalgorithmus und der hohen Transparenz wird das GRNN im Rahmen dieser Arbeit eingesetzt.

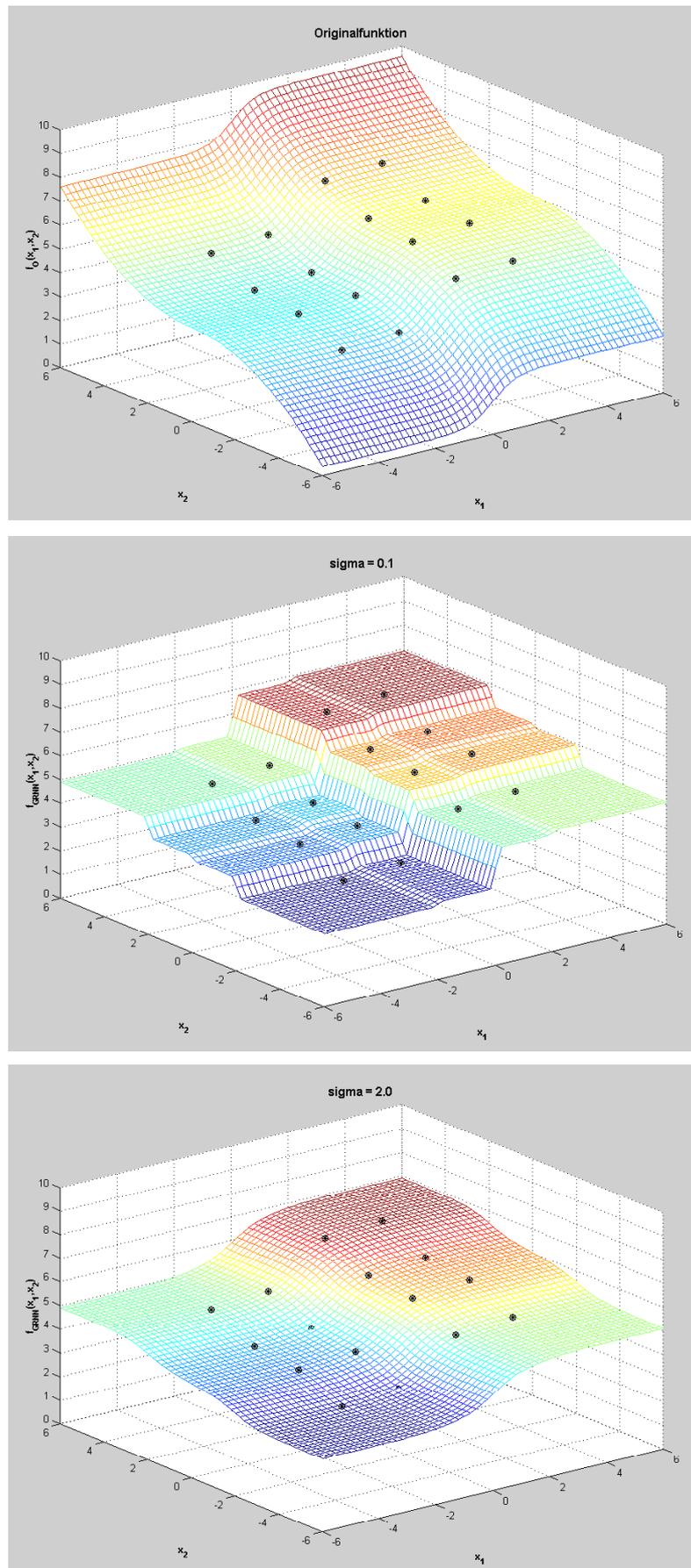


Abb. 6.3-12: Approximationsverhalten eines GRNN (Erläuterungen siehe Text), \oplus = entnommene Stützstellen

6.4 Neuronales Netz zur Funktionsapproximation

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Funktionsapproximation (GRNN) mit Hilfe des Programms Matlab – Version 6.0 realisiert. Da für das Modell bestimmte Netzparameter optimiert werden mussten, konnte sich bei der Realisierung des GRNN nicht auf die von Matlab angebotene Toolbox „Neuronal Network“ gestützt werden.

6.4.1 Matlab-Skripte und -Funktionen

Ein **Matlab-Skript** besteht aus einer Aneinanderreihung beliebig vieler Matlab-Befehle (→ Befehlssequenz) und kann in einem sogenannten M-File (*.m: matlabspezifisches Datenformat) abgespeichert werden. Der Aufruf eines Matlab-Skripts, d.h. die Eingabe des entsprechenden Dateinamens (Skriptname = Dateiname) im Matlab-Interpreter (Matlab-Oberfläche) führt zur automatischen Abarbeitung der enthaltenen Befehlssequenz mit gleichem Resultat als würde der Anwender Befehl für Befehl manuell im Interpreter eingeben. Matlab-Skripte dienen also der Automatisierung häufig verwendeter Befehlssequenzen und sind vergleichbar mit Word- oder Excel-Makros. Skripte haben keine Ein- und Ausgabeparameter. Sie arbeiten auf der Datenbasis des sogenannten Workspace, d.h. "Ein- und Ausgabe" erfolgen direkt über die (globalen) Workspace-Variablen.

Matlab-Funktionen sind, ähnlich wie Skripte, Abfolgen von Matlab-Befehlen. Die Definition einer Matlab-Funktion (Funktionsname, Eingabeparameter, Ausgabeparameter, Berechnungsvorschrift) wird ebenfalls in einem M-File abgelegt. Für die Definition einer Funktion in Matlab muss die erste Zeile des M-Files (abgesehen von Kommentarzeilen) Namen, Ein- und Ausgabeparameter wie folgt definieren: `function [y1,...,yn] = name(x1,...xm).`

Funktionen haben in der Regel mindestens jeweils einen Ein- und Ausgabeparameter. Die Eingabeparameter müssen beim Aufruf der Funktion hinter den Funktionsnamen in Klammern eingetragen werden (sowohl Werte als auch Variablennamen können als Eingabe verwendet werden). Die Funktion arbeitet mit einer eigenen (lokalen) Datenbasis, die im globalen Workspace nicht sichtbar ist und nach der Abarbeitung der Funktion gelöscht wird. Das Ergebnis der Funktionsabarbeitung sind die Funktionsausgabe und gegebenenfalls Seiteneffekte während der Abarbeitung, z.B. das Abspeichern von Ergebnissen in Dateien. Die Zuweisung der Funktionsausgabe zu einer globalen Workspacevariablen erfolgt über den Zuweisungsoperator "=".

In den Skripten und Funktionen können zur Dokumentation und damit zum besseren Verständnis Kommentare eingetragen werden. Kommentare sind durch ein vorangestelltes "%" -Zeichen gekennzeichnet, d.h. der Text nach einem "%" -Zeichen wird vom Matlab-Interpreter ignoriert. Der Matlab-Editor stellt Kommentare grün dar. M-Files mit Skripten bzw. Funktionen müssen in den Suchpfad des Interpreters abgelegt werden, da diese ansonsten beim Aufruf des Skript- bzw. Funktionsnamens nicht gefunden werden.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die in den nachfolgenden Kapiteln näher beschriebenen Funktionen entwickelt und eingesetzt.

Diese dienen

- zur Aufbereitung der Daten,
- zur Realisierung des GRNN,
- zur Optimierung der Netzparameter σ_{ij} sowie
- zur Berechnung des prozentualen Fehlers (Abweichung des prognostizierten Wertes vom analytisch bestimmten Wert).

Zunächst werden die in den folgenden Abschnitten verwendeten Parameter erläutert:

- n:** Anzahl der verwendeten Faktoren zur Gebietsbeschreibung (= Anzahl der Netzeingänge)
- m:** Anzahl der Trainingsgebiete (= Anzahl der Lerndatensätze = Anzahl der Stützstellen)
- k:** Anzahl der betrachteten verschiedenen PAK (= Anzahl der Netzausgänge)

Lern-Input (lin):

(n,m)-Matrix mit den Faktoren zur Beschreibung der Trainingsgebiete (→ für jedes Trainingsgebiet gibt es einen Spaltenvektor)

Lern-Output (lout):

(k,m)-Matrix der PAK-Werte der Trainingsgebiete

Breitenparameter σ (sigma):

(k, m)-Matrix mit Breitenparametern für die Gaußglocken der einzelnen Stützstellen, wobei für die Berechnung jedes einzelnen PAKs jeweils ein Set eigener Breitenparameter verwendet wird

Validierungsinput (vin):

Vektor (d.h. Matrix mit einer Spalte) mit Beschreibungsfaktoren für ein Gebiet, das zur Netzvalidierung verwendet wird.

Validierungoutput (vout):

Vektor mit gemessenen PAK-Werten zu "vin".

betrachteten Gebieten, zu denen PAK-Messwerte vorliegen, wird ein Gebiet als Validierungsgebiet herausgenommen. Das Netz wird mit den Daten der verbleibenden (m) Gebiete trainiert und anhand der Prognose für das Validierungsgebiet bewertet. Um eine möglichst breite Basis für die Bewertung zu erlangen, wurde jedes der m+1 Gebiete einmal als Validierungsgebiet betrachtet.

Die Rohdaten (Faktoren zur Beschreibung der Gebiete sowie PAK-Werte) lagen als Excel-Files vor und wurden zunächst in Matlab importiert. Die Datenaufbereitung in Matlab wurde mit der Funktion **create_dataset** realisiert.

"create_dataset" liefert auf Basis von "in" und "out" p Datensätze (je einen Datensatz für jedes Validierungsgebiet), jeweils abgespeichert in separaten *.mat-Files (Matlab-spezifisches Datenformat) mit jeweils folgenden Daten: "lin", "lout", "vin", "vout", "normvektor", "info" (Erläuterungen siehe auch nächste Seite).

Vor der Eingabe in das GRNN, d.h. bei der Erzeugung von "lin" aus den Rohdaten der Matrix "in", werden die Gebietsbeschreibungsfaktoren des Lerninputs jeweils auf den Mittelwert über alle m Trainingsgebiete normiert. Durch diese Normierung wird eine gleichmäßigere Verteilung der Approximationsstützstellen im Eingaberaum und damit eine bessere Approximationsgüte erreicht. Die n Normierungsfaktoren werden im "**normvektor**" zusammengefasst. Die Beschreibungsdaten von Gebieten, für die Prognosen erstellt werden sollen, müssen vor der Eingabe ins GRNN mit diesem Vektor normiert werden. Abb. 6.4-1, (S. 158) verdeutlicht diese Vorgehensweise.

"**info**" dient der Datensatzbeschreibung und enthält zu diesem Zweck folgende Informationen:

- Datum (freie Eingabe durch den Anwender)
- Quelldatei Input (freie Eingabe durch den Anwender: Excel-Datei mit den Werten für "out")
- Quelldatei Output (freie Eingabe durch den Anwender: Excel-Datei mit den Werten für "in")

6.4.2 Datenaufbereitung

Für die Untersuchung und Bewertung der Eignung bzw. Leistungsfähigkeit des KNN und des zugrundeliegenden Ansatzes wurde in dieser Arbeit wie folgt vorgegangen: von m+1

- Kommentar (freie Eingabe durch den Anwender)
- Gebietscodierung (automatische Erzeugung durch "create_dataset")

Die Eingabe dieser Informationen erfolgt über eine Dialogbox. Darüber hinaus gibt der Anwender das Zielverzeichnis für die zu erzeugenden mat-Files ein. Die Namensgebung für die erzeugten Dateien generiert "create_dataset" automatisch nach folgendem Schema: "val_x.mat". x entspricht der Gebietscodierung des Validierungsgebiets.

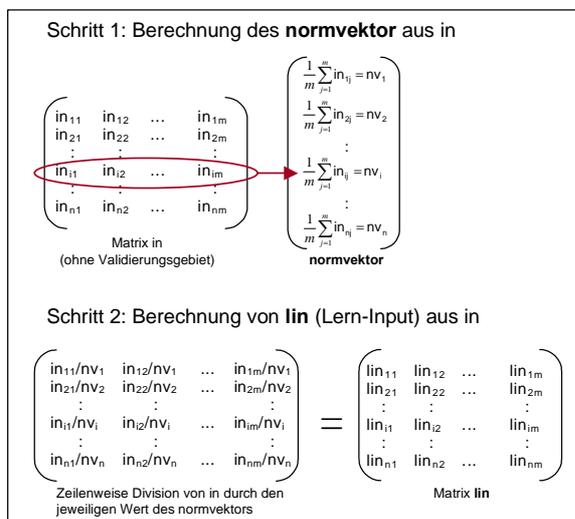


Abb. 6.4-1: Berechnung des normvektors

Eingabeparameter

- in:** (n,m+1)-Matrix mit den Faktoren zur Beschreibung der betrachteten Gebiete (siehe Abb. 6.4-2)
- out:** (k,m+1)-Matrix mit den gemessenen PAK-Konzentrationen der betrachteten Gebiete
- m+1: Anzahl aller betrachteten Gebiete

Im Sinne des Modellierungsansatzes ist "**in**" der **Modell-Input**, d.h. die ökologisch-struk-

turelle Beschreibung der Gebiete mit ausgewählten Faktoren und "**out**" der **Modell-Output**, d.h. die Messdaten bzw. die Prognose der PAK-Immission auf Basis der eingegebenen Gebietsbeschreibung.

Ausgabeparameter:

Die Funktion hat keine Ausgabeparameter. Die erzeugten Datensätze werden während der Abarbeitung der Funktion in separaten Verzeichnissen abgelegt. In jeder einzelnen Datei werden folgende Daten abgelegt:

- lin:** siehe Kap. 6.4.1, S. 156
- lout:** siehe Kap. 6.4.1, S. 156
- vin:** siehe Kap. 6.4.1, S. 156
- vout:** siehe Kap. 6.4.1, S. 156
- normvektor:** siehe oben
- info:** siehe oben

„in“ stellt im Prinzip eine Tabelle mit folgenden Inhalten im Matlab-Format dar:

Gebietscodierung	Gebiet 1	Gebiet 2	...	Gebiet n
Faktor 1	Wert 11	Wert 12	...	Wert 1n
Faktor 2	Wert 21	Wert 22	...	Wert 2n
	.	.		.
	.	.		.
	.	.		.
Faktor m	Wert m1	Wert m2	...	Wert mn

"out" ist die zu "in" gehörige Tabelle mit den entsprechenden PAK-Konzentrationen:

PAK 1	Wert 11	Wert 12	...	Wert 1n
PAK 2	Wert 21	Wert 22	...	Wert 2n
	.	.		.
	.	.		.
	.	.		.
PAK k	Wert k1	Wert k2	...	Wert kn

Abb. 6.4-2: Aufbau von in (Input) und out (Output)

Funktion 6.4-1: Datensätze erzeugen

```
function y=create_dataset(in,out)
% y=create_dataset(in,out)
% generiert aus den Matrizen in und out die Datensätze lin, lout, vin, vout, normvektor, info;
% jedes Gebiet xxx ist einmal Validierungsgebiet,
% der zugehörige Datensatz trägt entsprechend den Namen val_xxx.mat

% Dimension der Matrix in bestimmen: z_in: Anzahl Zeilen in, s_in: Anzahl Spalten in
[z_in,s_in]=size(in);
% Dimension der Matrix out bestimmen: z_out: Anzahl Zeilen out, s_out: Anzahl Spalten out
[z_out,s_out]=size(out);
% Prüfung, ob Ein- und Ausgabe zueinander passen - falls nicht: Abbruch mit Fehlerdialog
if s_in ~= s_out
    error('Ein- und Ausgabe passen nicht zusammen!','Error');
    return
end

% Dialogbox für die Zielverzeichnis-Auswahl öffnen
[file,path] = uiputfile('wird automatisch erstellt','Auswahl Zielverzeichnis');
% falls der Anwender den Button "Abbruch" betätigt: Abbruch mit entsprechendem Fehlerdialog
if (file==0)&(path==0)
    error('Datensatzerzeugung abgebrochen','Abbruch');
    sprintf('Datensatzerzeugung abgebrochen')
```

Fortsetzung Funktion 6.4-1

```

return
end
% Dialogbox für die Eingabe der Datensatz-Informationen öffnen
prompt = {'Datum:', 'Quelldatei Input:', 'Quelldatei Output:', 'Kommentar:'};
title = 'Informationen zum Datensatz';
lines= 1;
def = {'*', '*.xls', '*.xls', ''};
% ablegen der Benutzereingaben in die Matrix info
info = inputdlg(prompt, title, lines, def);

% vin, vout, lin und lout entsprechend dem jeweils ausgewählten Validierungsgebiet
% aus in und out herauslösen. Die erzeugten lin-Matrizen sind im ersten Schritt nicht normiert und
% daher mit lin_a benannt (a von absolut). Gleiches gilt für die vin-Vektoren.
% Für jede Spalte von in, d.h. für die Betrachtung jedes Gebietes als Validierungsgebiet,
% werden die nach der for-Anweisung folgenden Schritte durchgeführt.
for i=1:s_in
    % Bei Auswahl des i-ten Gebietes als Validierungsgebiet entspricht der (noch) nicht
    % normierte Validierungsinput vin_a der i-ten Spalte von in. Die erste Zeile von in wird ignoriert,
    % da diese die Verschlüsselung der Gebiete enthält. Analog wird der Validierungsausput vout als i-te
    % Spalte von out herausgezogen
    vin_a = in(2:z_in, i);
    vout = out(:, i);

    % Start einer switch-case-Verzweigung. Abhängig vom Wert des Zählindex i werden nachfolgende
    % Aktionen fallweise durchgeführt:
    switch i
        % falls i = 1, d.h. das Gebiet der ersten Spalte in bzw. out wird als Validierungsgebiet betrachtet:
        case 1
            % der Lerninput (nicht normiert) lin_a = in ohne die erste Zeile und Spalte
            lin_a=in(2:z_in, 2:s_in);
            % der Lernoutput lout = out ohne die erste Spalte
            lout=out(:, 2:s_out);
        % falls i = s_in, d.h. das Gebiet der letzten Spalte in bzw. out wird als Validierungsgebiet betrachtet
        case s_in
            % der Lerninput (nicht normiert) lin_a = in ohne die erste Zeile und die letzte Spalte
            lin_a=in(2:z_in, 1:(s_in-1));
            % der Lernoutput lout = out ohne die letzte Spalte
            lout=out(:, 1:(s_out-1));
        % für alle sonstigen Werte von i:
        otherwise
            % der Lerninput (nicht normiert) lin_a = in ohne die erste Zeile und ohne die i-te Spalte
            lin_a=[in(2:z_in, 1:(i-1)) in(2:z_in, (i+1):s_in)];
            % der Lernoutput lout = out ohne die i-te Spalte

            lout=[out(:, 1:(i-1)) out(:, (i+1):s_out)];
    end % Ende der switch-case Anweisung

    % Mittelwertnormierung des Input-Vektors vin_a und der Input-Matrix lin_a
    % Die Funktion norm_mean_matrix gibt zu einer eingegebenen Matrix eine normierte Matrix und

```

Fortsetzung Funktion 6.4-1

```

% den Vektor mit den Mittelwerten über die Spalten = Normierungsquotienten zurück.
[lin,normvektor]=norm_mean_matrix(lin_a);
% vin_a wird zeilenweise auf die zurückgegebenen Mittelwerte normiert
vin=vin_a./normvektor;

% Info um Validierungsgebiet ergänzen, d.h. die in der ersten Zeile der Matrix in enthaltene
% Verschlüsselung der Gebiete wird in die Matrix info geschrieben; ausgewählt wird der i-te Wert der
% Zeile, das zugehörige Gebiet wird aktuell als Validierungsgebiet betrachtet
info{5,1}=[Validierungsgebiet: ' int2str(in(1,i))];

% Datensatz als matfile abspeichern unter dem Namen "val_Gebietscode.mat"
% File mit entsprechendem Namen öffnen
file = ['val_' int2str(in(1,i)) '.mat'];
% kompletten Pfadnamen aus Benutzereingabe und Filenamen generieren
filename = [path file];
% lin, lout, vin, vout, normvektor und info abspeichern
save(filename,'lin','lout','vin','vout','normvektor','info');
end% Ende der for-Schleife, d.h. die oberhalb aufgelisteten Anweisungen wurden so oft durchgeführt, wie
% die Matrizen in und out Gebiete enthalten (jeder Spalte in bzw. out entspricht einem Gebiet).
% Resultat ist ein Verzeichnis, welches ebenso viele Dateien mit der Namensgebung
% "val_Gebietscode.mat" enthält.
% Meldung, dass die komplette Datensatzerzeugung erfolgreich durchgeführt wurde
helpdlg(['Datensatzerzeugung durchgeführt! Datensätze in ' path ' abgelegt.'],'Erfolg!...');

```

6.4.3 Realisierung des GRNN

Die Matlab-Funktion **y = grnn(x,lin,lout,sigma)** stellt das in dieser Arbeit verwendete KNN dar. Diese Funktion realisiert eine Approximation auf Basis der Theorie des General Regression Neural Network (siehe Kap. 6.3.3, S. 152). Auf die Eingabe der Faktoren zur Beschreibung eines Gebietes (x) liefert die Funktion eine Immissionsprognose für PAK (y). Für die Berechnung benötigt die Funktion zum einen die Input-Output-Sets der Probenahmegebiete (Faktoren zur Gebietsbeschreibung: **lin** und die korrespondierenden gemessenen PAK-Werte: **lout** → **Trainingssets**). Darüber hinaus wird für die Gaußglocke jeder Stützstelle und für die Berechnung jedes einzelnen PAKs ein eigener Breitenparameter verwendet. Die Breitenparameter aller Gaußglocken sind in der Matrix **sigma** zusammengefasst. **lin**, **lout** und **sigma** sind somit die Netzparameter

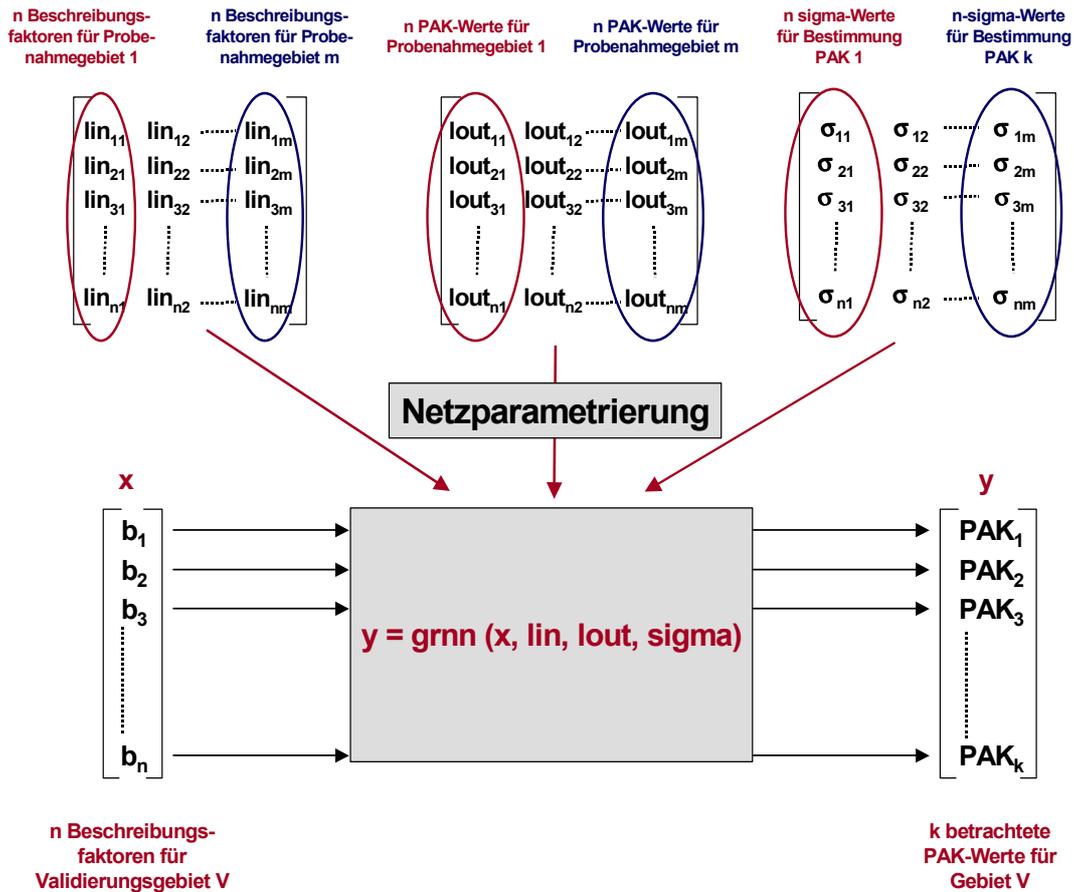
des verwendeten KNN (siehe Abb. 6.4-3), wobei lediglich sigma zur Netzoptimierung herangezogen werden kann.

Eingabeparameter:

- x:** n-dimensionaler Vektor mit den Beschreibungsparametern des Gebiets, für das das KNN eine PAK-Immissionsprognose berechnen soll
- lin:** siehe Kap. 6.4.1, S. 156
- lout:** siehe Kap. 6.4.1, S. 156
- sigma:** siehe Kap. 6.4.1, S. 156

Ausgabeparameter:

- y:** k-dimensionaler Vektor der Pak-Immission

Abb. 6.4-3: Funktion $y = \text{grnn}(x, \text{lin}, \text{lout}, \text{sigma})$ Funktion 6.4-2: Funktion $y = \text{grnn}(x, \text{lin}, \text{lout}, \text{sigma})$

```
function y = grnn(x,lin,lout,sigma)
% y = grnn(x,lin,lout,sigma)
% Berechnet für den Input x die Ausgabe eines GRNN, welches mit lin und lout trainiert
% wurde und die Breitenparameter der Matrix sigma verwendet.
% x: Eingabe-Vektor
% lin: (n,m)-Matrix mit den Faktoren zur Beschreibung der Trainingsgebiete (Lerninput)
% lout: (k,m)-Matrix der PAK-Werte der Trainingsgebiete (Lernausgabe)
% sigma: (k,m)-Matrix mit Breitenparametern für die Gaußglocken. Für die Gaußglocke jeder Stützstelle
%       wird ein eigener Breitenparameter verwendet. Darüber hinaus wird für die Berechnung
%       jedes Ausgangs ein eigener Satz Breitenparameter verwendet ->
%       Dimension sigma: (Anzahl der Netzausgänge) x (Anzahl Stützstellen)
% n: Anzahl der verwendeten Faktoren zur Gebietsbeschreibung (Anzahl der Netzeingänge)
% k: Anzahl der betrachteten verschiedenen PAK (Anzahl der Netzausgänge)
% m: Anzahl der Trainingsgebiete (Anzahl der Lerndatensätze = Anzahl der Stützstellen)
% Beispiel Aufruf: yvin = grnn(vin,lin,lout,sigma)

% Dimension der Matrix x bestimmen: z_x: Anzahl Zeilen x, s_x: Anzahl Spalten x
```

Fortsetzung Funktion 6.4-2

```

[z_x,s_x]=size(x);
% Dimension der Matrix lin bestimmen: z_lin: Anzahl Zeilen lin, s_lin: Anzahl Spalten lin
[z_lin,s_lin]=size(lin);
% Dimension der Matrix lout bestimmen: z_lout: Anzahl Zeilen lout, s_lout: Anzahl Spalten lout
[z_lout,s_lout]=size(lout);
% Dimension der Matrix sigma bestimmen: z_sigma: Anzahl Zeilen sigma, s_sigma: Anzahl Spalten sigma
[z_sigma,s_sigma]=size(sigma);

% Summenvektoren der GRNN-Formel mit Nullen vorbelegen
sum_a_n=zeros(s_lin,1);
sum_a_z=zeros(s_lin,1);
sum_i_z=zeros(z_lin,1);
% GRNN-Formel berechnen
% Für jede Spalte von x, d.h. für jeden Vektor mit Beschreibungsfaktoren für jeweils ein Gebiet, zu
% dem das GRNN eine Prognose der PAK-Immission erstellen soll, werden die nach der for-Anweisung 1
% folgenden % Rechenschritte abgearbeitet. Hintergrund: Die Funktion ist so aufgebaut, dass mehrere
% Gebiete gleichzeitig bearbeitet werden können. Dazu müssen die Beschreibungsfaktoren als Spalten-
% vektoren zur Eingabe-Matrix x zusammengefasst werden. Entsprechend werden die vom Netz prognos-
% tizierten PAK-Werte als Spaltenvektoren in der y-Matrix (Netzausgabe) zusammengefasst.
for m=1:s_x % for-Anweisung 1
    % Für jede Spalte von lin, d.h. für jede Stützstelle werden, die nach der for-Anweisung 2 folgenden
    % Rechenschritte abgearbeitet.
    for i=1:s_lin % % for-Anweisung 2
        % Für jede Zeile von lin, d.h. für jeden Eingang des GRNN, wird ein Summand der inneren Summe
        % des Zählers der GRNN-Formel bestimmt (Rechenschritt innerhalb der for-Schleife 3).
        for j=1:z_lin % for-Anweisung 3
            % Summanden der inneren Summe  $(x-\zeta)^2$  des Zählers der GRNN-Formel berechnen und
            % spaltenweise, jeweils für eine Stützstelle in der Matrix sum_i_z ablegen
            sum_i_z(j,i)=(x(j,m)-lin(j,i))^2;
        end % Ende for-Schleife 3
    end % Ende for-Schleife 2
    % Bei j=1, d.h. bei nur einem Netzeingang, ist der nach der if-Anweisung 1 folgende Rechenschritt nicht
    % notwendig.
    if j > 1 % if -Anweisung 1:
        % Aufsummieren der Summanden der inneren Summe des Zählers, d.h. spaltenweises Aufsummi-
        % ren der Matrix sum_i_z. Resultat wird wieder unter dem gleichen Namen gespeichert. Es liegt jetzt
        % ein Zeilenvektor mit der inneren Summe des Zählers für jede Stützstelle vor.
        sum_i_z=sum(sum_i_z);
    end % Ende der if-Anweisung 1
    % für jeden Ausgang werden die nach if-Anweisung 4 folgenden Rechenschritte ausgeführt

for n=1:z_lout % for-Anweisung 4
    % 1.Schritt: Summanden der äußeren Zählersumme und der äußeren Nennersumme berechnen
    % (die innere Nennersumme ist identisch mit der inneren Zählersumme). Die jeweiligen Rechen-
    % schritte werden innerhalb der for-Anweisung 5 für jede Stützstelle ausgeführt
    for i=1:s_lin % s_lin = q = Anzahl der Stützstellen, % for-Anweisung 5
        % Summanden der äußeren Nennersumme berechnen
        sum_a_n(i)=exp((-1/sigma(n,i))*sum_i_z(i));
        % Summanden der äußeren Zählersumme berechnen

```

Fortsetzung Funktion 6.4-2

```

sum_a_z(i)=lout(n,i)*sum_a_n(i);
end % Ende for-Schleife 5
% Netzausgang für den m-ten Input (Spalte m des Inputvektors x) berechnen:
% aufsummierter Zähler / aufsummierter Nenner

y(n,m)=sum(sum_a_z)/sum(sum_a_n);
end % Ende for-Schleife 4
end % Ende for-Schleife 1

```

6.4.4 Optimierung der Netzparameter

Wie in Kap. 6.4.3, S. 161 (→ Funktion $y = \text{grrn}$) bereits erwähnt, erfolgt die Güteoptimierung des verwendeten KNN ausschließlich durch das Einstellen der Breitenparameter der Gaußglocken. Eine Berechnung der optimalen Werte ist – wie bereits erwähnt – aufgrund der gegenseitigen Beeinflussung der Stützstellen (→ Superposition zur Berechnung der Ausgabe) nicht möglich, weshalb die Ermittlung mit Hilfe eines iterativen Verfahrens erfolgen muss. Problematisch bei iterativen Verfahren sind allerdings die Werte, mit denen die Ermittlung beginnt (→ Startwerte), insbesondere dann, wenn diese Werte nicht plausibel geschätzt werden können (σ steht nicht in einem Zusammenhang mit den betrachteten natürlichen Vorgängen; es handelt sich um eine reine Modellgröße ohne Bezug zur Realität) und eine große Anzahl von Startwerten zu bestimmen ist (für die Anwendung in der vorliegenden Arbeit: Anzahl der Trainingsgebiete mal Anzahl der betrachteten PAK). Daher wurde im Rahmen dieser Arbeit ein Algorithmus (Funktion $y = \text{sigma_calculation}$) entwickelt, der „vernünftige“ (aber keinesfalls optimale) Startwerte für die anschließende iterative Ermittlung (Funktion $y = \text{sigma_iteration}$) berechnet.

Sowohl die Funktion `sigma_calculation` als auch die Funktion `sigma_iteration` beruhen auf dem gleichen Gütekriterium.

Ein **Gütekriterium** ist im Kontext der Funktionsapproximation mit KNN eine quantifizierte

Bewertung der Approximationsgüte des Netzes. Eine optimale Approximationsgüte liegt vor, wenn mit dem verwendeten Approximationsverfahren mit allen sonstigen möglichen Parametereinstellungen kein besseres Ergebnis zu erzielen ist. In der Praxis ist die Formulierung eines geeigneten Gütekriteriums häufig sehr schwierig, z.B. wenn die Güte durch mehrere Größen definiert ist, die sich gegenseitig beeinflussen (→ Zielkonflikt). In diesem Fall ist die optimale Güte vom Anwender, gemessen an seinem konkreten Anwendungsgebiet „subjektiv“ zu definieren. Die Approximationsgüte spiegelt sich wider in:

- der Netzausgabe für die Stützstellen (optimal: keine Abweichung, Approximation → reine Funktions-Interpolation),
- der Netzausgabe für die Eingabewerte aus den Bereichen zwischen den Stützstellen (→ Interpolationsverhalten) und
- der Netzausgabe für die Eingabewerte aus den Bereichen außerhalb der Stützstellen (→ Extrapolationsverhalten).

Das Gütekriterium vorliegender Arbeit beruht auf folgenden Randbedingungen, Überlegungen und Annahmen:

- Das Interpolationsverhalten kann quantitativ nicht bewertet werden, da nicht genügend Referenzwerte/Validierungsgebiete vorliegen. Daher wurde folgende Annahme formuliert: Die zu approximierende Funktion beruht auf natürlichen physikali-

schen, chemischen und biologischen Prozessen, die in der Regel kontinuierlich ablaufen, weshalb die Funktion einen „weichen“ Verlauf ohne abrupte Sprünge besitzt.

→ Die Breitenparameter sind unter diesem Aspekt möglichst groß zu wählen, da so ein sehr weiches Interpolationsverhalten erreicht wird.

- Die Netzausgabe für Eingabewerte der Stützstellen sollte maximal um den Analysefehler (hier 10% angenommen) abweichen.
 - Dieses Kriterium stellt die Begrenzung für die oberen Werte der Breitenparameter dar.

Das verwendete Gütekriterium lautet daher wie folgt: Die einzustellenden Netzparameter (→ Breitenparameter) und damit die Approximationsgüte des KNN sind dann optimal, wenn

- die Werte der Breitenparameter größtmöglich gewählt sind und gleichzeitig
- die prozentuale Abweichung der Netzausgaben bei gemessenen Werten maximal um x% abweichen (in vorliegender Arbeit bei 10% angenommen).

Die Arbeitsweise der Funktionen $y = \text{sigma_calculation}$ und $y = \text{sigma_iteration}$, basierend auf dem beschriebenen Gütekriterium, ist in den nachfolgenden Abschnitten im Detail beschrieben.

Funktion $\text{sigma_init} = \text{sigma_calculation}$ (lin,lout,a)

sigma_calculation berechnet geeignete Startwerte für die σ -Matrix des GRNN auf Basis des oben beschriebenen Gütekriteriums. Die maximal zulässige prozentuale Abweichung der Approximation an den Stützstellen kann vorgegeben werden (Eingabeparameter a). Die Funktion berechnet unter Einhaltung dieses Maximalwerts für jede Stützstelle "relativ" große (jedoch nicht die größtmöglichen) Werte für den jeweiligen Breitenparameter σ_{ij} . Die Funktion arbeitet dabei nach folgendem Algo-

rithmus: Für jede einzelne Stützstelle wird überprüft, wie groß deren Breitenparameter σ_{ij} maximal sein darf, damit die übrigen Stützstellen von dieser nur so stark beeinflusst werden (→ Superpositionsprinzip des GRNN), dass der Wert der jeweils betrachteten beeinflussten Stützstelle maximal die Abweichung $a/(\text{Anzahl aller Stützstellen}-1)$ vom exakten Wert aufweist. Der Wert $a/(\text{Anzahl aller Stützstellen}-1)$ basiert dabei auf der Annahme, dass die betrachtete beeinflusste Stützstelle im ungünstigsten Fall (im Sinne dieses Algorithmus) von allen Stützstellen gleich stark beeinflusst wird. Da dieser Fall in der vorliegenden Arbeit sehr unwahrscheinlich ist, berechnet `sigma_calculation` in der Regel nicht den größtmöglichen Breitenparameter σ_{ij} . Die vorgegebene maximale Abweichung a wird nicht erreicht und die Breitenparameter sind nicht optimal im Sinne des Gütekriteriums.

Der beschriebene Ansatz lässt sich auch wie folgt formulieren: Wie groß muss der Breitenparameter σ einer Gaußglocke bekannter Höhe (Stützwert der betrachteten Stützstelle) sein, damit in bekanntem Abstand d (dem Abstand der beeinflussten Stützstelle) genau der bekannte Stützwert der beeinflussten Stützstelle zuzüglich der maximal zulässigen Abweichung anliegt. Der gesuchte Wert σ kann daher einfach durch Auflösen der Funktionsgleichung der Gaußglocke berechnet werden.

Eingabeparameter:

lin: siehe Kap. 6.4.1, S. 156

lout: siehe Kap. 6.4.1, S. 156

a: maximale prozentuale Abweichung der Approximation an den Stützstellen

Ausgabeparameter:

sigma_init:

(k,m)-Matrix mit Startwerten σ_{ij} für die einzelnen m Stützstellen, jeweils ein Satz für k Netzausgaben.

Funktion 6.4-3: sigma_init = sigma_calculation(lin,lout,a)

```

function sigma_init = sigma_calculation(lin,lout,a)
% y = sigma_calculation(lin,lout,a)
% berechnet einen Startwert für die sigma-Matrix
% a: maximale prozentuale Abweichung der Approximation in den Stützstellen
% lin: (n,m)-Matrix mit den Faktoren zur Beschreibung der Trainingsgebiete (Lerninput)
% lout: (k,m)-Matrix der PAK-Werte der Trainingsgebiete (Lernausgabe)
% Beispiel Aufruf: sigma_init=sigma_calculation(lin,lout,10)

% Dimension der Matrix lin bestimmen: z_lin: Anzahl Zeilen lin, s_lin: Anzahl Spalten lin
[z_lin,s_lin]=size(lin);
% Dimension der Matrix lout bestimmen: z_lout: Anzahl Zeilen lout, s_lout: Anzahl Spalten lout
[z_lout,s_lout]=size(lout);

% Ausgabe-Matrix sigma_init mit Nullen vorbelegen
sigma_init=zeros(z_lout,s_lin);
% a_max = anteilige max. Beeinfl. jeweils einer Stützstelle berechnen: Benutzervorgabe a geteilt durch
% 100, geteilt durch die Anzahl der Stützstellen
a_max = a/s_lin/100;
% for-Schleife 1: Für jede Zeile von lout, d.h. für jeden Netzausgang, werden die nach der
% for-Anweisung 1 folgenden Rechenschritte bis zum Ende der for-Schleife 1 ausgeführt.
for i=1:z_lout % for-Anweisung 1
    % for-Schleife 2: Für jede Spalte von lin, d.h. für jede Stützstelle werden die nach der
    % for-Anweisung 2 folgenden Rechenschritte bis zum Ende der for-Schleife 2 ausgeführt. Die Schacht-
    % lung von for-Schleife 2 und 3 hat den Zweck, den Einfluss jeder Stützstelle auf jeweils alle übrigen
    % Stützstellen zu untersuchen. Innerhalb der for-Schleife 2 wird die Stützstelle, von der die Betrachtung
    % ausgeht (S), ausgesucht. Innerhalb for-Schleife 3 wird die Berechnung der Beeinflussung
    % ausgehend von der ausgesuchten Stützstelle nacheinander für alle übrigen Stützstellen
    % (jeweils S_ref) durchgeführt.
    for j=1:s_lin % for-Anweisung 2
        % Hilfsvariable S wird mit dem j-ten Stützwert des i-ten Netzausgangs belegt, d.h. die Stützstelle
        % von der die nachfolgenden Betrachtungen ausgehen, wird festgelegt.
        S = lout(i,j);
        % Hilfsmatrix sigma_test wird mit Nullen vorbelegt. Für die Betrachtung des Einflusses von S werden
        % alle übrigen Stützstellen nacheinander herangezogen. Für jede dieser Stützstellen wird ein
        % eigener Breitenparameter für S berechnet und in sigma_test abgespeichert. Aus den s_lin - 1
        % möglichen Breitenparametern wird der kleinste Wert ausgewählt, da nur dieser Wert für alle
        % Stützstellen die vorgegebene max. Abweichung a gewährleistet.
        sigma_test=zeros(1,s_lin-1);
        % Zählindex z wird auf 1 gesetzt
        z=1;
        % for-Schleife 3: Für jede Spalte von lin, d.h. für jede Stützstelle, werden die nach der
        % for-Anweisung 3 folgenden Rechenschritte bis zum Ende der for-Schleife 3 ausgeführt.
        for k=1:s_lin % for-Anweisung 3
            % if-Anweisung 1: falls Index j ungleich Index k, d.h. falls nicht dieselbe Stützstelle betrachtet wird,
            % werden die nach der if-Anweisung 1 folgenden Rechenschritte bis zum Ende der if-Anweisung 1
            % durchgeführt. Andernfalls wird direkt zum Ende der if-Anweisung 1 gesprungen.
            if j~=k % if-Anweisung 1
                % Hilfsvariable S_ref wird mit dem k-ten Stützwert des i-ten Netzausgangs belegt, d.h. die

```

Fortsetzung Funktion 6.4-3

```

% Stützstelle deren Beeinflussung durch S berechnet werden soll, wird festgelegt.
S_ref = lout(i,k);
% if-Anweisung 2: Falls S_ref gleich 0 ist wird S_ref = eps (Matlab-Konstante eps = 2.2204e-016
% ="quasi Null"). Dies verhindert bei der nachfolgenden Berechnung von sigma_test
% eine Division durch 0.
if S_ref == 0 % if-Anweisung 2
    S_ref = eps;
end % Ende if-Anweisung 2
% Differenz zwischen S und S_ref inkl. max. Abweichung berechnen
delta_S = S-S_ref*(1+a_max);
% if-Anweisung 3: Falls S_ref gleich 0 ist wird S_ref = eps (Matlab-Konstante eps = 2.2204e-016
% ="quasi Null"). Dies verhindert bei der nachfolgenden Berechnung von sigma_test eine Di-
% vision durch 0.
if delta_S == 0 % if-Anweisung 3
    delta_S = eps;
end % Ende if-Anweisung 3
% Der gesuchte Breitenparameter sigma_test wird durch Auflösen der Gaußglockengleichung
% delta_S = exp(-1/sigma*(x_S_ref - x_S)^2) nach sigma berechnet. d_sq entspricht der Su-
% me,% die sich aus der vektoriellen Multiplikationen (x_S_ref - x_S)^2 (= Quadrat der Distanz
% zw. % den betrachteten Stützstellen) ergibt.
d_sq = sum((lin(:,j)-lin(:,k)).^2);
% Berechnen des Breitenparameters und Abspeichern unter sigma_test(z)
sigma_test(z) = abs(d_sq/(log(abs(delta_S))-log(abs(S_ref*a_max))));
% Erhöhen des Zählindex z um eins für die Berechnung des Breitenparameters
% der folgenden Stützstelle
z=z+1;
end % Ende if-Anweisung 1
end % Ende for-Schleife 3
% Auswahl des kleinsten ermittelten Breitenparameters aus sigma_test und Abspeichern an der
% entsprechenden Stelle der Ausgabe-Matrix sigma_init
sigma_init(i,j) = min(sigma_test);
end % Ende for-Schleife 2
end % Ende for-Schleife 1

```

**Funktion [sigma_opt,s_opt_status] =
sigma_iteration (lin,lout,sigma_init,
s_status_init,step,rep,a)**

Diese Funktion realisiert ein iteratives Verfahren zur Bestimmung einer optimalen σ -Matrix für das GRNN gemäß dem beschriebenen Gütekriterium. Die Startwerte σ_{ij} , enthalten in der Matrix **sigma_init** (Eingabeparameter), liefert die Funktion sigma_calculation. Einzugeben ist zum einen die maximal zulässige Abweichung der Approximation an den Stützstellen. Darüber hinaus ist zu definieren, mit welcher

Schrittweite die einzelnen σ_{ij} bei der Durchführung des Verfahrens während der einzelnen Iterationsschritte jeweils erhöht werden sollen (Eingabeparameter **step**) und nach wie vielen Iterationsschritten das Verfahren die Suche nach den optimalen Werten abbrechen soll, falls diese bis dahin noch nicht erreicht wurden (Eingabeparameter **rep**).

Bevor auf den Algorithmus des konkreten Verfahrens eingegangen wird, wird zum besseren Verständnis nachfolgend die prinzipielle Arbeitsweise iterativer Verfahren zum Auffinden

optimaler Parameterwerte anhand eines Beispiels aus dem eindimensionalen Raum kurz erläutert.

Beispiel:

Gesucht wird ein möglichst großer Wert für den Parameter p , mit dem das Produkt $p \cdot 10$ den Wert 32 um maximal 10% überschreitet. Die prozentuale Abweichung berechnet sich gemäß der Formel $a = (32 - p) / 32 \cdot 100$. Das formulierte Gütekriterium lautet daher " $a \geq -10\%$ " und " p ist möglichst groß". (Diese Aufgabe ist selbstverständlich, sehr einfach direkt zu berechnen: $p_{\text{opt}} = 3,52$).

Ein iteratives Verfahren zur Ermittlung eines Wertes p , der das genannte Kriterium erfüllt, arbeitet wie im Ablaufdiagramm in Abb. 6.4-5, S. 170 dargestellt.

p steht für den aktuellen Wert des Parameters, der das Gütekriterium $a \geq -10\%$ erfüllt. p_{Test} ist der nächstgrößere Wert (erhöht um die vom Anwender definierte Schrittweite step), für den das Kriterium der maximalen Abweichung zu überprüfen ist.

Im ersten Schritt wird p mit dem vom Anwender vorgegebenen Startwert p_{Start} initialisiert. Der Schleifenzähler i wird auf 0 gesetzt. Danach wird überprüft, ob der Startwert bereits zu groß gewählt wurde. Ist dies der Fall, wird das Verfahren abgebrochen, ohne dass ein Wert gefunden wurde (ein "intelligenteres" Verfahren würde in diesem Fall den Testwert ausgehend von diesem Startwert schrittweise verkleinern, bis ein geeigneter Wert gefunden wird).

Ist der Startwert im Sinne des Gütekriteriums in Ordnung, wird ein etwas größerer Testwert p_{Test} durch Addition von p und step erzeugt. Für diesen Wert wird dann die Abweichung a berechnet und anhand des Kriteriums $a \geq -10\%$ überprüft. Ist a kleiner, ist p_{Test} bereits zu groß. Das Verfahren wird dann abgebrochen und p als optimaler Wert p_{opt} ausgegeben.

Ist $a \geq -10\%$, ist das Kriterium erfüllt und p_{Test} ein besserer Wert als p . Daher wird der Wert p_{Test} als neuer Wert p übernommen. Der

Schleifenzähler i wird um eins erhöht und gegen die maximale Anzahl von Iterationsschleifen geprüft. Ist der Maximalwert rep erreicht, wird das Verfahren abgebrochen und das aktuelle p als p_{opt} ausgegeben. Andernfalls geht das Verfahren erneut in die nächste Iterationsschleife, bis eines der Abbruchkriterien erreicht ist.

Abb. 6.4-4 (S. 169) zeigt die Arbeitsweise des Verfahrens für unterschiedlich gewählte Werte p_{Start} , step und rep anhand des Fortschritts bei der Auffindung eines optimalen Werts für p .

Im ersten Fall wurde der Startwert mit 0 relativ weit vom gesuchten optimalen Wert (roter Kreis bei $p = 3,52$) gewählt. Aufgrund der kleinen Schrittweite von $\text{step} = 0,2$ wurde bei Abbruch nach $\text{rep} = 11$ Iterationsschritten der beste Wert für p mit 2.0 ermittelt. Erläuterung: Der Fortschritt ist durch die einzelnen Werte für p (blaue Rauten) auf der p -Achse dargestellt.

Im zweiten Fall wird bei dem günstigeren Wert 1,0 gestartet. Die Schrittweite ist mit $\text{step} = 0,5$ etwas zu groß gewählt - nur durch Zufall wurde nach 6 Iterationsschritten mit 3.5 ein Wert für p ermittelt, der sehr nahe am tatsächlichen Optimum liegt. Die erlaubten 20 Iterationsschritte mussten nicht durchgeführt werden, d.h. es wurde vorher wegen Überschreitung der max. Abweichung von 10% abgebrochen.

Wie das Beispiel zeigt, ist die **Güte des gefundenen Wertes abhängig von der Wahl des Startwerts und der gewählten Schrittweite**. Die Begrenzung der Anzahl der durchzuführenden Iterationsschritte dient lediglich zur Verhinderung langer Rechenzeiten bzw. Endlosschleifen bei ungünstiger Wahl dieser Werte.

Zum sicheren Auffinden guter Werte muss ausgehend von einem guten Startwert (siehe sigma_calculation) mit kleinen Schrittweiten und einer ausreichend großen Anzahl an Iterationsschritten gearbeitet werden.

Das beschriebene Beispiel lässt sich relativ einfach auf den Anwendungsfall der vorliegenden Arbeit – der Suche nach optimalen Breitenparametern σ_{ij} – übertragen.

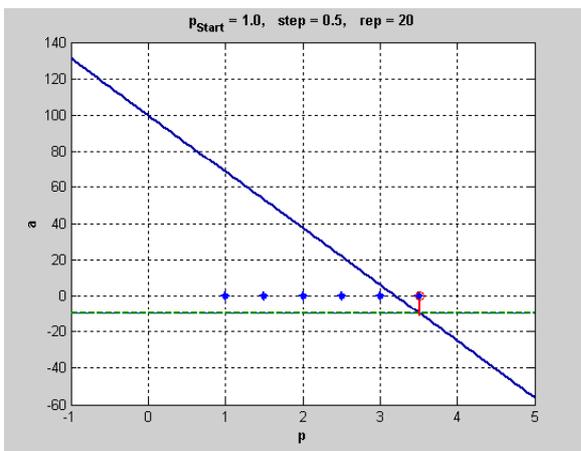
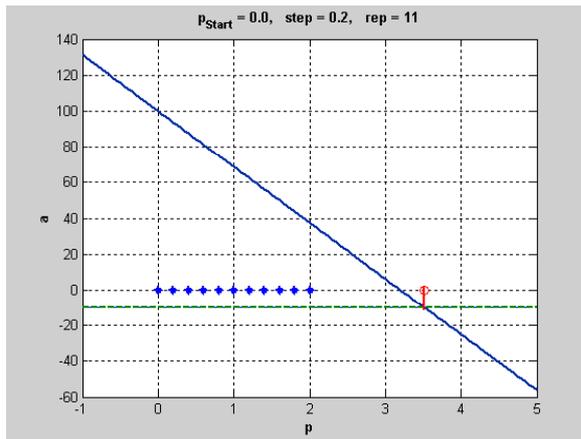


Abb. 6.4-4: Arbeitsweise des Iterations-Verfahrens für unterschiedlich gewählte Werte (p_{start} , step , rep)

Das Verfahren, das der Funktion `sigma_iteration` zugrunde liegt, arbeitet wie folgt:

Gestartet wird mit der σ -Matrix `sigma_init`. Im ersten Schritt wird das GRNN mit diesen Werten an den Stützstellen berechnet. Ist an keiner der Stützstellen eine Abweichung der Approximation festzustellen, die über der vorgegebenen maximalen Abweichung a liegt, wird ein σ_{ij} herausgegriffen und um die vorgegebene Schrittweite `step` erhöht. Danach wird das GRNN erneut in den Stützstellen berechnet und die Abweichungen überprüft. Wird an keiner Stelle die maximale Abweichung überschritten, wird die an einer Stelle σ_{ij} veränderte Matrix als aktuell gültige optimale Matrix übernommen. Der nächste Breitenparameter wird herausgegriffen und um die Schrittweite `step`

erhöht. Das GRNN wird erneut berechnet und die Abweichungen in den Stützstellen betrachtet. Der Vorgang wird so lange wiederholt, bis alle Breitenparameter der Matrix einmal erhöht wurden. Danach wird wieder beim zuerst betrachteten Breitenparameter begonnen, so dass alle Werte der σ -Matrix sukzessive steigen. Führt die Erhöhung eines σ_{ij} dazu, dass an einer der Stützstellen die Abweichung das Maximum übersteigt, dann wird die Iteration für genau diesen Breitenparameter abgebrochen und der zuletzt gültige Wert als Optimum festgehalten. Das Erreichen des Abbruchkriteriums für die einzelnen Breitenparameter wird in der Matrix `s_opt_status` vermerkt, so dass in der nächsten Iterationsschleife dieser Wert übersprungen wird. Die Iteration für die übrigen Breitenparameter läuft solange weiter, bis für jeden einzelnen der optimale Wert bestimmt wurde oder aber die maximale Anzahl von `rep` (= Iterationsschritte) erreicht wurde.

Eingabeparameter:

lin: siehe Kap. 6.4.1, S. 156

lout: siehe Kap. 6.4.1, S. 156

a: siehe Funktion `sigma_calculation`

sigma_init:

siehe Funktion `sigma_calculation`

s_status_init:

(k,m)-Matrix, entsprechend der sigma-Matrix. Die Matrix `s_status_init` dient zur Initialisierung der Matrix `s_opt_status`

step: Schrittweite der Iteration

rep: max. Anzahl Iterationsschleifen

Ausgabeparameter:

sigma_opt:

(k,m)-Matrix mit den ermittelten "bestmöglichen" Breitenparametern (im Rahmen der gewählten Parameter `step`, `rep` und `sigma_init`)

s_opt_status:

(k,m)-Matrix. Für jeden einzelnen Breitenparameter, für den ein "optimaler"

Wert gefunden wurde, bevor die maximale Anzahl Iterationsschleifen erreicht war, wird eine 1 in die Matrix eingetragen. Im Fall des Abbruchs wegen zu vieler Iterationsschleifen steht eine 0 an der Stelle der betroffenen Breitenparameter. `s_opt_Status` dient damit als Indikator,

ob die Funktion erfolgreich eine sigma-Matrix mit guten Werten ermittelt hat, bzw. für welche Breitenparameter σ_{ij} noch keine optimalen Werte ermittelt werden.

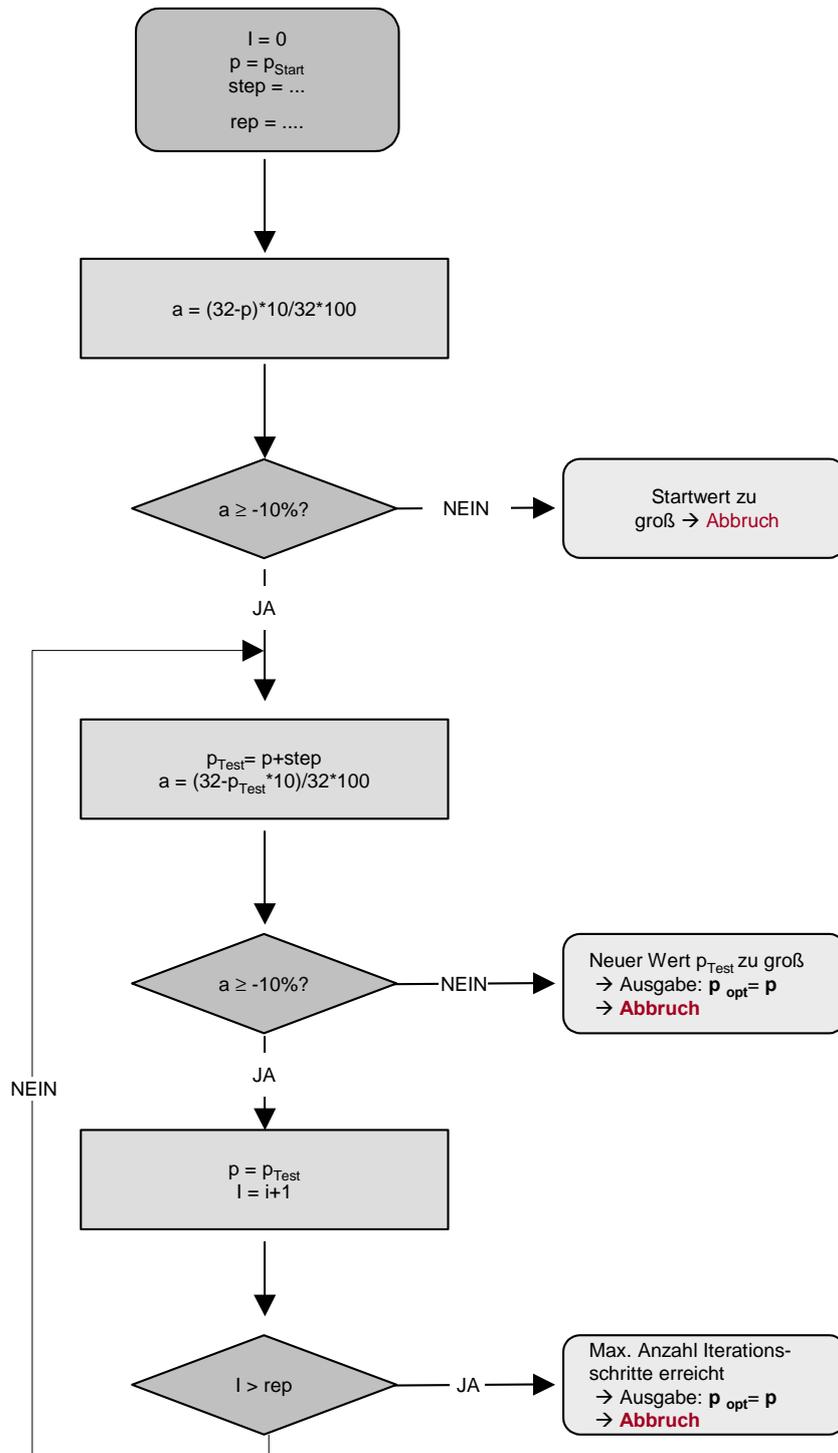


Abb. 6.4-5: Ablaufschema

Funktion 6.4-4: function [sigma_opt,s_opt_status]=sigma_iteration(lin,lout,sigma_init,s_status_init,step,rep,a)

```

function [sigma_opt,s_opt_status]=sigma_iteration(lin,lout,sigma_init,s_status_init,step,rep,a)
% [sigma_opt,s_opt_status]=sigma_iteration(lin,lout,sigma_init,s_status_init,step,rep,a)
% lin: (n,m)-Matrix mit den Faktoren zur Beschreibung der Trainingsgebiete (Lerninput)
% lout: (k, m)-Matrix der PAK-Werte der Trainingsgebiete (Lernausgabe)
% sigma_init: (k,m)-Matrix mit Startwerten  $\sigma_j$  für die einzelnen Stützstellen - berechnet mit der Funktion
% sigma_calculation)
% s_status_init: Startwert(e) Status der Grenzwertannäherung (für die Initialisierung (k,m)-Matrix mit
% Nullen verwenden). k,m: Dimension sigma_init; k = Anzahl Netzausgänge, m = Anzahl Stützstellen
% step: Schrittweite der iterativen Erhöhungen
% rep: Wiederholungen bis zum Abbruch
% a: maximale Abweichung der Netzausgaben für die Stützstellen (in %)
% Beispiel Aufruf: [sigma_opt,s_opt_status]=sigma_iteration(lin,lout,sigma_init,zeros(16,13),0.1,50,10)

% Dimension der Matrix lin bestimmen: z_lin: Anzahl Zeilen lin, s_lin: Anzahl Spalten lin
[z_lin,s_lin]=size(lin);
% Dimension der Matrix lout bestimmen: z_lout: Anzahl Zeilen lout, s_lout: Anzahl Spalten lout
[z_lout,s_lout]=size(lout);
% sigma_opt mit der Benutzervorgabe sigma_init initialisieren
sigma_opt=sigma_init;
% s_opt_status mit der Benutzervorgabe s_status_init initialisieren
s_opt_status=s_status_init;
% Für jede Zeile von lout, d.h. für jeden Netzausgang, werden die nach der for-Anweisung 1 folgenden
% Rechenschritte ausgeführt.
for i = 1:z_lout % for-Anweisung 1
    % Zählindex r auf 1 setzen. r wird im Folgenden um 1 erhöht, wenn eine Iterationsschleife
    % komplett durchgeführt wurde. Der aktuelle Wert r zeigt also an, in welcher Iterationsschleife
    % das Programm sich gerade befindet.
    r=1;
    % Solange r kleiner oder gleich dem vom Benutzer vorgegebenen Wert rep (= Anzahl der Iterations-
    % schritte) ist, werden die nach der while-Anweisung 1 folgenden Rechenschritte zyklisch ausgeführt.
    % Nach jedem Zyklus (Schleife) wird r um den Wert 1. Beim wiederkehrenden Start der while-An-
    % weisung wird jeweils geprüft, ob r die Bedingung "kleiner gleich rep" noch erfüllt.
    % Falls dies nicht mehr gilt, wird der Programmablauf am Ende der while-Schleife 1 fortgesetzt
    % (while = "solange bis").
    while r<=rep % while-Anweisung 1
        % Zählindex z auf 0 setzen. z wird im Folgenden dann um den Wert 1 erhöht, wenn der Algorithmus
        % für eine der Stützstellen den größten Breitenparameter gefunden hat. Ist z gleich der Anzahl
        % aller Stützstellen, ist die Suche nach den optimalen Breitenparametern für den betrachteten
        % Netzausgang abgeschlossen.
        z=0;
        % for-Schleife 2: Für jede Spalte von lin, d.h. für jede Stützstelle, werden die nach der
        % for-Anweisung 2 folgenden
        % Rechenschritte durchgeführt. Innerhalb der for-Schleife 2 wird jeweils eine komplette
        % Iterationsschleife durchgeführt.
        for k = 1:s_lin % for-Anweisung 2
            % Die Matrix s_opt_Status ordnet dem Breitenparameter jeder Stützstelle die Information zu,
            % ob der optimale Wert bereits erreicht wurde (entsprechender Wert=1) oder nicht
            % (entsprechender Wert=0). Somit kann das Programm entscheiden, ob für diesen Parameter

```

Fortsetzung Funktion 6.4-4

```

% ein weiterer Iterationsschritt durchgeführt werden muss oder nicht. Falls der optimale Wert
% erreicht ist, wird der Breitenparameter übersprungen. Die if-Anweisung 1 fragt den Status ab.
% Falls der Wert Null ist, d.h. der optimale Breitenparameter der betrachteten Stützstelle
% noch nicht erreicht wurde, werden die der if-Anweisung nachfolgenden Operationen bis
% zur else-Anweisung 1 durchgeführt. Falls der Wert eins ist, werden diese Rechenschritte
% übersprungen, die Programmausführung wird hinter else-Anweisung 1 fortgesetzt.
if s_opt_status(i,k)==0 % if-Anweisung 1
    % Statusmeldung als Textausgabe im Matlab-Fenster: Ausgang i, Stützstelle k, Iterationsschritt r
    sprintf('Ausgang: %d, Stützstelle: %d , Iterationsschritt: %d',i,k,r)
    % Hilfsmatrix s_test wird mit den Werten der Matrix sigma_opt initialisiert. Nach dieser
    % Operation sind beide Matrizen gleich. s_test beinhaltet jetzt alle aktuellen
    % Breitenparameter (-> s_test ist eine sigma-Matrix für das GRNN). Der nachfolgende
    % Versuch, einen der Breitenparameter zu erhöhen, wird mit s_test durchgeführt, damit
    % im negativen Testfall der alte Wert des Breitenparameters in sigma_opt verfügbar bleibt.
    s_test=sigma_opt;
    % Der Breitenparameter der aktuell betrachteten Stützstelle Ausgang i, Stützstelle k wird
    % um den Wert step erhöht.
    s_test(i,k)=s_test(i,k)+step;
    % Test der neuen sigma-Matrix: Dem GRNN mit der sigma-Matrix s_test werden die
    % Stützstellen vorgegeben, d.h. die Matrix lin wird als Eingabe in die Funktion grnn gegeben.
    % Ausgabe ist die GRNN-Prognose in den Stützstellen (y_test), wobei hierzu der Wert
    % eps (quasi 0) addiert wird, damit bei der anschließenden Fehlerrechnung keine
    % Division durch 0 erfolgt.
    y_test = grnn(lin,lin,lout(i,:),s_test(i,:))+eps;
    % Berechnung der prozentualen Abweichung der Netzausgabe in den Stützstellen
    f_test = abs(lout(i,:)-y_test)/(abs(lout(i,:))+eps)*100;
    % if-Anweisung 2: Falls der maximale Wert der Ausgabe-Fehler in den Stützstellen kleiner
    % gleich dem vom Anwender vorgegebenen Wert a ist, d.h. für keinen Ausgang die
    % vorgegebene max. Abweichung überschritten wurde, wird der nachfolgende
    % Rechenschritt durchgeführt, d.h. der getestete Breitenparameter wird in die
    % Ausgabe-Matrix sigma_opt übernommen. Andernfalls, d.h. der maximale (=optimale)
    % Wert des Breitenparameters war bereits vor der Erhöhung erreicht, wird dieser
    % Schritt übersprungen und die Rechenschritte nach else-Anweisung 2 durchgeführt.
if max(f_test)<=a % if-Anweisung 2
    % sigma_opt wird mit s_test aktualisiert
    sigma_opt = s_test;
else % else-Anweisung 1 der if-Anweisung 2
    % Statusmeldung als Textausgabe im Matlab-Fenster: Grenzwert erreicht
    disp('Grenzwert erreicht')
    % Zählindex z um 1 erhöhen, da der optimale Breitenparameter für eine
    % Stützstelle gefunden wurde.
    z=z+1;
    % Den entsprechenden Wert der Status-Matrix auf 1 setzen, d.h. optimaler Wert erreicht.
    % Folglich wird in der nächsten Iterationsschleife dieser Wert übersprungen, wodurch
    % die gesamte Rechenzeit des Algorithmus stark verkürzt wird
    s_opt_status(i,k)=1;
    % if-Anweisung 3: Falls der Zählindex z so groß ist, wie die Anzahl der Stützstellen, d.h.
    % wenn eine Iterationsschleife vollständig abgearbeitet ist (es wurde versucht, jede
    % Stützstelle um den Wert step zu erhöhen), werden die der Anweisung nachfolgenden

```

Fortsetzung Funktion 6.4-4

```

    % Rechenschritte bis zum Ende der if-Anweisung 3 durchgeführt. Andernfalls wir direkt
    % ans Ende der if-Anweisung 3 gesprungen.
    if z==s_lin % if-Anweisung 3
        % Iterationsschleifenzähler r auf rep+1 setzen als Indiz dafür, dass die Iterationsschleife
        % komplett ist. Als Folge dessen wird bei while-Schleife 1 bei der Prüfung zum
        % nächsten Durchlauf abbrechen.
        r=rep+1;
        % Statusmeldung als Textausgabe im Matlab-Fenster: Alle Grenzwerte erreicht
        % --> Iteration abgebrochen. Anm.: Da für jeden Netzausgang ein eigenes Set von
        % Breitenparametern verwendet wird, gilt diese Meldung nur für den jeweils betrachteten
        % Netzausgang!
        disp('Alle Grenzwerte erreicht --> Iteration abgebrochen')
        % Die break-Anweisung 1 führt zum direkten Abbruch der for-Schleife 2, d.h. der
        % Programmablauf springt zum Ende der for-Schleife 2 und wird dort fortgesetzt.
        break % break-Anweisung 1
    end % Ende if-Anweisung 3
end % Ende if-Anweisung 2
% else-Anweisung 1 der if-Anweisung 1, d.h. der optimale Breitenparameter der betrachteten
% Stützstelle wurde bereits erreicht
else % else-Anweisung 1 der if-Anweisung 1
    % Statusmeldung als Textausgabe im Matlab-Fenster: Ausgang i, Stützstelle k: Grenzwert
    % erreicht
    sprintf('Ausgang: %d, Stützstelle: %d Grenzwert erreicht',i,k)
    % if-Anweisung 4: Überprüfung, ob s_opt-Status noch Werte = 0 enthält. Basis: Der zuvor
    % ermittelte Wert test über die Funktion find. test enthält keine Werte, falls in s_opt_status keine
    % 0 enthalten ist.
    test=find(s_opt_status==0);
    if isempty(test) % if-Anweisung 4: Wenn s_opt_status keine 0 mehr enthält, also wenn alle
        % optimalen Breitenparameter bereits ermittelt wurden, dann:
        % Statusmeldung als Textausgabe im Matlab-Fenster: Abbruchbedingung
        % Abweichung erreicht.
        sprintf('Abbruchbedingung Abweichung erreicht')
        % return beendet die gesamte Funktion und gibt die aktuellen Werte der Rückgabeparameter
        % zurück.
        return
    end % Ende if-Anweisung 4
end % Ende if-Anweisung 1
end % Ende for-Anweisung 2
% Iterationsschleifenzähler r um 1 erhöhen, da mit dem Ende der for-Schleife 2 wieder eine
% Iterationsschleife abgearbeitet wurde.
r = r+1;
end % Ende while-Schleife 1
end % Ende for-Schleife 1

```

6.4.5 Fehlerberechnung

Berechnet den prozentualen Fehler zwischen dem gemessenen Wert x_g und dem approximierten bzw. dem vom GRNN prognostizierten Wert x_e gemäß der Formel

$$y = \frac{x_e - x_g}{x_g + \text{eps}} \cdot 100 \text{ [%]}.$$

eps ist eine Matlab-Konstante mit dem Wert $2.2204 \cdot 10^{-16}$, d.h. annähernd 0. In der Formel verhindert die Addition von eps die nicht zulässige Division durch 0 im Fall von $x_g = 0$ (die Verfälschung durch die Addition ist wegen der sehr kleinen Zahl jedoch vernachlässigbar). Anmerkung: Mit dieser Formel würde $x_g = -\text{eps}$ zu einer Division durch 0 führen. Da es sich bei x_g um Messwerte handelt, ist dieser Fall jedoch ausgeschlossen.

Eingabeparameter:

- x_g:** skalare Größe für die bekannte und gemessene Größe der Immission mit einem bestimmten PAK in einem Probenahmegebiet
- x_e:** skalare Größe für die vom GRNN prognostizierte (errechnete) PAK-Immission

Ausgabeparameter:

- y:** prozentualer Fehler der Netzprognose

Funktion 6.4-5: function y = error(x_g,x_e)

```
function y=error(x_g,x_e)
% y=error(x_g,x_e)
% Berechnet die prozentuale Abweichung von errechneten Werten zu gemessenen Werten!
% x_g = gemessen, x_e = von KNN errechnet
% Eingabebeispiel: e_vin=error(vout, yvin)
y=(x_e-x_g)/(x_g+eps)*100;
```

6.5 Validierung und Optimierung des KNN

6.5.1 Auswahlkriterien

Wichtig für den Untersuchungsansatz ist, dass Gebiete zur Validierung gewählt werden, die durch die ökologisch-strukturelle Beschreibung der Gebiete der Umweltprobenbank „abgedeckt“ werden, d.h. die diesbezüglich zwischen den Gebieten Berchtesgaden und dem Warndt im Saarländischen Verdichtungsraum liegen. Da es im Bereich der ballungsraumnahen Ökosysteme schwer abzuschätzen ist, wie sich die Immissionssituation dort darstellt, wurden, um sicher zu gehen, dass Gebiete im Gültigkeitsbereich des GRNN gewählt werden, nur Gebiete ausgewählt, die den Ökosystemtypen Agrar-Ökosysteme bzw. forstlich genutzte Ökosysteme zugeordnet werden können.

6.5.2 Validierungsgebiete

Im Folgenden werden die einzelnen in die Untersuchungen einbezogenen Validierungsgebiete charakterisiert. Wie schon in Kap. 2.1.2, S. 8) dargestellt, werden viele der rein verbal beschriebenen Fakten nicht für die Modellbildung verwendet, sondern dienen lediglich zu einem besseren Verständnis der Validierungsgebiete hinsichtlich ihrer Unterschiede in Bezug auf die naturräumliche Ausstattung, geographische Lage und anthropogene Beeinflussung.

6.5.2.1 Fläming

Entsprechend der Gebiete der Umweltprobenbank erfolgte die Charakterisierung der Nutzung im Umfeld der Validierungsgebiete ebenfalls anhand von CORINE Land Cover Daten.

Wie aus Tab. 6.5-3 (S. 177) ersichtlich, dominieren im Umfeld von Belzig Wälder, daher wird das Validierungsgebiet entsprechend der Klassifizierung der Probenahmegebiete der Umweltprobenbank dem **Ökosystemtyp Forst-Ökosysteme** zugeordnet.

Die **naturräumliche** Einheit „Fläming“ (85) ist Teil des sogenannten Südlichen Landrückens, der sich von Neumünster in Schleswig-Holstein bis zur Niederlausitz erstreckt (BRUNNER in MEYNEN et al. 1962). Die natürlichen Grenzen des Flämings werden durch die umliegenden Talniederungen (u.a. Elbe und Schwarze Elster) gebildet. Er wird topographisch in den Hohen und den Niederen Fläming untergliedert (Naturpark Hoher Fläming mit Hagensberg 200 m ü. NN).

Geologisch ist der Fläming hauptsächlich durch pleistozäne Ablagerungen, besonders mittelpleistozäne Kiese, Beckentone und -sande, geprägt. Die meist welligen, aber stark variierenden Oberflächenformen, die die Ursache für die Unterteilung in weitere naturräumliche Untereinheiten darstellen, sind saale-eiszeitlich bedingt. Die pleistozänen Entstehungsbedingungen stellen auch die Gründe für das Vorherrschen der charakteristischen Sandböden dar; (sandige) Lehmböden sind viel seltener. Dementsprechend weist die Mehrheit der landwirtschaftlich genutzten Flächen Ackerböden von lediglich mittlerer Qualität auf, was auf die geringe Wasserhaltekapazität und die hohe Erosionsgefährdung durch Wind zurückgeführt werden kann (BRUNNER in MEYNEN et al. 1962).

Das Klima Brandenburgs ist kontinental trocken. Der Fläming liegt klimatisch allerdings im Übergangsbereich zwischen der westlichen, atlantisch beeinflussten und der östlichen, kontinental beeinflussten Klimazone Deutschlands. Dementsprechend ist das Klima im Fläming durch warme Sommer und mäßig kalte Winter charakterisiert und kann mit 500 bis 600 mm (maximal 800 mm) **Jahresniederschlag** – entgegen den niedrigeren Werten des Umlandes – als mäßig feucht bezeichnet werden.

Fehlende Oberflächengewässer und vereinzelt auftretende, durch rasche Versickerung des Niederschlagswassers entstandene Trockentäler bilden die Ursache für das Fehlen großflächiger Vegetationsgürtel (BRUNNER in MEYNEN et al. 1962). Es handelt sich hier um vorwiegend ausgeräumte Landschaften, die landwirtschaftlich überprägt sind. Im zurückgedrängten und nur inselartig ausgeprägten Waldbestand dominieren Kiefernforste. Als potentiell natürliche Vegetation werden Kiefern- und Kiefern-Eichenmischwälder angegeben. In Abhängigkeit von der Tragfähigkeit der Böden und der forstwirtschaftlichen Zielvorstellungen werden vereinzelt Fichte, Eiche und Buche untergemischt.

Der zum größten Teil landwirtschaftlich geprägte Fläming ist im Bundesdurchschnitt unterdurchschnittlich besiedelt, wobei die Ortschaften vorwiegend aus einzelnen Gehöften hervorgegangen sind. Es handelt sich hierbei oftmals um Siedlungen aus weniger als 100 Häusern, die sich an Verkehrsknotenpunkten zu Mittelzentren, wie zum Beispiel Belzig und Wiesenburg, entwickeln konnten.

Schwerindustrie tritt im Fläming nicht auf. Dies ist sicherlich damit in Zusammenhang zu bringen, dass sich Großgewerbe und Industrie – auch politisch bedingt – in den für den Verkehr günstiger gelegenen Elbe-Städten Magdeburg, Dessau und Wittenberg angesiedelt hat.

Während im Moosmonitoring im Vergleich zum Land Brandenburg typische und durchschnittliche Elementkonzentrationen nachgewiesen wurden, handelt es sich im Vergleich zum Bundesdurchschnitt doch um leicht erhöhte

Belastungen. Insbesondere die Konzentrationen von Arsen, Kupfer, Titan und Zink sind hier zu nennen (Tab. 6.5-1) (SIEWERS & HERPIN 1998).

Die **Probenahme­fläche** liegt etwa 10 km nordwestlich der Ortschaft Belzig und ist somit der naturräumlichen Unter­einheit Zentraler Fläming zuzuordnen. Mit einer Höhenlage von etwa 150 m ü. NN liegt sie in unmittelbarer Nach­barschaft zur höchsten Erhebung des Fläming und kann topographisch als exponiert betrachtet werden.

Die Probenahme erfolgte im Forstamt Belzig, Revierförsterei Lübnitz, Abteilung 6a2 und Abteilung 10a1. Es ist da-

von auszugehen, dass die etwa 90-jährigen Fichten der Probenahme­fläche geeignet sind, ferntransportierte Stoffe des gesamten nordostdeutschen Raumes aufzunehmen. Angemerkt werden muss, dass es sich bei dem beprobten Bestand um ein relativ isoliertes Vorkommen von Fichten in einem ansonsten typischen Verbreitungsgebiet der Kiefer handelt. Dementsprechend ergab die Bonitierung der beprobten Bäume auch vergleichsweise schlechte Wuchsbedingungen.

Tab. 6.5-1: Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in Moosen (*Scleropodium purum*) der Beprobungsstelle BB80 (4533,180/5776,280) im Vergleich zu den Medianen in Brandenburg und deutschlandweit (verändert nach SIEWERS & HERPIN 1998)

	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
BRD 1990/91	0,34	0,29	2,21	8,8	619	n.n.	2,3	13,0	n.n.	28,3	3,1	42,8
BRD 1995/96	0,25	0,29	1,41	9,4	447	n.n.	1,6	7,7	n.n.	21,8	1,7	53,7
Brandenburg 1995/96	0,34	0,29	1,39	12,6	569	n.n.	1,7	7,4	n.n.	29,4	1,5	71,9
BB80 1995/96	0,38	0,30	1,43	12,1	555	0,030	1,4	7,8	0,15	28,7	1,5	62,2

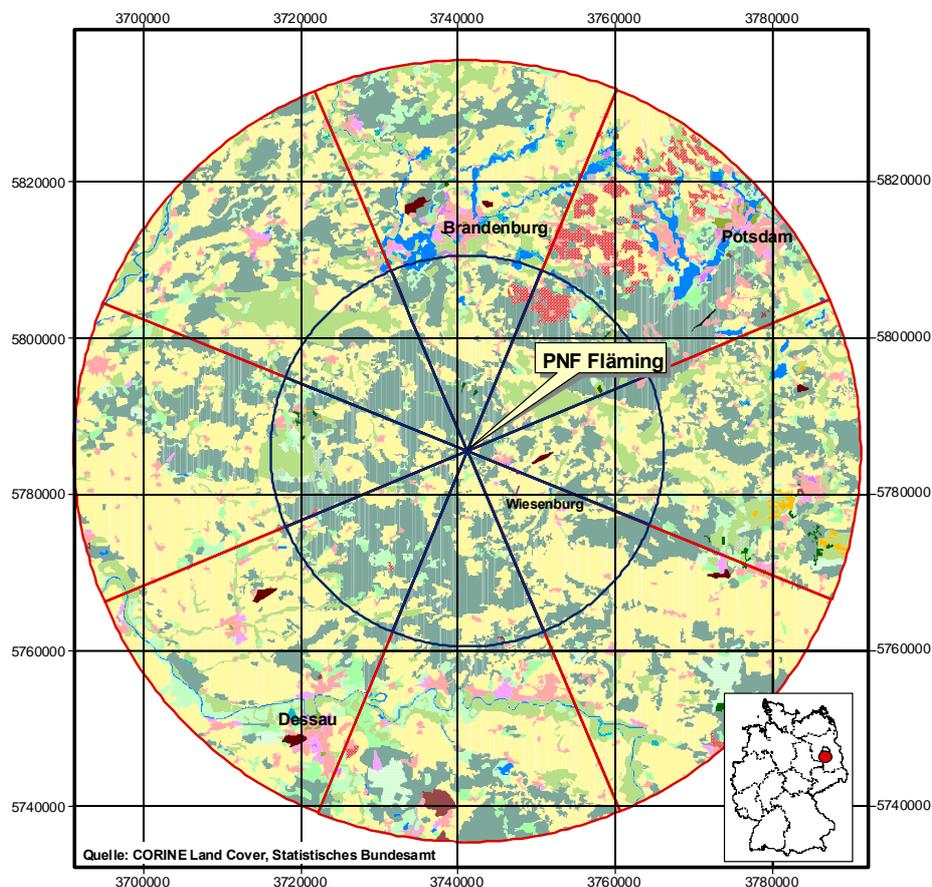


Abb. 6.5-1: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Belziger Vorfläming (♣ = DWD-Station)

Tab. 6.5-2: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Belziger Vorflämung (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,00	2,95	2,95		243	12,46	112,27	124,73
	112	40,42	298,37	338,78		311	42,96	228,43	271,38
	121	1,01	47,31	48,32		312	886,97	1343,32	2230,29
	122	0,00	1,16	1,16		313	27,26	153,62	180,88
	124	1,20	13,81	15,01		321	42,51	66,19	108,71
	131	0,37	14,40	14,78		322	7,97	66,36	74,33
	132	0,00	3,35	3,35		324	7,62	2,78	10,40
	141	0,00	8,17	8,17		331	1,40	10,74	12,14
	142	0,43	12,71	13,14		333	2,61	7,14	9,75
	211	723,48	2654,73	3378,22		411	0,00	19,55	19,55
	222	20,39	80,59	100,98		511	0,00	31,99	31,99
	231	138,33	597,05	735,38		512	5,88	100,63	106,52
	242	0,00	11,92	11,92					

Tab. 6.5-3: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahmefläche Belziger Vorflämung

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	43,43	402,60	446,03
Landwirtschaftliche Flächen	894,66	3456,56	4351,23
Wälder und naturnahe Flächen	1019,30	1878,58	2897,88
Feuchtfächen	0,00	19,55	19,55
Wasserflächen	5,88	132,62	138,51

6.5.2.2 Westerwald

Wie aus Tab. 6.5-5 (S. 180) ersichtlich, dominieren im Umfeld von Dilltal/Haiger Wälder und naturnahe Flächen, daher wird das Validierungsgebiet entsprechend der Klassifizierung der Probenahmegebiete der Umweltprobenbank zwischen den **Ökosystemtypen Forst-Ökosysteme** und **Naturnahe Ökosysteme** eingestuft.

Nach der Gliederung Deutschlands in **naturräumliche** Einheiten von MEYNEN et al. (1962) wird die Probenahmefläche, die etwa 25 km östlich von Siegen und etwa 30 km westlich von Marburg liegt, dem Gladenbacher Bergland (320) zugeordnet. Das Gladenbacher Bergland ist das

östliche Drittel des als Westerwald (32) bezeichneten Gesamtblocks des nordöstlichen Rheinischen Schiefergebirges zwischen Lahn und Sieg. Diese auch als Lahn-Dill-Bergland bezeichnete naturräumliche Einheit bildet den Südost-Abfall des Hochsauerlandes gegen die Hessische Senke, das Gießener Becken und den Lahntrog. Sie fällt dementsprechend von Nordwesten (600 m ü. NN) nach Südosten (250 m ü. NN) sich fächerartig verbreiternd ab.

Geologisch ist dieser Mittelgebirgszug durch dunkle Ton-schiefer des Rheinischen Schiefergebirges geprägt, in die devonische Quarzit- und magmatische Diabaszüge eingeschlossen sind. Die von Südwest nach Nordost verlaufenden Diabasvorkommen bilden die räumliche Verbindung der Basalte der Eifel mit denen des Vogelsbergs. Aufgrund der Hanglage wird die gesamte Region in süd- und südöstliche Richtung entwässert (Lahn und Dill) und zeigt wegen zahlreicher Quellhorizonte dementsprechend eine hügelige Kammerung. In Abhängigkeit von der Exposition dominieren deshalb tiefgründige, landwirtschaftlich gut nutzbare Braunerden in schwachen Hanglagen und Verebnungen

sowie fruchtbare Kolluvien in Auen. Lediglich die für landwirtschaftliche Nutzung schwerer zugänglichen Kuppen zeigen kleine Reste von Wäldern.

Das Lahn-Dill-Bergland liegt im Regenschatten des Rheinischen Schiefergebirges und hier vor allem im Regenschatten des über 800 m ü. NN reichenden Rothaargebirges. Dementsprechend werden hier nur geringe **Niederschlagsmengen** erreicht. Charakteristisch für die Niederungen sind höhere Lufttemperaturen und ein niedrigerer Niederschlag als im Bezirksdurchschnitt. Die Windgeschwindigkeiten sind niedriger und die Häufigkeit von Talnebeln ist größer. Darüber hinaus neigen Tal- und Beckenlagen in Verbindung mit hoher Siedlungsdichte zur Ausbildung von Stadtklimaten, insbesondere zu Smog bei Inversionswetterlagen. Die höheren Lagen zeichnen sich durch deutlich niedrigere Temperaturen, erhöhte Windgeschwindigkeit und in der Regel geringeren Schadstoffgehalt bei Inversionswetterlagen aus. Der Hauptanteil der Niederschläge fällt während der Wintermonate. Einen Überblick über die wichtigsten meteorologischen Eckdaten gibt Abb. 6.5-2 (S. 178).

Die Region ist überwiegend landwirtschaftlich geprägt. Es dominieren kleine Ortschaften, die in Abhängigkeit ihrer

Verkehrsgünstigkeit im Verlauf der letzten 50 Jahre den Charakter von Mittelzentren angenommen haben. An Hauptverkehrsstraßen kam es, insbesondere im Bereich von Haiger, Dillenburg und Herboren, aufgrund der guten Anbindung an die BAB A45 vereinzelt zur Ansiedlung industrieller und gewerblicher Art (z.B. Metallbau).

Im Hinblick auf die Metalle wird das Bundesland Hessen im Rahmen des Projektes „Moos-Monitoring“ von SIEWERS & HERPIN (1998) im Allgemeinen als durchschnittlich belastet charakterisiert (siehe Tab. 6.5-4, S. 179). Für den der Probenahme fläche nächstgelegenen Rasterpunkt HE6 (3456,400/ 5613,000) wurden mit Ausnahme von Kupfer und Zink leicht über dem Landes- bzw. Bundesdurchschnitt liegende Werte ermittelt.

Die Probenahme erfolgte westlich der Ortschaft Eibelshausen im Forstrevier Eschenburg (Forstamt Haiger), Abteilung 307 (430 m ü. NN). Die **Probenahme fläche Dilltal/Haiger** weist eine Exposition in südwestliche Richtung auf (durchschnittliche Neigung etwa 6°). Es handelt sich um einen Fichtenreinbestand mit einem durchschnittlichen Alter von etwa 100 Jahren.

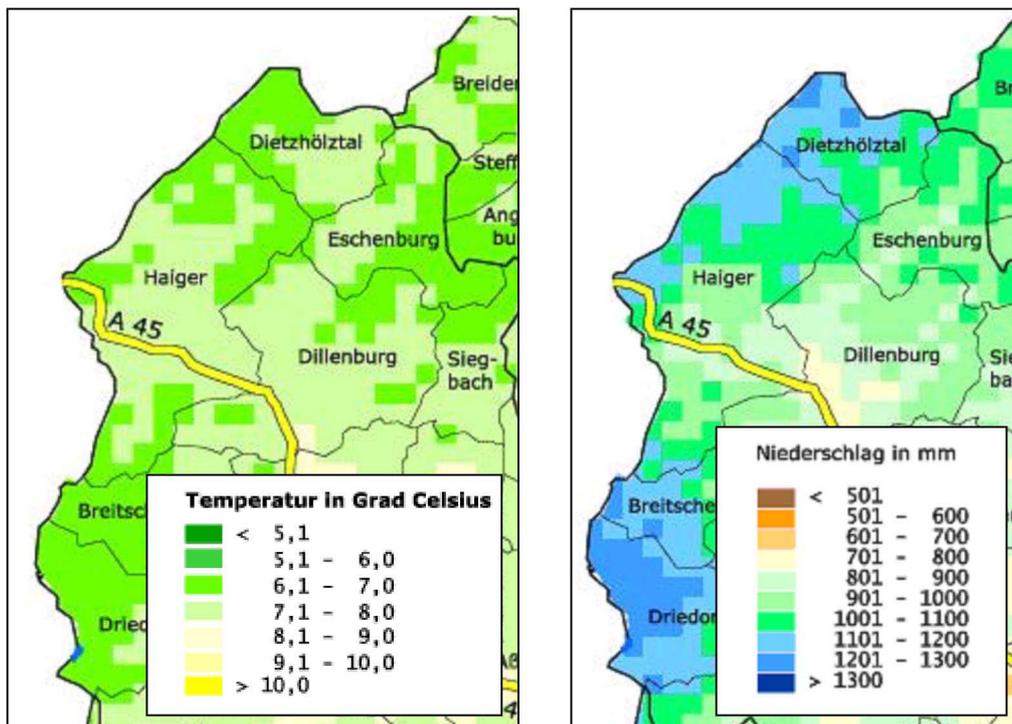


Abb. 6.5-2: Mittlere Tagesmitteltemperaturen und Niederschlagshöhen 1961-1990 im Bereich des Lahn-Dill-Berglandes (Daten aus Umweltatlas des Landes Hessen; Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie & Deutscher Wetterdienst)

Tab. 6.5-4: Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in Moosen (*Pleurozium schreberi*) der Beprobungsstelle HE6 (3456,400/5613,000) im Vergleich zu den Medianen in Hessen und deutschlandweit (verändert nach SIEWERS & HERPIN 1998)

HERPIN 1998)	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
BRD 1990/91	0,34	0,29	2,21	8,8	619	n.n.	2,3	13,0	n.n.	28,3	3,1	42,8
BRD 1995/96	0,25	0,29	1,41	9,4	447	n.n.	1,6	7,7	n.n.	21,8	1,7	53,7
Hessen 1995/96	0,18	0,30	1,31	9,9	375	n.n.	1,6	7,0	n.n.	21,2	1,4	55,7
HE6 1995/96	0,27	0,39	2,20	7,9	504	0,046	1,8	8,7	0,22	25,5	1,7	49,6

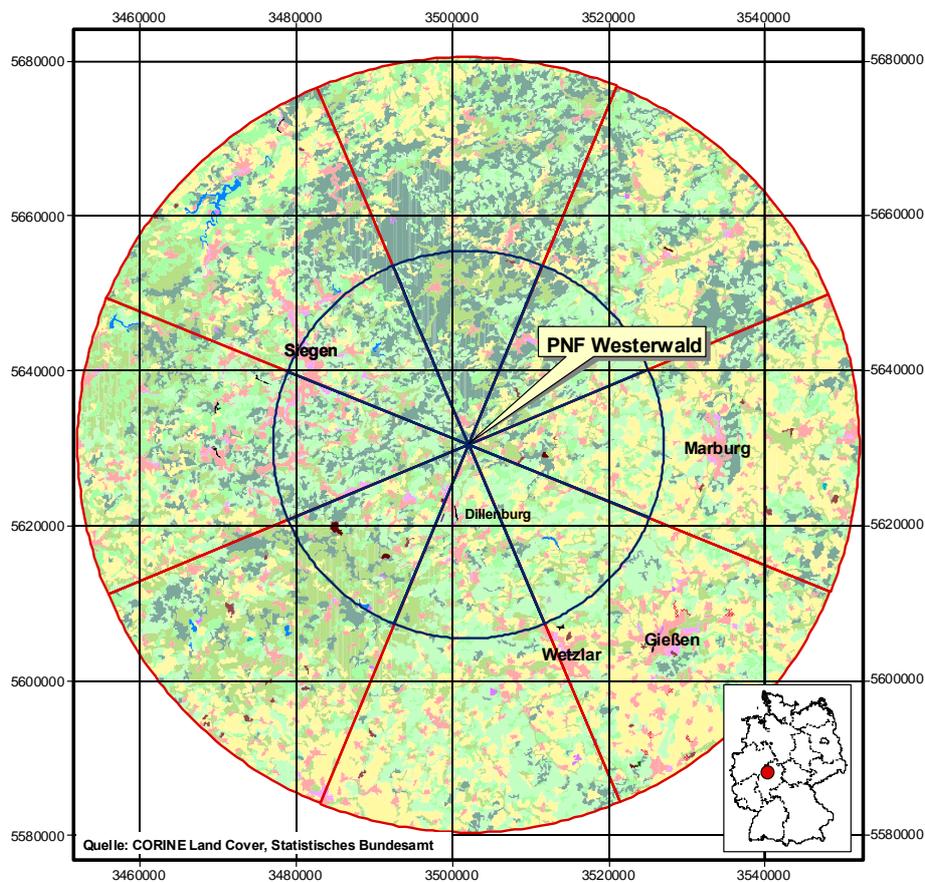


Abb. 6.5-3: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Dilltal/Haiger (▲ = DWD-Station)

Tab. 6.5-5: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Dilltal/Haiger (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,38	0,72	1,10		242	109,79	423,80	533,61
	112	136,31	400,40	536,98		243	48,88	107,11	156,00
	121	14,54	26,20	40,74		311	510,98	958,77	1470,27
	122	0,43	2,67	3,10		312	366,77	923,32	1290,08
	124	2,77	0,60	3,37		313	242,09	807,64	1049,80
	131	2,90	11,29	14,19		321	7,71	13,18	20,89
	132	0,95	0,00	0,95		322	0,00	0,58	0,58
	141	0,00	1,41	1,41		324	1,58	0,73	2,31
	142	1,28	4,51	5,79		333	0,00	0,28	0,28
	211	134,51	1187,01	1321,54		411	0,00	0,85	0,85
	222	0,00	4,54	5,54		512	2,25	13,10	15,35
	231	379,07	999,49	1379,31					

Tab. 6.5-6: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme fläche Dilltal/Haiger

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	159,56	447,80	607,63
Landwirtschaftliche Flächen	672,25	2721,95	3395,00
Wälder und naturnahe Flächen	1129,13	2704,50	3834,21
Feuchflächen	0,00	0,85	0,85
Wasserflächen	2,25	13,10	13,35

6.5.2.3 Rothaargebirge

Wie aus Tab. 6.5-10 (S. 182) ersichtlich, dominieren im Umfeld von Schmallenberg Wälder und naturnahe Flächen, daher wird das Validierungsgebiet entsprechend der Klassifizierung der Probenahmegebiete der Umweltprobenbank zwischen den **Ökosystemtypen Forst-Ökosysteme** und **naturnahe Ökosysteme** eingestuft.

Die Probenahme fläche „Schmallenberg“ befindet sich im nordwestlichen Rheinischen Schiefergebirge ca. 70 km südöstlich des Ruhrgebietes und 60 km westlich von Kassel. **Naturräumlich** ist die Region dem Hochsauerland

(Rothaargebirge), und hier im Speziellen der Untereinheit Süderbergland (Bergisch-Sauerländisches Gebirge) zuzuordnen (vgl. HARTNACK in MEYNEN & SCHMITTHÜSEN 1962). Diese naturräumliche Einheit ist trotz ihrer Höhenlage eher flachgewellt und am Rande durch charakteristische tiefe Erosionstäler begrenzt.

Geologisch zeichnet sich die gesamte Region durch großflächig austreichende mittel- und unterdevonische Schichten aus, deren Böden von Braunerden unterschiedlicher Subtypen dominiert werden. Als vorherrschend gilt der Typ der mehr oder minder gebleichten rostfarbenen Waldböden (HARTNACK in MEYNEN et al. 1962). In Abhängigkeit von Relief, Niederschlagsmenge und Vegetation dominieren flachgründige Auswaschungshorizonte, die die Ursache für Böden minderer landwirtschaftlicher Qualität darstellen.

Klimatisch ist das Sauerland und v.a. das sich östlich daran anschließende Rothaargebirge durch die markante Luvlage charakterisiert. Das die Westwinde durch seine Nord-Süd-Ausrichtung behindernde und bis 841 m ü. NN (Kahler Asten) reichende Rothaargebirge wird mit **Jahresnieder-**

schlagen von 1100-1400 mm neben Alpen, Harz, Schwarzwald und Bayerischem Wald zu den niederschlagsreichsten Gebieten Deutschlands gezählt. Eine kurze Übersicht zu klimatischen Eckdaten geben Tab. 6.5-7 und Tab. 6.5-8.

Die Summe der genannten Faktoren führt im Vergleich zu den umliegenden Regionen zu einer Einengung der Vegetationsperiode, die eine Landbewirtschaftung nahezu unmöglich macht. Vegetationskundliche Bedeutung hat das Rothaargebirge dadurch, dass es eine Vegetationsscheide für atlantische Florenbestandteile darstellt.

Aufgrund der Ungunst der Region für landwirtschaftliche Nutzung wurde das Hochsauerland verhältnismäßig spät und spärlich besiedelt. Erst mit zunehmender Industrialisierung kam die Siedlungsbildung in Gang. Sie erfolgte langsam von den engen und steilen Tälern des Altsiedellandes ausgehend sukzessive bis in das Bergland. Die industriellen Zentren liegen konzentriert an den Wegen, die aus der Region hinausführen.

Tab. 6.5-7: Jahresmitteltemperatur und Temperaturextreme an der Messstation Kahler Asten

	Höhe [ü. NN.]	Jahresmittel	kältester Monat	wärmster Monat
Kahler Asten	841 m	4,8	-2,5	12,9

Tab. 6.5-8: Mittlere Monatsniederschläge der Messstation Kahler Asten

	Höhe	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Ges.
Kahler Asten	841	147	112	112	104	106	120	135	126	99	111	136	163	1471

Tab. 6.5-9: Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in den Moosen *Pleurozium schreberi* der Beprobungsstelle NW46 (3468,850/5674,825) und *Scleropodium purum* der Beprobungsstelle NW76 (3449,000/5675,000) im Vergleich zu den Medianen der beiden Arten in Nordrhein-Westfalen und deutschlandweit (verändert nach SIEWERS & HERPIN 1998)

	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
BRD 1990/91	0,34	0,29	2,21	8,8	619	n.n.	2,3	13,0	n.n.	28,3	3,1	42,8
BRD 1995/96	0,25	0,29	1,41	9,4	447	n.n.	1,6	7,7	n.n.	21,8	1,7	53,7
NRW 1995/96 (P. s.)	0,14	0,42	2,30	12,5	431	n.n.	2,0	11,4	n.n.	14,7	2,2	71,9
NW46 1995/96	0,20	0,38	3,17	14,6	619	0,072	3,0	18,6	0,36	25,5	3,2	59,9
NRW 1995/96 (S. p.)	0,18	0,54	2,51	13,2	538	n.n.	2,2	12,0	n.n.	19,4	2,0	93,3
NW76 1995/96	0,07	0,47	1,46	14,5	290	0,052	1,5	11,0	0,12	15,0	1,3	100,0

Wirtschaftliche Bedeutung hat die Region vor allem als praktisch einziges Naherholungsgebiet für das nahegelegene Ruhrgebiet. Die hohen Besucherzahlen, die aus der Nähe des Ballungszentrums resultieren, machten vor allem die Stadt Winterberg mit 100 Tagen Schneebedeckung zum touristisch interessanten Wintersportort (HARTNACK in MEYNEIN et al. 1962).

Im Moosmonitoring ergibt sich eine im Vergleich zum Bundesdurchschnitt leicht erhöhte Belastung für die Probenahme fläche (vgl. Tab. 6.5-9). Hervorzuheben sind die

Werte für Blei (NW46) und Zink (NW76), die zum Teil deutlich über dem Bundesdurchschnitt liegen.

Die Probenahme selbst erfolgte in der von der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen angelegten Naturwaldzelle Hunau (800 m ü. NN, Forstamt Schmallenberg). Ziel der Dauerbeobachtung ist die Untersuchung des Einwanderungs- und Durchsetzungsvermögens der Fichte in Gebirgslagen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes. Die ca. 150-jährigen Fichten zeigen bisher deutlich bessere Höhenwuchsleistungen als die 165-jährigen Bu-

chen, sind aber durch die dem Schnee- und Eisbruch folgende Rotfäule stark gefährdet (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen 1978).

Morphologisch zeichnet sich die **Fläche Schmalleberg** durch ihre Kammlage mit nach Südwesten mäßig stark bis stark geneigtem Oberhang aus. Die Kuppe wird aus quarzitischen Sandsteinen des unteren Mitteldevon gebildet

und wird durch schwach basenhaltige, stark durchwurzelte Braunerden mittlerer Entwicklungstiefe charakterisiert. Die locker gelagerten schluffigen Lehme zeigen unter Fichten stark ausgeprägte Podsolierungstendenzen (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen 1978).

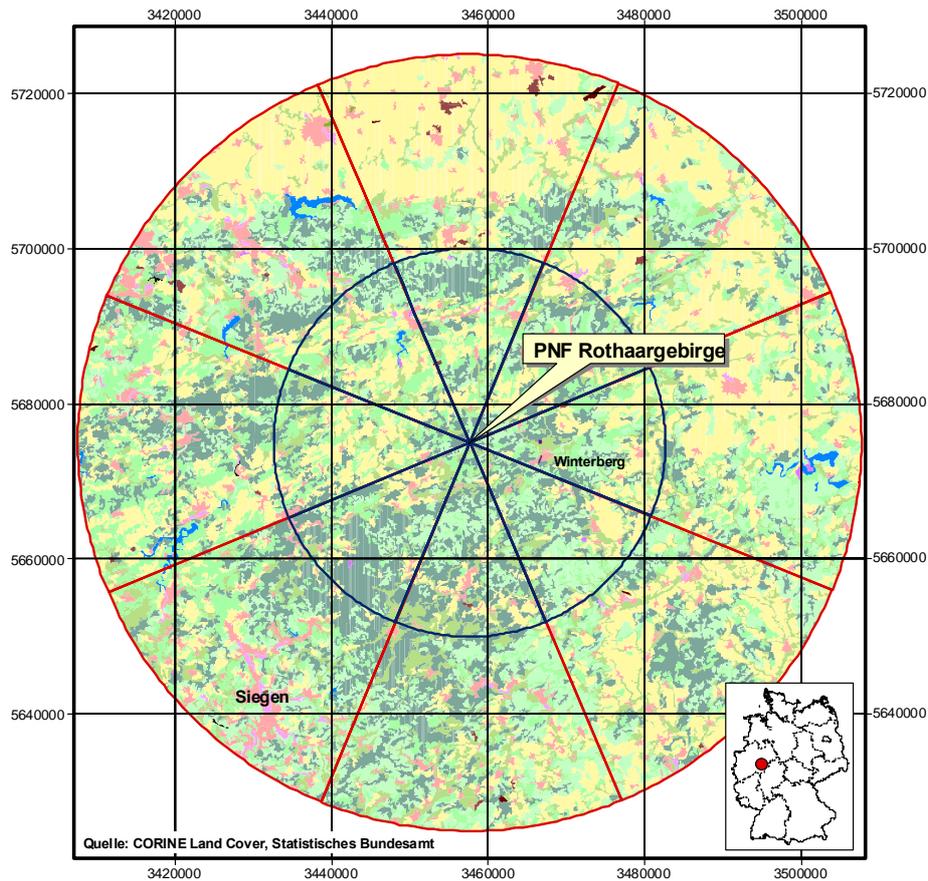


Abb. 6.5-4: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Schmalleberg (▲ = DWD-Station)

Tab. 6.5-10: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme- und Validierungsfläche Schmalleberg

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50 km (km ²)
Bebaute Flächen	68,65	401,28	469,96
Landwirtschaftliche Flächen	705,00	2678,89	3383,94
Wälder und naturnahe Flächen	1187,81	2772,14	3959,97
Feuchflächen	0,00	0,00	0,00
Wasserflächen	1,79	37,55	39,34

Tab. 6.5-11: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Schmallenberg (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,29	1,04	1,33		231	253,34	643,50	896,87
	112	63,99	346,40	410,42		242	173,26	374,40	547,70
	121	1,54	28,70	30,24		243	39,00	84,95	123,96
	122	0,00	1,27	1,27		311	251,04	968,63	1219,67
	124	0,00	3,37	3,37		312	602,41	992,65	1595,08
	131	1,39	14,53	15,92		313	331,64	802,19	1133,83
	132	0,00	0,87	0,87		321	1,90	8,18	10,08
	141	0,000	1,29	1,29		322	0,09	0,49	0,58
	142	1,44	3,09	4,53		324	0,73	0,00	0,73
	211	239,40	1576,04	1815,41		512	1,79	37,55	39,34

6.5.2.4 Fränkisches Keuper-Lias-Land

Wie aus Tab. 6.5-14 (S. 185) ersichtlich, dominieren im Umfeld von Wassertrüdingen landwirtschaftlich genutzte Flächen, daher wird das Validierungsgebiet entsprechend der Klassifizierung der Probenahmegebiete der Umweltprobenbank dem **Ökosystemtyp Agrar-Ökosysteme** zugeordnet.

Die **Probenahmefläche Wassertrüdingen** liegt etwa 10 km nördlich des in die Schwäbische Alb (103) eingebetteten Nördlinger Rieses. Die Region bildet eine Übergangszone mehrerer **naturräumlicher** Einheiten. Streng genommen wird sie nach OTREMBÄ (1962) der naturräumlichen Einheit Fränkisches Keuper-Lias-Land mit der Unter-einheit Vorland der südlichen Frankenalb zugeordnet. Hierbei handelt es sich um ein von zahlreichen Taleinschnitten geprägtes Hügelland, das geologisch aus Stufenflächenresten besteht. Ihre Zuordnung ist allerdings deshalb so kompliziert, weil der Meteoriteneinschlag des südlich gelegenen Nördlinger Rieses auch das Umfeld sowohl geologisch als auch geomorphologisch stark überprägt hat. Der Einschlag führte zu einer starken Aufwölbung des Kraterrandes und verursachte die Verfrachtung unterschiedlicher Trümmergesteine (v.a. Weißer Jura) auch in Regionen außerhalb des Kraters.

Der kleinräumliche **geologische** Wechsel stellt auch die Ursache für eine Vielzahl unterschiedlicher Bodentypen dar. Insgesamt ist die gesamte Region durch für landwirtschaftliche Nutzung, sehr gute Bodenarten wie milde Lösslehme und lehmige Sande ausgezeichnet. Die guten Böden werden vorwiegend für Weizenanbau, den Anbau von Braugerste und vereinzelt für traditionelle Viehwirtschaft genutzt (vgl. HUTTENLOCHER in MEYNEN et al. 1962).

Das Klima des nördlichen Kraterrandes ist gänzlich kontinental geprägt, höher gelegene Bereiche zeigen verhältnismäßig trockenes Mittelgebirgsklima. Das südlich gelegene Nördlinger Ries nimmt auch klimatisch eine Sonder-

stellung ein und wird als sommerwarmes Beckenklima bezeichnet (HUTTENLOCHER in MEYNEN et al. 1962). Im Regenschatten der Alb liegen die **Niederschläge** unter 600 mm, wodurch das Gebiet zu den trockensten Regionen der Bundesrepublik Deutschland gehört.

Dementsprechend sind in den nicht landwirtschaftlich genutzten Bereichen, wie zum Beispiel an Felshängen, Trockenrasen und wärmeliebende Steppenheiden zu finden. Der Wald fehlt aufgrund der landwirtschaftlichen Eignung fast gänzlich. Er ist inselartig an die Kalkhänge der Alb zurückgedrängt.

Die überwiegenden kleinen Ortschaften sind aufgrund der ausgeprägten landwirtschaftlichen Nutzung der Region weitestgehend aus vereinzelt stehenden Bauernhöfen hervorgegangen. Größere Orte sind lediglich Wassertrüdingen und Oettingen, die dem Einzugsgebiet von Nördlingen zuzurechnen sind. Da Industrie, Handwerk und Gewerbe auf die größeren Zentren beschränkt sind, ist nicht von örtlichen Emittenten auszugehen. Erwähnenswert ist lediglich das Element Nickel, hier wurde die Konzentration von 2,1 µg/g ermittelt.

Die Probenahme erfolgte süd-südwestlich der Ortschaft Wassertrüdingen in einem durch seine Kuppenlage exponierten Fichtenforst (425 -445 m ü. NN).

Tab. 6.5-12: Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in Moosen (*Scleropodium purum*) der Beprobungsstelle BY48 (4404,825/5439,055) im Vergleich zu den Medianen in Bayern und deutschlandweit (verändert nach SIEWERS & HERPIN 1998)

	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
BRD 1990/91	0,34	0,29	2,21	8,8	619	n.n.	2,3	13,0	n.n.	28,3	3,1	42,8
BRD 1995/96	0,25	0,29	1,41	9,4	447	n.n.	1,6	7,7	n.n.	21,8	1,7	53,7
Bayern 1995/96	0,17	0,24	1,14	9,5	316	n.n.	1,4	5,0	n.n.	18,6	1,2	49,3
BY48 1995/96	0,18	0,23	0,92	8,3	250	0,065	2,1	3,9	0,17	11,6	0,9	37,0

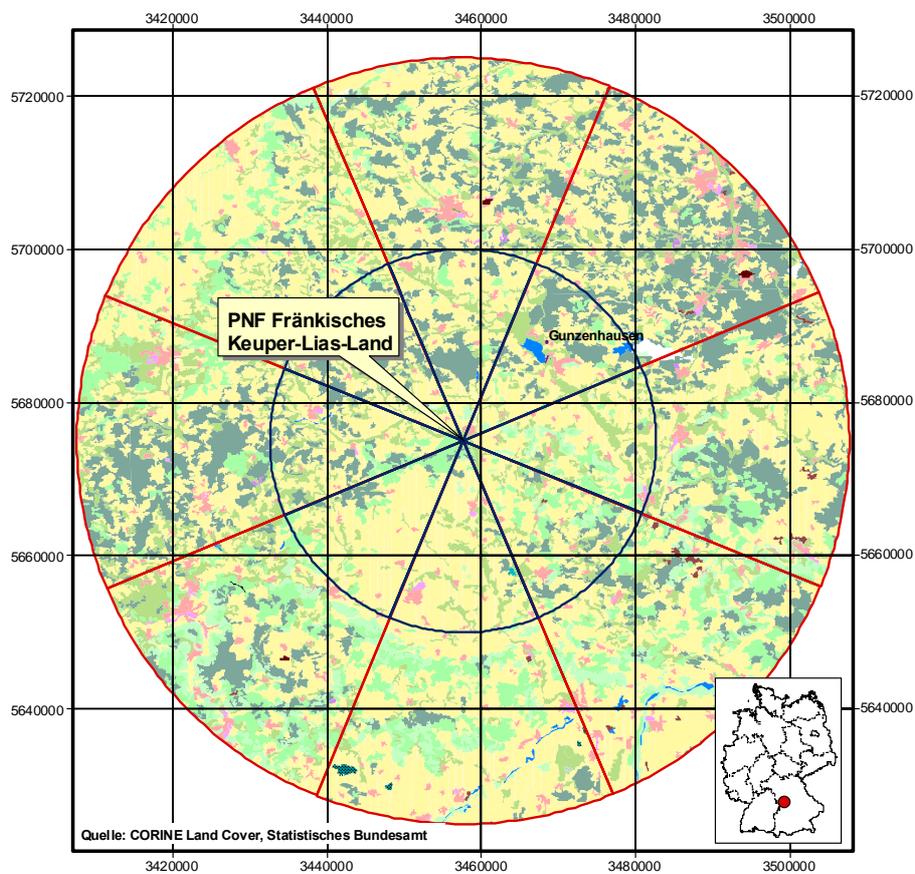


Abb. 6.5-5: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Wassertrüdingen (♣ = DWD-Station)

Tab. 6.5-13: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Wassertrüdingen (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	137,57	794,67	932,26		243	25,36	85,52	110,80
	112	25,36	85,52	110,80		311	36,67	272,56	309,22
	121	36,67	272,56	309,22		312	278,61	1121,16	1399,66
	122	278,61	1121,16	1399,66		313	142,62	623,42	766,04
	124	142,62	623,42	766,04		321	3,91	9,20	13,10
	131	3,91	9,20	13,10		322	0,53	1,88	2,41
	132	0,53	1,88	2,41		324	0,00	3,17	3,18
	141	0,00	3,17	3,18		411	0,71	0,00	0,71
	142	0,71	0,00	0,71		412	0,00	4,32	4,32
	211	0,00	4,32	4,32		511	0,00	3,86	3,85
	222	0,00	3,86	3,85		512	7,95	7,57	15,52
	231	7,95	7,57	15,52		0	0,03	11,67	11,70
	242	137,57	794,67	932,26					

Tab. 6.5-14: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme- fläche Wassertrüdingen

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50m (km ²)
Bebaute Flächen	61,99	266,70	328,66
Landwirtschaftliche Flächen	1430,43	3575,90	5006,30
Wälder und naturnahe Flächen	462,34	2031,24	2493,61
Feuchtfächen	0,71	4,32	5,03
Wasserflächen	7,95	11,42	19,37

6.5.2.5 Hunsrück

Wie aus Tab. 6.5-16 (S. 186) ersichtlich, dominieren im Umfeld von Trier/Morbach Wälder, daher wird das Validierungsgebiet entsprechend der Klassifizierung der Probenahmegebiete der Umweltprobenbank dem **Ökosystemtyp Forst-Ökosysteme** zugeordnet.

Die Probenahme- fläche **Trier/Morbach** liegt im südwestlichen Bereich des Rheinischen Schiefergebirges, in der **naturräumlichen** Einheit des Hunsrücks (MÜLLER-MINY in MEYNEN et al. 1962). Hierbei handelt es sich um drei variszisch streichende Höhenzüge, den Hochwald mit dem Erbeskopf, den Idarwald und den Soonwald (maximale Höhen von etwa 650 bis 820 m ü. NN). Erstere werden von MÜLLER-MINY (in MEYNEN et al. 1962) zu der Untereinheit

Hoch- und Idarwald (242) zusammengefasst. Charakteristisch für diese Landschaft ist die sattelartige Ausrichtung der Höhenzüge, die die umliegende Hunsrückhochfläche um 200 bis 300 m überragen (z.B. Idarkopf 746 m ü. NN).

Dementsprechend stellen die **geologischen** Merkmale der Region die Ursache für die charakteristischen Oberflächenformen dar. Die Höhenzüge sind aus breitflächigen Härtlingen des Taunusquarzits gebildet, während sich dazwischen Hunsrückschiefer, Schiefer der Gedinne-Stufe und Reste von Buntsandstein abwechseln.

Die grau bis weiß verwitternden wasserdurchlässigen Quarzite verwittern zu trockenen, wenig mächtigen und meist sehr stark sauren Braunerden, die sich landwirtschaftlich wenig eignen, aber ein günstiges Substrat für Wald darstellen, der als wildreicher, fast geschlossener Nadelforst mit überwiegendem Fichtenanteil charakterisiert werden kann.

Die, gegenüber dem in alle Richtungen abfallenden Umland, exponierte Lage führt dazu, dass die Hochlagen kli-

matisch benachteiligt sind. Mit bis zu 1000 mm **Niederschlag** werden hier etwa 100-200 mm mehr Niederschlag als in den umliegenden Hochmulden gemessen. Der meiste Niederschlag fällt im Winter als Schnee. Die Vegetationsperiode ist gegenüber den Tälern des Gebirgsrandes um zwei bis drei Wochen verkürzt (MÜLLER-MINY in MEYNEN et al. 1962).

Siedlungen sind im Hoch- und Idarwald nur sehr punktuell verteilt. Meist liegen sie in geschützter Muldenlage und sind auf erloschenen Bergbau zurückzuführen (MÜLLER-MINY in MEYNEN et al. 1962). Der Hunsrück stellt gegenüber den anderen Regionen des Bundeslandes Rheinland-Pfalz – etwa dem Pfälzerwald – eine vergleichsweise strukturschwache Region dar. Der Waldreichtum und die fehlende Eignung der sauren Böden für die Landwirtschaft führte zu intensiver Holznutzung. Wenn auch in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zahlreiche kleinere Betriebe aufgelöst wurden, so finden sich in der Region um Morbach noch einige Ansiedlungen holzverarbeitender Industrie.

Der Waldreichtum und die fehlende Eignung der sauren Böden für die Landwirtschaft führte zu intensiver Holznutzung. Wenn auch in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zahlreiche kleinere Betriebe aufgelöst wurden, so

finden sich in der Region um die Ortschaft Morbach noch einige holzverarbeitende Betriebe.

Nach Angaben von SIEWERS & HERPIN (1998) kann die Probenahme fläche im Hunsrück (Rasterpunkt RP31 2581,580/5510,880) bezüglich der Depositionsraten als gering bis durchschnittlich belastet eingestuft werden (siehe Tab. 6.5-15, S. 186). Während die meisten Werte unter den Durchschnittswerten für Rheinland-Pfalz und auch unter denen der Bundesrepublik Deutschland liegen, sind lediglich Kupfer, Blei und Zink leicht erhöht.

Die Probenahme erfolgte etwa 40 km östlich der Stadt Trier im Forstamt Morbach, Revierförsterei Bischofsthron. Da es sich bei der Probenahme fläche um eine Dauerbeobachtungsfläche der Abteilung Fernerkundung der Universität Trier handelt, die eine Nord-Süd-Erstreckung von insgesamt 10 km und eine West-Ost-Erstreckung von durchschnittlich 1,2 km aufweist, wurde die Probenahme fläche in fünf Teilflächen unterteilt. Von jeder dieser Teilflächen wurden fünf Bäume beprobt (Abteilungen 110a2, 118a2, 125a2, 150b1, 146a). Es handelt sich bei allen Teilflächen um Fichtenreinbestände mit einem Alter von über 60 Jahren. Die durchschnittliche Höhenlage der Teilflächen beträgt etwa 600 m ü. NN (höchste Fläche im Bereich des Idarkopfs, 746 m ü. NN).

Tab. 6.5-15: Gehalte ausgewählter Schwermetalle [$\mu\text{g/g}$] in Moosen (*Pleurozium schreberi*) der Beprobungsstelle RP31 (2581,580/5510,880) im Vergleich zu den Medianen in Rheinland-Pfalz und deutschlandweit (verändert nach SIEWERS & HERPIN 1998)

	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
<u>BRD 1990/91</u>	0,34	0,29	2,21	8,8	619	n.n.	2,3	13,0	n.n.	28,3	3,1	42,8
BRD 1995/96	0,25	0,29	1,41	9,4	447	n.n.	1,6	7,7	n.n.	21,8	1,7	53,7
Rheinland-Pfalz 1995/96	0,25	0,30	1,47	9,1	380	n.n.	1,5	7,4	n.n.	15,0	1,4	51,0
RP31 1995/96	0,20	0,48	0,87	12,7	229	0,055	0,9	8,0	0,28	10,0	1,0	60,5

Tab. 6.5-16: Bodenbedeckung (Ebene 1) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Probenahme fläche Trier/Morbach

Bodenbedeckungsart	0-25 km (km ²)	25-50 km (km ²)	0-50m (km ²)
Bebaute Flächen	78,78	257,67	336,45
Landwirtschaftliche Flächen	879,11	3241,55	4120,73
Wälder und naturnahe Flächen	992,77	2362,30	3355,07
Feuchtf lächen	0,00	19,59	32,11
Wasserfl ächen	12,53	8,57	8,57

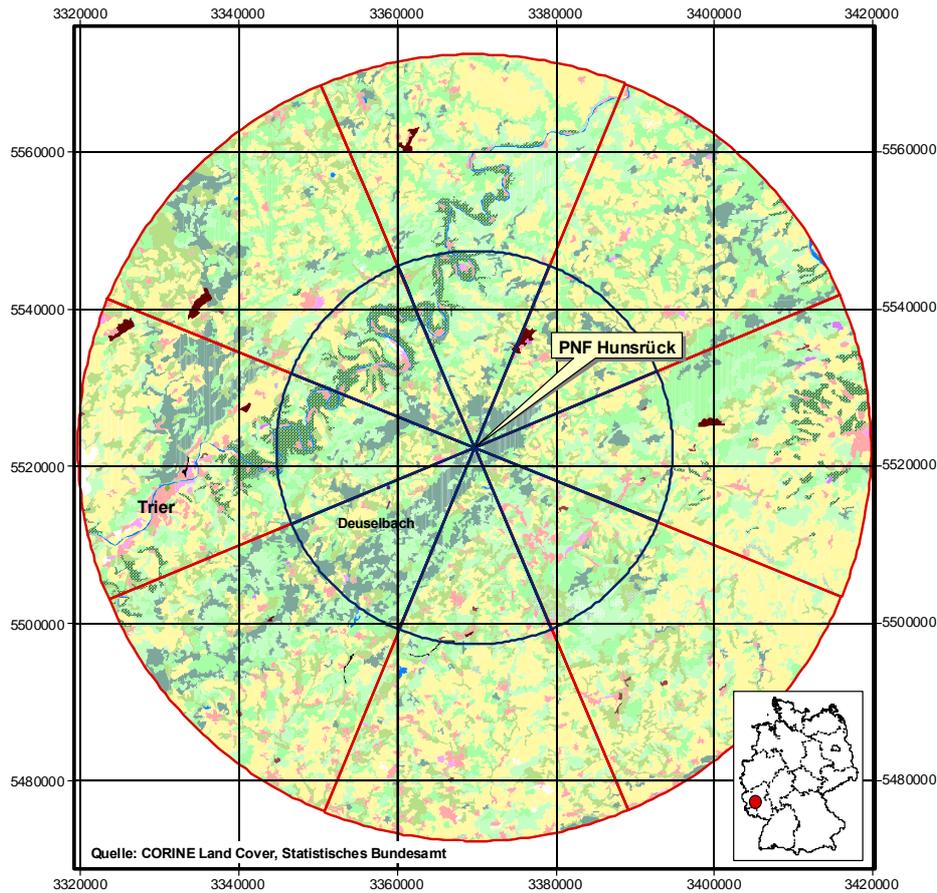


Abb. 6.5-6: Bodenbedeckung im Umkreis von 0-25 km (kleiner blauer Kreis) und 25-50 km (großer roter Kreis) der Validierungsfläche Trier/Morbach (▲ = DWD-Station)

Tab. 6.5-17: Bodenbedeckung (Ebene 3) im Umkreis von 0-25 km, von 25-50 km und insgesamt (0-50 km) der Validierungsfläche Trier/Morbach (* Erläuterungen zur Verschlüsselung befinden sich im Anhang)

Nutzung*		km ²			Nutzung*		km ²		
		0-25 km	25-50 km	0-50 km			0-25 km	25-50 km	0-50 km
	111	0,00	1,14	1,14		231	274,82	652,78	927,64
	112	68,54	215,05	283,59		242	94,37	353,48	447,85
	121	3,29	14,32	17,61		243	21,93	207,50	229,42
	122	0,22	2,19	2,41		311	324,29	889,17	1213,47
	123	0,00	0,51	0,51		312	257,16	386,54	643,69
	124	4,50	15,06	19,56		313	379,10	1047,28	1426,36
	131	1,89	5,03	6,92		321	20,59	12,53	33,13
	132	0,00	0,65	0,65		322	4,74	11,01	15,76
	141	0,00	0,39	0,39		324	6,89	15,77	22,66
	142	0,34	3,33	3,67		511	12,22	16,60	28,81
	211	389,63	1899,63	2289,31		512	0,31	2,99	3,30
	221	96,67	119,43	216,09		0	0,00	8,57	8,57
	222	1,69	8,73	10,42					

Tab. 6.5-18: Zusammenfassende Darstellung der wichtigsten Parameter

Probenahme- gebiet	Gebiets- ausschnitt	Höhe ü. NN	Jahres- mittel [°C]	Niederschlags- summe [mm/a]	vorherrschende Windrichtung
Fläming	Belziger Vorfläming	130	8-8,5	500-600	W, SW
Westerwald	Haiger/Dilltal	430	8-9	800-850	SW
Rothaargebirge	Schmallenberg	760	6,5-7	950-1050	SW, W
Fränk. Keuper- Lias-Land	Wassertrüdingen	425-445	8-8,5	600-700	W, SW
Hunsrück	Trier/Morbach	600	8-9	600-700	W, SW

6.5.3 Biometrische Charakterisierung

Tausendnadelgewicht und **Trieblänge** sind biometrische Kenngrößen, die zusammen die Wüchsigkeit der Fichten in Abhängigkeit von einer Reihe von Faktoren, wie Klima, Nährstoffversorgung, physiologischer Zustand usw. kennzeichnen. Daher können Tausendnadelgewicht und Trieblänge als Indikatoren für das Wachstum der Fichten betrachtet werden.

In Kap. 4.3 (S. 65) wurde gezeigt, dass sowohl Trieblänge als auch Tausendnadelgewicht Einfluss auf die nachweisbaren PAK-Konzentrationen haben können. Wie aus Abb. 6.5-7 und Abb. 6.5-8 ersichtlich, liegen sowohl die Tausendnadelgewichte als auch die Triebängen der Validierungsgebiete im Schwankungsbereich der Umweltprobenbankgebiete und zeigen von daher keine besonderen Auffälligkeiten.

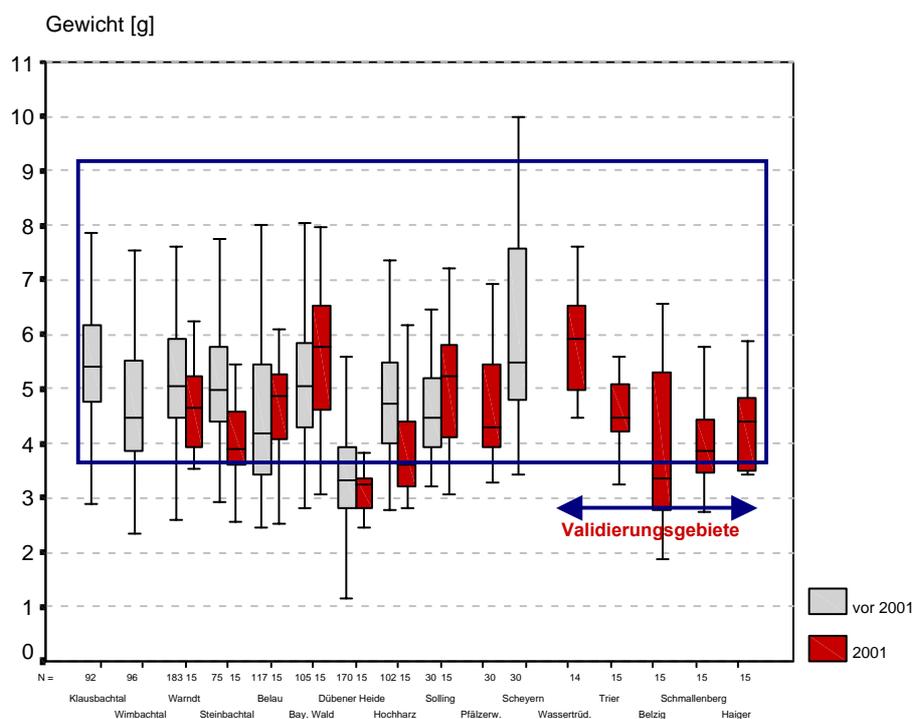


Abb. 6.5-7: Tausendnadelgewichte der Fichten aus den Probenahmegebieten der Umweltprobenbank und den Validierungsgebieten (MD, ca. 5- und 95- Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

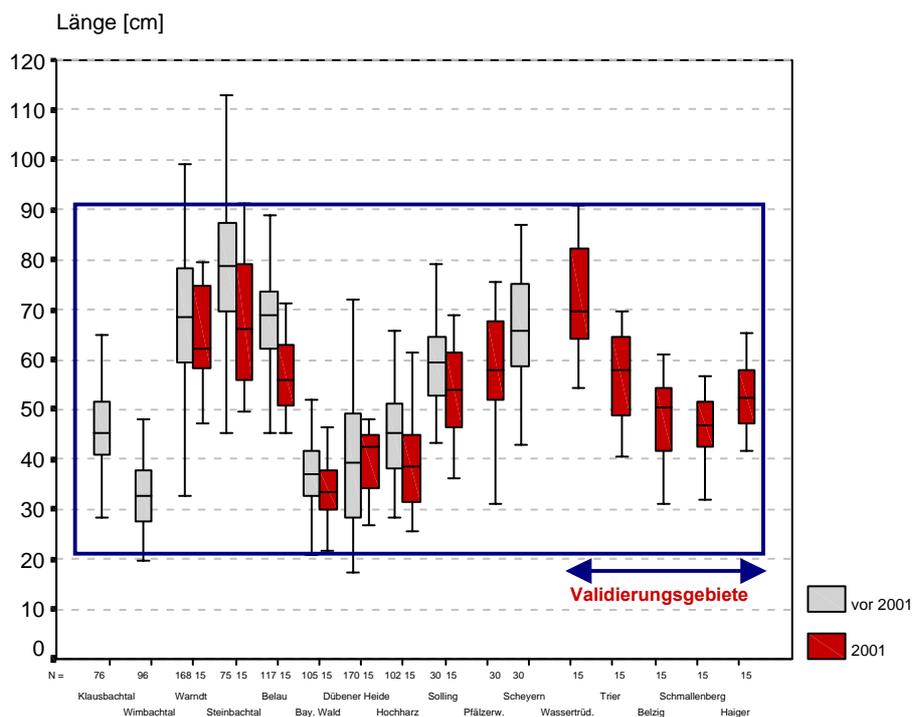


Abb. 6.5-8: Triebblängen der Fichten aus den Probenahmegebieten der Umweltprobenbank und den Validierungsgebieten (MD, ca. 5- und 95- Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

6.5.4 PAK-Analytik

Wie auch im Rahmen des Projektes Umweltprobenbank des Bundes erfolgte die chemische Charakterisierung der PAK entsprechend der Methodenbeschreibung *polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) – Bestimmung mittels hochauflösender Gaschromatographen und Massenspektrometer (HRGC/MS)*. In Anlehnung an die Routineuntersuchungen im Rahmen der Umweltprobenbank wurden von den Einzelbäumen durch Mahlen des gesamten Materials Homogenate erstellt, die an das Institut ERGO/Hamburg zur Analyse weitergeleitet wurden, um auch dadurch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen.

Die Ergebnisse der Analysen wurden in die Arbeitsdatenbank Trier des ISUPB eingegeben. Sie dienen zur Güteeinschätzung der

Prognosen, die mit dem GRNN erzeugt werden.

6.5.5 Inputoptimierung

Zur Beurteilung der Prognosen durch das GRNN wurde für jeden einzelnen Stoff jeweils die prozentuale Abweichung (= prozentualer Fehler) vom gemessenen Wert wie folgt ermittelt:

$$(M - W) / W * 100 ,$$

wobei **W** der vom GRNN errechnete Wert ist und **M** der analytisch bestimmte Wert.

Positive Werte zeigen hier eine Überschätzung des gemessenen Wertes, negative dagegen

ein Unterschätzung an. Aus diesen Werten wurde dann jeweils für die Gruppen leichtflüchtige, schwerflüchtige sowie für alle PAK der mittlere Fehler berechnet, wobei hierbei von den Absolutwerten ausgegangen wird. Da nicht in allen Fällen Normalverteilung vorliegt, wurde der relativ verteilungsunabhängige Median berechnet.

Zusätzlich wurde noch die vorhergesagte PAK-Summe und deren prozentuale Abweichung von der gemessenen PAK-Summe als relevante Bewertungsgröße berechnet.

In den folgenden Kapiteln sind die Ergebnisse des GRNN für unterschiedliche Inputs, d.h. ein unterschiedliches Set an Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung der Gebiete, dargestellt. Hierbei sind die Ergebnistabellen jeweils identisch aufgebaut. Was in den einzelnen Spalten dargestellt ist, ist unter der folgenden Tabelle erläutert. Über die Modellbildung mit unterschiedlichen Input-Sets sollen die für die PAK-Immission relevanten Faktoren herausgearbeitet und damit auch eine möglichst gute Prognose erzielt werden.

Tab. 6.5-19: Beispieltabelle - Auszug Fläming (Input 1)

Fläming – Belziger Vorfläming									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
Erläuterung	Analytik	1	2	3	4	5	6	7	8
PHE	20,99	41,95	100	41,49	98	43,34	106	40,91	95
A	0,32	1,88	494	2,08	559	2,51	696	2,07	556
FLU	12,48	21,86	75	21,64	73	22,25	78	21,33	71
PYR	6,94	9,60	38	9,47	36	9,77	41	9,55	38

Erläuterung:

- 1 alle Gebiete sowie die restlichen vier Validierungsgebiete als Lerninput definiert, rechnerisch bestimmtes sigma
- 2 prozentuale Abweichung des mit Lerninput 1 prognostizierten Wertes vom gemessenen Wert (siehe S. 189)
- 3 sigma-Bestimmung über Iterationsverfahren mit Vorgabe: max. Abweichung in den Stützstellen 10%
- 4 prozentuale Abweichung des mit Lerninput 1 prognostizierten Wertes (sigma-iteration 10%) vom gemessenen Wert (siehe S. 189)
- 5 nur die Gebiete der Umweltprobenbank als Lerninput definiert, rechnerisch bestimmtes sigma
- 6 prozentuale Abweichung des mit Lerninput 1 (UPB-Gebiete) prognostizierten Wertes vom gemessenen Wert (siehe S. 189)
- 7 sigma-Bestimmung über Iterationsverfahren mit Vorgabe: max. Abweichung in den Stützstellen 10% (siehe S. 189)
- 8 prozentuale Abweichung des mit Lerninput 1 (UPB-Gebiete) prognostizierten Wertes (sigma-iteration 10%) vom gemessenen Wert (siehe S. 189)

6.5.5.1 Input 1

Mit Hilfe der Faktorenanalyse wurden erste Hinweise auf die Relevanz der sehr vielen ein-

zelnen Parameter, die potentiellen Einfluss auf die gemessene Immission haben können, gewonnen, um so eine erste Einschränkung vornehmen zu können. Zur Definition des Inputs

für die ersten Netzläufe wurden deshalb zunächst die Ergebnisse der Faktorenanalyse herangezogen (siehe Kap. 5.4, S. 115 sowie

Tab. 5.4-1, S. 115). Daraus ergeben sich 25 Inputparameter, die in folgender Tabelle aufgelistet sind.

Tab. 6.5-20: Input 1: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung

Anzahl Faktoren	Input 1 (*Erläuterungen zur Verschlüsselung der Nutzung befinden sich im Anhang ab S. 258)
1	Expositionswert
2	Kreis 0-25 - Nutzung 111
3	Kreis 0-25 - Nutzung 112
4	Kreis 0-25 - Nutzung 121
5	Kreis 0-25 - Nutzung 122
6	Kreis 0-25 - Nutzung 123
7	Kreis 0-25 - Nutzung 124
8	Kreis 0-25 - Nutzung 132
9	Kreis 0-25 - Nutzung 141
10	Kreis 0-25 - Nutzung 222
11	Kreis 0-25 - Nutzung 243
12	Kreis 0-25 - Nutzung 312
13	Kreis 25-50 – Nutzung 132
14	Kreis 25-50 - Nutzung 221
15	Kreis 25-50 - Nutzung 222
16	Kreis 25-50 - Nutzung 243
17	Nutzung 111 - Kreis 0-25 gewichtet
18	Nutzung 112 - Kreis 0-25 gewichtet
19	Nutzung 121 - Kreis 0-25 gewichtet
20	Nutzung 312 - Kreis 25-50 gewichtet
21	Temperatur - Dez 00
22	Temperatur - Feb 01
23	Temperatur - Jan 01
24	Temperatur - Mrz 01
25	Trieblänge

Tab. 6.5-21: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorflämung (Input 1)

Flämung – Belziger Vorflämung									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	20,99	41,95	100	41,49	98	43,34	106	40,91	95
A	0,32	1,88	494	2,08	559	2,51	696	2,07	556
FLU	12,48	21,86	75	21,64	73	22,25	78	21,33	71
PYR	6,94	9,60	38	9,47	36	9,77	41	9,55	38
2,1-BNT	0,31	0,55	81	0,55	81	0,56	83	0,52	71
B[ghi]FLU +B[c]PHE	1,40	1,92	38	1,89	36	1,99	43	1,93	38
B[a]A	0,83	0,99	18	1,00	19	1,05	26	0,82	-1
CHR+TRI	5,66	8,82	56	8,76	55	9,10	61	8,68	53
BF[b+j+k]	3,79	4,02	6	4,01	6	4,10	8	3,56	-6
B[e]P	1,19	1,16	-2	1,16	-3	1,17	-2	1,01	-15
B[a]P	0,70	0,64	-8	0,63	-9	0,66	-6	0,57	-18
INP	0,98	0,86	-13	0,86	-13	0,88	-10	0,77	-21
DB[a,h]A	0,16	0,22	45	0,22	42	0,23	48	0,20	31
B[ghi]P	0,95	0,87	-9	0,86	-10	0,89	-6	0,81	-15
ANT	0,06	0,05	-7	0,05	-7	0,06	-5	0,05	-8
COR	0,30	0,40	33	0,40	33	0,43	41	0,38	26

Tab. 6.5-22: Fehlerauswertung Belziger Vorflämung (Input 1)

Flämung – Belziger Vorflämung				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1260	41	1063	28
leichtflüchtige PAK	1134	69	923	62
schwerflüchtige PAK	126	7	140	17

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	57,05	98,98	73	93,18	63
leichtflüchtige PAK	48,93	90,57	85	85,82	75
schwerflüchtige PAK	8,12	8,41	4	7,36	-9

Tab. 6.5-23: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 1)

Westerwald – Dilltal/Haiger									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	15,80	14,33	-9	19,80	25	56,80	259	58,19	268
A	0,29	0,16	-46	0,16	-46	0,13	-55	2,04	600
FLU	8,88	7,41	-17	9,33	5	27,66	211	40,81	360
PYR	5,26	3,71	-29	6,86	30	28,43	440	28,87	448
2,1-BNT	0,36	0,35	-2	0,45	26	0,71	99	2,44	584
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,71	0,45	-36	0,49	-31	1,92	170	3,66	414
B[a]A	0,33	0,31	-5	0,32	-5	0,53	59	2,19	561
CHR+TRI	3,06	2,42	-21	2,57	-16	8,31	172	20,57	573
BF[b+j+k]	1,68	2,05	22	2,17	29	4,37	161	10,59	531
B[e]P	0,50	0,91	82	0,98	97	1,46	192	4,56	812
B[a]P	0,28	0,41	46	0,45	60	1,72	513	2,91	936
INP	0,41	0,45	11	0,48	17	1,40	242	2,62	541
DB[a,h]A	0,11	0,13	27	0,14	34	0,28	161	0,81	664
B[ghi]P	0,41	0,52	27	0,53	29	0,99	143	3,26	698
ANT	0,02	0,03	26	0,03	29	0,06	143	0,22	843
COR	0,16	0,18	8	0,18	10	0,52	219	0,67	308

Tab. 6.5-24: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 1)

Westerwald – Dilltal/Haiger				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	3239	28	9142	28
leichtflüchtige PAK	1466	62	3808	62
schwerflüchtige PAK	1773	17	5334	17

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	38,26	135,29	254	184,39	382
leichtflüchtige PAK	34,70	124,49	259	158,76	358
schwerflüchtige PAK	3,57	10,80	203	25,63	618

Tab. 6.5-25: Ergebnisse des GRNN für Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 1)

Rothaargebirge – Schmallenberg									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	17,01	13,22	-22	8,28	-51	12,96	-24	12,96	-24
A	0,36	0,13	-65	0,13	-64	0,13	-63	0,13	-63
FLU	10,49	8,03	-23	4,17	-60	8,05	-23	8,05	-23
PYR	5,26	4,43	-16	2,43	-54	4,40	-16	4,40	-16
2,1-BNT	0,57	0,36	-37	0,20	-65	0,35	-38	0,35	-38
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,90	0,71	-21	0,40	-55	0,71	-22	0,71	-22
B[a]A	0,90	0,50	-45	0,38	-58	0,52	-42	0,52	-42
CHR+TRI	4,66	3,22	-31	1,89	-59	3,23	-31	3,23	-31
BF[b+j+k]	4,58	2,80	-39	1,62	-65	2,81	-39	2,81	-39
B[e]P	1,60	0,92	-43	0,60	-62	0,96	-40	0,96	-40
B[a]P	0,92	0,53	-42	0,38	-59	0,56	-39	0,56	-39
INP	1,43	0,70	-51	0,47	-67	0,74	-48	0,74	-48
DB[a,h]A	0,35	0,16	-53	0,14	-61	0,18	-47	0,18	-47
B[ghi]P	1,51	0,82	-46	0,62	-59	0,86	-43	0,86	-43
ANT	0,16	0,06	-59	0,04	-73	0,07	-53	0,07	-53
COR	0,63	0,33	-47	0,33	-48	0,38	-40	0,38	-40

Tab. 6.5-26: Fehlerauswertung Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 1)

Rothaargebirge – Schmallenberg				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	609	39	609	39
leichtflüchtige PAK	259	27	259	27
schwerflüchtige PAK	350	42	350	42

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	51,33	36,92	-28	36,92	-28
leichtflüchtige PAK	40,15	30,35	-24	30,35	-24
schwerflüchtige PAK	11,18	6,57	-41	6,57	-41

Tab. 6.5-27: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdungen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 1)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdungen									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,87	17,23	16	13,08	-12	15,48	4	9,76	-34
A	0,17	0,52	203	0,49	183	0,50	190	0,40	135
FLU	7,18	9,30	30	6,55	-9	8,17	14	4,82	-33
PYR	6,17	6,00	-3	3,94	-36	5,25	-15	2,84	-54
2,1-BNT	0,15	0,27	78	0,22	47	0,24	61	0,14	-8
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,79	1,01	28	0,70	-12	0,91	15	0,50	-37
B[a]A	0,26	0,40	53	0,39	48	0,39	47	0,30	13
CHR+TRI	3,00	4,03	34	3,05	2	3,59	20	2,01	-33
BF[b+j+k]	1,10	1,82	65	1,63	48	1,68	53	1,06	-3
B[e]P	0,27	0,54	98	0,50	84	0,50	82	0,35	28
B[a]P	0,11	0,28	141	0,26	129	0,25	118	0,18	58
INP	0,19	0,40	112	0,38	101	0,38	98	0,28	46
DB[a,h]A	0,04	0,12	195	0,11	174	0,11	176	0,07	79
B[ghi]P	0,24	0,48	100	0,46	93	0,45	88	0,35	48
ANT	0,02	0,05	221	0,04	174	0,05	199	0,03	71
COR	0,09	0,27	209	0,25	188	0,26	202	0,17	102

Tab. 6.5-28: Fehlerauswertung Wassertrüdungen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 1)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdungen				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1381	71	782	42
leichtflüchtige PAK	366	17	347	34
schwerflüchtige PAK	1015	108	435	53

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	34,65	38,19	10	23,28	-33
leichtflüchtige PAK	32,60	34,52	6	20,78	-36
schwerflüchtige PAK	2,06	3,67	78	2,50	21

Tab. 6.5-29: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 1)

Hunsrück – Trier/Morbach									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,32	50,67	254	50,67	254	50,68	254	50,67	254
A	0,16	0,32	102	1,30	734	1,30	734	1,30	734
FLU	7,41	30,17	307	30,17	307	30,17	307	30,19	307
PYR	3,70	25,17	580	25,17	580	25,17	580	25,17	580
2,1-BNT	0,35	0,31	-13	1,78	409	1,78	409	1,78	409
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,45	2,35	416	2,43	435	2,43	435	2,43	436
B[a]A	0,31	0,83	165	2,70	758	2,70	758	2,70	758
CHR+TRI	2,42	5,66	133	13,50	457	13,50	457	13,50	457
BF[b+j+k]	2,05	3,79	85	8,47	313	8,47	313	8,47	313
B[e]P	0,91	1,19	31	3,53	290	3,53	290	3,54	290
B[a]P	0,41	0,74	81	2,30	461	2,30	461	2,30	462
INP	0,45	0,98	116	2,08	359	2,08	359	2,09	360
DB[a,h]A	0,13	0,16	15	0,64	375	0,64	375	0,64	376
B[ghi]P	0,52	0,95	84	2,53	390	2,53	390	2,53	390
ANT	0,03	0,06	102	0,15	408	0,15	408	0,15	408
COR	0,18	0,30	70	0,63	254	0,63	254	0,63	256

Tab. 6.5-30: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 1)

Hunsrück – Trier/Morbach				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	6782	399	6782	399
leichtflüchtige PAK	3934	446	3934	446
schwerflüchtige PAK	2848	367	2848	368

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	33,81	148,07	338	148,07	338
leichtflüchtige PAK	29,13	127,74	338	127,74	339
schwerflüchtige PAK	4,68	20,33	334	20,33	335

Wie deutlich anhand der in den Tab. 6.5-22 bis Tab. 6.5-30 aufgeführten Fehlersummen bzw. mittleren Fehlern zu erkennen ist, führen die Netzläufe basierend auf den Faktoren, die am höchsten mit Faktor 1 korrelieren (siehe Tab.

5.4-1, S. 115), meist zu **sehr schlechten Ergebnissen**, wobei die Prognosen für das Validierungsgebiet Trier/Morbach am schlechtesten sind.

Die Prognose der schwerflüchtigen PAK für die Gebiete Belziger Vorflämung und Dilltal/Haiger mit einem prozentualen Fehler von 17% ist akzeptabel. Auch die Prognose der leichtflüchtigen PAK für das Gebiet Schmallenberg ist mit einem mittleren prozentualen Fehler von 27% als mittelmäßig einzustufen.

Wie aus den Tabellen zu erkennen, konnte mit dem gewählten Input-Set **kein einheitliches Bild hinsichtlich der Güte der Prognose für die Gebiete** erzielt werden. Bei den festgestellten Korrelationen könnte es sich daher um Scheinkorrelationen handeln oder aber die betrachtete Funktion ist mit linearen Zusammenhängen nicht abzubilden.

sammengefasst. Auch die Flächenanteile der unterschiedlichen drei Waldarten (311, 312 + 313) wurden aufsummiert und zum Faktor Wälder zusammengefasst.

6.5.5.2 Input 2

Die Definition von Input 2 beruht daher auf möglichen kausalen Zusammenhängen. In Kap. 4 (S. 53) wurden Hinweise auf den Einfluss von bestimmten Faktoren, z.B. der Meereshöhe, auf die nachweisbaren PAK-Konzentrationen erarbeitet. Diese Hinweise wurden bei der Definition des Input-Sets 2 berücksichtigt.

Für den Komplex **Flächennutzung** wurden vor allem potentielle Emittenten, aber auch Wälder aufgrund ihrer potentiellen Filterwirkung berücksichtigt (siehe Tab. 6.5-31). Aus dem Komplex **Klima** werden neben den in Input 1 bereits berücksichtigten Temperaturen auch Faktoren wie Niederschlags-, Frost- und Nebelereignissen einbezogen. In direktem Zusammenhang hiermit sind auch die Parameter Trieblänge und Tausendnadelgewicht als biometrische Kenngrößen zu sehen. Zur Beschreibung des Faktorenkomplexes **Topographie** wurden Meereshöhe und Expositionswert berücksichtigt.

Wie aus Tab. 6.5-31 ersichtlich, wurden die Flächenanteile aller Faktoren, die laut CORINE Land Cover-Schlüssel der Gruppe Landwirtschaftliche Fläche (Punkt 2) zugeordnet sind (siehe S. 258), aufsummiert und zu einem Faktor Landwirtschaftliche Flächen (= LWF) zu-

Tab. 6.5-31: Input 2: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung

Anzahl Faktoren	Input 2 (*Erläuterungen zur Verschlüsselung der Nutzung befinden sich im Anhang ab S. 258)
1	Expositionswert
2	Frost [Anzahl der Tage]
3	Höhe m ü. NN
4	Kreis 0-25 - LWF
5	Kreis 0-25 - Nutzung 111
6	Kreis 0-25 - Nutzung 112
7	Kreis 0-25 - Nutzung 121
8	Kreis 0-25 - Nutzung 122+124
9	Kreis 0-25 - Wälder
10	Kreis 25-50 - LWF
11	Kreis 25-50 - Nutzung 111
12	Kreis 25-50 - Nutzung 112
13	Kreis 25-50 - Nutzung 121
14	Kreis 25-50 - Nutzung 122+124
15	Kreis 25-50 - Wälder
16	Nebel [Anzahl der Tage]
17	Niederschlag [1/10mm]
18	Nutzung 111 - Kreis 0-25 gewichtet
19	Nutzung 111 - Kreis 25-50 gewichtet
20	Nutzung 112 - Kreis 0-25 gewichtet
21	Nutzung 112 - Kreis 25-50 gewichtet
22	Nutzung 121 - Kreis 0-25 gewichtet
23	Nutzung 121 - Kreis 25-50 gewichtet
24	Nutzung 312+313 - Kreis 25-50 gewichtet
25	Nutzung 312+313 - Kreis 0-25 gewichtet
26	Tausendnadelgewicht
27	Temperatur - Dez 00
28	Temperatur - Feb 01
29	Temperatur - Jan 01
30	Trieblänge

Tab. 6.5-32: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorflämung (Input 2)

Flämung – Belziger Vorflämung									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	20,99	16,39	-22	15,88	-24	14,26	-10	15,07	-5
A	0,32	0,23	-28	0,16	-50	0,15	-48	0,13	-54
FLU	12,48	9,97	-20	9,38	-25	8,90	0	8,02	-10
PYR	6,94	5,80	-16	5,06	-27	5,27	0	4,41	-16
2,1-BNT	0,31	0,41	36	0,44	44	0,38	6	0,37	4
B[ghi]FLU +B[c]PHE	1,40	0,95	-32	0,87	-37	0,83	17	0,81	13
B[a]A	0,83	0,58	-30	0,62	-25	0,56	68	0,60	82
CHR+TRI	5,66	3,99	-30	3,79	-33	3,49	14	3,09	1
BF[b+j+k]	3,79	3,35	-12	3,14	-17	3,38	101	2,90	73
B[e]P	1,19	1,33	12	1,10	-8	1,18	136	1,10	120
B[a]P	0,70	0,71	2	0,59	-15	0,77	174	0,64	129
INP	0,98	0,82	-17	0,82	-16	0,93	128	0,78	92
DB[a,h]A	0,16	0,22	42	0,20	30	0,23	115	0,20	84
B[ghi]P	0,95	1,01	6	0,85	-11	1,08	165	0,93	127
ANT	0,06	0,07	13	0,06	10	0,06	175	0,06	141
COR	0,30	0,37	22	0,34	11	0,40	146	0,37	124

Tab. 6.5-33: Fehlerauswertung Belziger Vorflämung (Input 2)

Flämung – Belziger Vorflämung				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1302	85	1075	77
leichtflüchtige PAK	163	12	186	12
schwerflüchtige PAK	1139	141	889	122

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	57,05	41,88	-27	39,48	-31
leichtflüchtige PAK	48,93	33,85	-31	32,51	-34
schwerflüchtige PAK	8,12	8,04	-1	6,97	-14

Tab. 6.5-34: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 2)

Westerwald – Dilltal/Haiger									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	15,80	15,57	-1	15,04	-5	12,31	-22	13,95	-12
A	0,29	0,17	-43	0,13	-54	0,14	-53	0,12	-58
FLU	8,88	8,35	-6	7,93	-11	6,95	-22	6,39	-28
PYR	5,26	4,75	-10	4,32	-18	5,15	-2	3,78	-28
2,1-BNT	0,36	0,35	-1	0,38	6	0,29	-18	0,32	-10
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,71	0,66	-7	0,67	-6	0,64	-10	0,69	-3
B[a]A	0,33	0,42	26	0,51	54	0,46	39	0,58	75
CHR+TRI	3,06	3,00	-2	3,25	6	2,76	-10	2,39	-22
BF[b+j+k]	1,68	2,58	54	2,67	59	3,16	88	2,63	57
B[e]P	0,50	0,95	91	1,00	100	1,04	108	1,01	103
B[a]P	0,28	0,50	79	0,46	64	0,76	172	0,63	125
INP	0,41	0,62	51	0,66	62	0,92	124	0,75	84
DB[a,h]A	0,11	0,14	33	0,16	46	0,23	114	0,19	79
B[ghi]P	0,41	0,69	70	0,72	77	1,05	158	0,91	122
ANT	0,02	0,04	70	0,05	111	0,06	150	0,05	119
COR	0,16	0,23	40	0,25	50	0,38	131	0,36	119

Tab. 6.5-35: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 2)

Westerwald – Dilltal/Haiger				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1221	71	1043	67
leichtflüchtige PAK	176	20	236	25
schwerflüchtige PAK	1045	127	807	111

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	38,26	36,29	-5	34,76	-9
leichtflüchtige PAK	34,70	28,69	-17	28,23	-19
schwerflüchtige PAK	3,57	7,60	113	6,53	83

Tab. 6.5-36: Ergebnisse des GRNN für Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 2)

Rothaargebirge – Schmallenberg									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	17,01	11,27	-34	9,52	-44	4,45	-74	7,00	-59
A	0,36	0,14	-62	0,13	-63	0,13	-64	0,12	-67
FLU	10,49	6,22	-41	4,52	-57	2,15	-80	2,89	-72
PYR	5,26	3,26	-38	2,62	-50	1,19	-77	1,61	-69
2,1-BNT	0,57	0,21	-63	0,17	-70	0,09	-84	0,14	-75
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,90	0,46	-49	0,49	-46	0,17	-82	0,33	-64
B[a]A	0,90	0,34	-63	0,45	-50	0,26	-71	0,38	-58
CHR+TRI	4,66	2,35	-49	2,03	-56	1,38	-70	1,32	-72
BF[b+j+k]	4,58	1,76	-62	1,79	-61	1,41	-69	1,55	-66
B[e]P	1,60	0,57	-65	0,61	-62	0,40	-75	0,58	-64
B[a]P	0,92	0,30	-67	0,35	-62	0,50	-46	0,39	-58
INP	1,43	0,39	-73	0,53	-63	0,52	-64	0,49	-65
DB[a,h]A	0,35	0,07	-79	0,11	-69	0,17	-53	0,12	-65
B[ghi]P	1,51	0,44	-71	0,59	-61	0,56	-63	0,62	-59
ANT	0,16	0,02	-84	0,04	-76	0,02	-84	0,03	-81
COR	0,63	0,15	-76	0,23	-63	0,17	-73	0,25	-60

Tab. 6.5-37: Fehlerauswertung Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 2)

Rothaargebirge – Schmallenberg				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1128	72	1054	65
leichtflüchtige PAK	601	76	536	68
schwerflüchtige PAK	527	67	518	65

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	51,33	13,57	-74	17,84	-65
leichtflüchtige PAK	40,15	9,83	-76	13,80	-66
schwerflüchtige PAK	11,18	3,75	-66	4,04	-64

Tab. 6.5-38: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 2)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdingen									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,87	15,62	5	8,57	-42	3,72	-75	6,97	-53
A	0,17	0,18	4	0,11	-38	0,13	-24	0,12	-29
FLU	7,18	8,91	24	4,35	-39	1,45	-80	2,38	-67
PYR	6,17	5,70	-8	2,19	-65	1,05	-83	1,39	-77
2,1-BNT	0,15	0,35	134	0,27	82	0,07	-56	0,13	-16
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,79	0,86	8	0,36	-55	0,15	-81	0,31	-61
B[a]A	0,26	0,47	80	0,43	64	0,22	-17	0,35	33
CHR+TRI	3,00	3,22	7	1,90	-37	0,88	-71	1,00	-66
BF[b+j+k]	1,10	2,56	133	1,99	81	1,11	1	1,34	22
B[e]P	0,27	0,90	230	0,59	114	0,30	10	0,49	80
B[a]P	0,11	0,50	334	0,33	192	0,50	338	0,37	220
INP	0,19	0,64	239	0,54	185	0,47	147	0,44	130
DB[a,h]A	0,04	0,15	251	0,15	258	0,19	352	0,12	198
B[ghi]P	0,24	0,67	184	0,54	126	0,50	109	0,56	135
ANT	0,02	0,05	212	0,03	125	0,02	58	0,02	50
COR	0,09	0,28	231	0,24	182	0,14	68	0,23	166

Tab. 6.5-39: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 2)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdingen				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1571	73	1404	67
leichtflüchtige PAK	487	73	403	57
schwerflüchtige PAK	1084	88	1001	132

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	34,65	10,89	-69	16,21	-53
leichtflüchtige PAK	32,60	7,65	-77	12,64	-61
schwerflüchtige PAK	2,06	3,23	57	3,57	73

Tab. 6.5-40: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 2)

Hunsrück – Trier/Morbach									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,32	16,16	13	15,61	9	8,66	-40	12,25	-14
A	0,16	0,29	86	0,17	11	0,13	-14	0,12	-24
FLU	7,41	9,15	23	8,92	20	4,70	-37	5,21	-30
PYR	3,70	5,47	48	5,15	39	3,77	2	2,99	-19
2,1-BNT	0,35	0,36	2	0,36	2	0,20	-44	0,27	-23
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,45	0,75	65	0,76	66	0,44	-3	0,59	30
B[a]A	0,31	0,37	18	0,47	48	0,36	15	0,53	70
CHR+TRI	2,42	3,18	31	3,41	41	1,86	-23	1,91	-21
BF[b+j+k]	2,05	2,18	7	2,56	25	2,85	39	2,37	16
B[e]P	0,91	0,64	-30	0,77	-15	0,84	-7	0,91	0
B[a]P	0,41	0,37	-11	0,40	-3	0,74	81	0,58	42
INP	0,45	0,51	11	0,60	32	0,87	91	0,69	52
DB[a,h]A	0,13	0,11	-15	0,13	-1	0,23	68	0,18	34
B[ghi]P	0,52	0,51	-2	0,57	11	0,98	90	0,84	62
ANT	0,03	0,03	3	0,04	23	0,05	72	0,04	43
COR	0,18	0,20	11	0,23	30	0,32	82	0,33	87

Tab. 6.5-41: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 2)

Hunsrück – Trier/Morbach				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	707	39	567	30
leichtflüchtige PAK	177	19	231	23
schwerflüchtige PAK	530	77	336	43

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	33,81	27,00	-20	29,82	-12
leichtflüchtige PAK	29,13	20,12	-31	23,87	-18
schwerflüchtige PAK	4,68	6,89	47	5,94	27

Die Definition des Inputs basierend auf möglichen kausalen Zusammenhängen führt, wie aus den Tab. 6.5-32 (S. 199) bis Tab. 6.5-41, S. 203 ersichtlich, im Vergleich zu Input 1 dazu, dass die mit Input 1 sehr schlecht prognos-

tizierten Validierungsgebiete deutlich besser vorhergesagt werden, aber die mit Input 1 gut vorhergesagten schlechter prognostiziert werden. Diese festgestellten Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Werten

erreichen aber bei Weitem nicht mehr die Dimensionen wie mit Input 1.

Auffallend ist zudem, dass sich die mit Input 1 für die Gebiete Belziger Vorfläming und Dilltal/Haiger recht gute Prognose für die schwerflüchtigen PAK deutlich verschlechtert, sich dafür aber die Prognose für die leichtflüchtigen PAK wesentlich verbessert.

Insgesamt konnte jedoch auch mit Input 2 **kein zufriedenstellendes Ergebnis für alle Validierungsgebiete** erzeugt werden.

6.5.5.3 Input 3

Alle in Schritt 2 (= Input 2) kausal gewählten Faktoren aus dem regionalen Bereich (25-50 km) sind nicht der Komponente 1 der rotierten Komponentenmatrix (Kap. 5.4, S. 115), mit der alle PAK am höchsten korrelieren, zugeordnet. Aus diesem Grund sollen diese im folgenden Schritt unberücksichtigt bleiben und nur die potentiellen lokalen Einflussparameter (0-25 km) zur Definition des Inputs berücksichtigt werden. Hierdurch soll dann auch der Einflussbereich besser eingeschätzt werden können.

Tab. 6.5-42: Input 3: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung

Anzahl Faktoren	Input 3
	(*Erläuterungen zur Verschlüsselung der Nutzung befinden sich im Anhang, ab S. 258)
1	Expositionswert
2	Frost [Anzahl der Tage]
3	Höhe m ü. NN
4	Kreis 0-25 - LWF
5	Kreis 0-25 - Nutzung 111
6	Kreis 0-25 - Nutzung 112
7	Kreis 0-25 - Nutzung 121
8	Kreis 0-25 - Nutzung 122+124
9	Kreis 0-25 - Wälder
10	Nebel [Anzahl der Tage]
11	Niederschlag [1/10mm]
12	Nutzung 111 - Kreis 0-25 gewichtet
13	Nutzung 112 - Kreis 0-25 gewichtet
14	Nutzung 121 - Kreis 0-25 gewichtet
15	Nutzung 312+313- Kreis 0-25 gewichtet
16	Tausendnadelgewicht
17	Temperatur - Dez 00
18	Temperatur - Feb 01
19	Temperatur - Jan 01
20	Trieblänge

Tab. 6.5-43: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorflämung (Input 3)

Flämung – Belziger Vorflämung									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	20,99	15,38	-27	15,70	-25	13,68	-13	12,52	-21
A	0,32	0,18	-44	0,17	-48	0,13	-54	0,12	-58
FLU	12,48	8,76	-30	10,19	-18	9,08	2	6,97	-22
PYR	6,94	5,26	-24	4,39	-37	5,13	-3	3,88	-26
2,1-BNT	0,31	0,41	33	0,46	52	0,28	-20	0,49	38
B[ghi]FLU +B[c]PHE	1,40	0,77	-45	0,86	-38	0,88	23	0,67	-6
B[a]A	0,83	0,52	-37	0,62	-25	0,47	41	0,59	77
CHR+TRI	5,66	3,34	-41	3,95	-30	3,63	19	2,69	-12
BF[b+j+k]	3,79	3,28	-13	2,92	-23	2,99	78	2,27	35
B[e]P	1,19	1,32	11	1,03	-14	0,90	80	0,83	67
B[a]P	0,70	0,71	1	0,55	-21	0,61	117	0,50	76
INP	0,98	0,78	-21	0,79	-19	0,76	85	0,67	65
DB[a,h]A	0,16	0,22	41	0,22	39	0,20	92	0,16	54
B[ghi]P	0,95	1,01	6	0,86	-10	0,85	108	0,81	98
ANT	0,06	0,07	15	0,07	18	0,05	136	0,06	179
COR	0,30	0,34	13	0,37	22	0,35	112	0,36	122

Tab. 6.5-44: Fehlerauswertung Belziger Vorflämung (Input 3)

Flämung – Belziger Vorflämung				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	985	66	955	56
leichtflüchtige PAK	175	19	259	24
schwerflüchtige PAK	810	100	696	71

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	57,05	72,11	88	61,01	59
leichtflüchtige PAK	48,93	63,94	84	54,27	56
schwerflüchtige PAK	8,12	8,17	129	6,74	89

Tab. 6.5-45: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 3)

Westerwald – Dilltal/Haiger									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	15,80	29,21	85	25,78	63	38,25	142	23,92	51
A	0,29	0,62	114	0,74	155	2,09	619	0,71	143
FLU	8,88	17,39	96	15,73	77	2,11	-76	14,01	58
PYR	5,26	8,01	52	7,48	42	9,49	80	7,04	34
2,1-BNT	0,36	0,48	35	0,49	39	0,53	49	0,56	56
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,71	1,51	112	1,30	82	1,91	168	1,33	86
B[a]A	0,33	0,84	154	0,72	118	0,99	200	0,78	136
CHR+TRI	3,06	6,96	128	6,25	105	8,55	180	5,92	94
BF[b+j+k]	1,68	3,59	114	3,48	108	3,95	135	2,85	70
B[e]P	0,50	1,07	114	1,13	127	1,13	125	0,96	93
B[a]P	0,28	0,60	112	0,58	107	0,65	130	0,59	111
INP	0,41	0,79	93	0,73	79	0,86	111	0,78	90
DB[a,h]A	0,11	0,20	87	0,19	83	0,23	112	0,20	84
B[ghi]P	0,41	0,81	98	0,78	90	0,88	116	0,90	121
ANT	0,02	0,05	114	0,05	123	0,06	140	0,06	170
COR	0,16	0,35	115	0,33	104	0,42	156	0,40	142

Tab. 6.5-46: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 3)

Westerwald – Dilltal/Haiger				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlertsumme [%]	Fehler [%]	Fehlertsumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	2541	133	1537	91
leichtflüchtige PAK	1514	155	658	72
schwerflüchtige PAK	1026	128	879	102

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	38,26	72,11	88	61,01	59
leichtflüchtige PAK	34,70	63,94	84	54,27	56
schwerflüchtige PAK	3,57	8,17	129	6,74	89

Tab. 6.5-47: Ergebnisse des GRNN für Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 3)

Rothaargebirge – Schmallenberg									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	17,01	7,37	-57	11,91	-30	5,82	-66	7,33	-57
A	0,36	0,13	-63	0,14	-62	0,13	-65	0,12	-66
FLU	10,49	4,23	-60	5,57	-47	2,91	-72	3,33	-68
PYR	5,26	2,32	-56	2,15	-59	1,56	-70	1,95	-63
2,1-BNT	0,57	0,13	-77	0,22	-62	0,12	-79	0,25	-57
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,90	0,32	-65	0,60	-33	0,26	-71	0,35	-61
B[a]A	0,90	0,34	-62	0,46	-49	0,27	-70	0,42	-54
CHR+TRI	4,66	1,74	-63	2,50	-46	1,60	-66	1,52	-67
BF[b+j+k]	4,58	2,08	-55	1,97	-57	1,61	-65	1,58	-66
B[e]P	1,60	0,59	-63	0,70	-56	0,46	-71	0,60	-63
B[a]P	0,92	0,36	-61	0,36	-60	0,27	-71	0,37	-60
INP	1,43	0,51	-64	0,56	-61	0,39	-73	0,55	-62
DB[a,h]A	0,35	0,10	-71	0,12	-66	0,11	-68	0,12	-66
B[ghi]P	1,51	0,53	-65	0,62	-59	0,47	-69	0,68	-55
ANT	0,16	0,03	-82	0,04	-73	0,03	-82	0,05	-67
COR	0,63	0,19	-69	0,24	-62	0,20	-68	0,31	-51

Tab. 6.5-48: Fehlerauswertung Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 3)

Rothaargebirge – Schmallenberg				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1127	70	982	62
leichtflüchtige PAK	559	70	493	62
schwerflüchtige PAK	568	70	488	62

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	51,33	16,20	-68	19,51	-62
leichtflüchtige PAK	40,15	12,66	-68	15,26	-62
schwerflüchtige PAK	11,18	3,54	-68	4,25	-62

Tab. 6.5-49: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 3)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdingen									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,87	17,53	18	17,22	16	17,48	18	15,44	4
A	0,17	0,61	253	0,57	231	0,60	250	0,53	206
FLU	7,18	9,35	30	9,24	29	9,38	31	8,07	12
PYR	6,17	6,21	1	6,10	-1	6,21	1	5,46	-11
2,1-BNT	0,15	0,26	74	0,26	76	0,26	73	0,27	79
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,79	1,07	35	1,04	31	1,07	35	0,95	20
B[a]A	0,26	0,40	52	0,40	54	0,40	53	0,42	58
CHR+TRI	3,00	4,09	37	4,05	35	4,09	37	3,60	20
BF[b+j+k]	1,10	1,77	61	1,79	63	1,78	62	1,61	47
B[e]P	0,27	0,52	90	0,53	92	0,52	89	0,51	85
B[a]P	0,11	0,26	127	0,26	131	0,26	128	0,27	132
INP	0,19	0,39	106	0,40	110	0,39	106	0,40	110
DB[a,h]A	0,04	0,12	190	0,12	194	0,12	192	0,12	185
B[ghi]P	0,24	0,46	94	0,46	95	0,46	94	0,48	103
ANT	0,02	0,05	227	0,05	227	0,05	225	0,05	225
COR	0,09	0,27	214	0,27	215	0,27	216	0,28	226

Tab. 6.5-50: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 3)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdingen				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1609	81	1523	82
leichtflüchtige PAK	496	36	411	20
schwerflüchtige PAK	1113	117	1112	121

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	34,65	43,35	25	38,45	11
leichtflüchtige PAK	32,60	39,50	21	34,74	-7
schwerflüchtige PAK	2,06	3,85	87	3,71	80

Tab. 6.5-51: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 3)

Hunsrück – Trier/Morbach									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%] [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%] [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,32	15,90	11	17,33	21	30,66	114	13,79	-4
A	0,16	0,29	87	0,29	88	0,35	126	0,23	50
FLU	7,41	8,98	21	10,02	35	20,34	175	8,36	13
PYR	3,70	5,32	44	5,70	54	9,29	151	4,53	22
2,1-BNT	0,35	0,36	2	0,39	12	0,48	37	0,62	78
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,45	0,72	58	0,82	80	1,84	305	0,83	83
B[a]A	0,31	0,34	9	0,39	23	0,90	187	0,71	127
CHR+TRI	2,42	3,09	28	3,50	44	8,16	237	3,65	51
BF[b+j+k]	2,05	1,96	-4	2,26	10	3,79	85	2,09	2
B[e]P	0,91	0,55	-40	0,66	-27	1,00	10	0,80	-12
B[a]P	0,41	0,33	-20	0,37	-10	0,64	55	0,57	38
INP	0,45	0,46	1	0,54	20	0,83	82	0,73	61
DB[a,h]A	0,13	0,11	-18	0,12	-11	0,22	65	0,18	31
B[ghi]P	0,52	0,45	-12	0,52	1	0,85	65	0,92	78
ANT	0,03	0,02	-17	0,03	3	0,05	84	0,06	108
COR	0,18	0,17	-4	0,20	12	0,41	131	0,38	114

Tab. 6.5-52: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 3)

Hunsrück – Trier/Morbach				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler
leicht- und schwerflüchtige PAK	1906	100	869	50
leichtflüchtige PAK	1330	163	427	50
schwerflüchtige PAK	576	73	442	50

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	33,81	79,81	136	38,45	14
leichtflüchtige PAK	29,13	72,02	147	32,73	12
schwerflüchtige PAK	4,68	7,79	66	5,72	22

Sowohl die Prognosen für die leichtflüchtigen PAK als auch für die schwerflüchtigen verschlechtern sich für die Gebiete Belziger Vorflämung und Dilltal/Haiger mit Input 3 gegenüber Input 2.

Für das Validierungsgebiet Schmallenberg verändert sich die Güte der Prognosen im Vergleich mit dem Ergebnis von Input 2 kaum. Für Wassertrüdingen konnte die Prognose der leichtflüchtigen PAK deutlich, für Trier/Morbach die der leicht- und schwerflüchtigen PAK verbessert werden.

Insgesamt zeigt sich zwar kein einheitliches Bild, aber da sich die Prognosen für die meisten Gebiete verschlechtern, kann davon ausgegangen werden, dass die Faktoren aus dem Betrachtungsraum 0-25 km allein nicht ausreichen, um den betrachteten Zusammenhang in einem ausreichenden Maß zu beschreiben. Wie anhand der Fehlersummen bzw. mittleren Fehler in Tab. 6.5-54 bis Tab. 6.5-63 zu erkennen, scheinen auch die ökologisch-strukturellen Eigenschaften **in größerer Entfernung zur Probenahme fläche einen Einfluss** auf die dort messbare Immission zu haben.

6.5.5.4 Input 4

Wie in Kap. 6.5.5.3 gezeigt, scheinen sowohl die lokalen (0-25 km) aber auch die regionalen (25-50 km) Strukturen für die Immission relevant, so dass in einem nächsten Schritt wieder Parameter zur Beschreibung der Flächennutzung im Umkreis von 25-50 km einbezogen wurden. Da diese Emissionen „ferntransportiert“ sind und damit der Aspekt Wind eine wesentliche Rolle spielt, werden nur die mit der Windrichtung gewichteten Parameter berücksichtigt. Um eine zu starke Übergewichtung der Flächennutzung zu vermeiden, wurden erneut bestimmte Faktoren zusammengefasst.

Tab. 6.5-53: Input 4: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung

Anzahl Faktoren	Input 4 (*Erläuterungen zur Verschlüsselung der Nutzung befinden sich im Anhang, ab S. 258)
1	Expositionswert
2	Frost [Anzahl der Tage]
3	Höhe m ü. NN
4	Kreis 0-25 - LWF
5	Kreis 0-25 - Nutzung 111+112
6	Kreis 0-25 - Nutzung 121+122+124
7	Kreis 0-25 - Wälder
8	Nebel [Anzahl der Tage]
9	Niederschlag [1/10mm]
10	Nutzung 111 - Kreis 0-25 gewichtet
11	Nutzung 112 - Kreis 0-25 gewichtet
12	Nutzung 121 - Kreis 0-25 gewichtet
13	Nutzung 312+313- Kreis 0-25 gewichtet
14	Nutzung 111 - Kreis 25-50 gewichtet
15	Nutzung 112 - Kreis 25-50 gewichtet
16	Nutzung 121 - Kreis 25-50 gewichtet
17	Nutzung 312+313- Kreis 25-50 gewichtet
18	Tausendnadelgewicht
19	Temperatur - Dez 00
20	Temperatur - Feb 01
21	Temperatur - Jan 01
22	Trieb länge

Tab. 6.5-54: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorflämung (Input 4)

Flämung – Belziger Vorflämung									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	20,99	16,29	-22	14,80	-29	13,29	-37	14,69	-30
A	0,32	0,28	-11	0,16	-48	0,17	-48	0,15	-51
FLU	12,48	9,08	-27	8,77	-30	6,77	-46	7,29	-42
PYR	6,94	5,61	-19	4,73	-32	4,52	-35	4,94	-29
2,1-BNT	0,31	0,42	39	0,40	33	0,19	-37	0,35	15
B[ghi]FLU +B[c]PHE	1,40	0,87	-37	0,70	-50	0,80	-43	0,82	-42
B[a]A	0,83	0,69	-18	0,54	-36	0,34	-60	0,54	-35
CHR+TRI	5,66	3,88	-31	3,62	-36	2,91	-49	3,20	-43
BF[b+j+k]	3,79	3,41	-10	2,68	-29	1,77	-53	2,29	-39
B[e]P	1,19	1,33	12	0,86	-28	0,50	-58	0,87	-27
B[a]P	0,70	0,74	6	0,54	-23	0,55	-21	0,47	-33
INP	0,98	1,04	6	0,77	-22	0,57	-42	0,62	-36
DB[a,h]A	0,16	0,26	65	0,18	15	0,19	24	0,16	4
B[ghi]P	0,95	1,12	18	0,83	-13	0,63	-34	0,76	-21
ANT	0,06	0,10	72	0,07	15	0,04	-34	0,06	4
COR	0,30	0,48	60	0,36	18	0,24	-21	0,36	17

Tab. 6.5-55: Fehlerauswertung Belziger Vorflämung (Input 4)

Flämung – Belziger Vorflämung				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	640	39	468	32
leichtflüchtige PAK	353	44	287	38
schwerflüchtige PAK	287	34	181	24

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	57,05	33,47	-41	37,58	-34
leichtflüchtige PAK	48,93	28,98	-41	31,99	-35
schwerflüchtige PAK	8,12	4,49	-45	5,59	-31

Tab. 6.5-56: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 4)

Westerwald – Dilltal/Haiger									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	15,80	18,10	15	15,60	-1	14,83	-6	16,51	4
A	0,29	0,24	-18	0,14	-52	0,18	-38	0,16	-45
FLU	8,88	9,78	10	9,18	3	7,46	-16	8,14	-8
PYR	5,26	5,91	12	4,73	-10	4,94	-6	5,52	5
2,1-BNT	0,36	0,38	7	0,42	17	0,22	-37	0,39	9
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,71	0,97	36	0,73	2	0,86	20	0,92	29
B[a]A	0,33	0,54	62	0,46	40	0,37	12	0,59	78
CHR+TRI	3,06	3,95	29	3,30	8	3,15	3	3,83	25
BF[b+j+k]	1,68	2,88	72	2,65	58	2,16	29	2,52	50
B[e]P	0,50	1,04	107	1,07	113	0,63	26	0,96	92
B[a]P	0,28	0,59	109	0,50	77	0,64	127	0,54	92
INP	0,41	0,72	76	0,59	44	0,70	70	0,70	71
DB[a,h]A	0,11	0,19	75	0,17	58	0,21	93	0,17	63
B[ghi]P	0,41	0,79	94	0,70	72	0,77	88	0,83	104
ANT	0,02	0,05	117	0,05	106	0,04	94	0,07	188
COR	0,16	0,34	104	0,27	63	0,28	72	0,38	132

Tab. 6.5-57: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 4)

Westerwald – Dilltal/Haiger				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	737	33	997	57
leichtflüchtige PAK	139	14	204	17
schwerflüchtige PAK	599	80	793	92

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	38,26	37,43	-2	42,23	10
leichtflüchtige PAK	34,70	32,01	-8	36,06	4
schwerflüchtige PAK	3,57	5,43	52	6,17	73

Tab. 6.5-58: Ergebnisse des GRNN für Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 4)

Rothaargebirge – Schmallenberg									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	17,01	9,36	-45	11,15	-34	4,97	-71	8,50	-50
A	0,36	0,14	-62	0,13	-64	0,13	-64	0,13	-64
FLU	10,49	4,19	-60	6,10	-42	2,07	-80	3,27	-69
PYR	5,26	2,78	-47	3,47	-34	1,28	-76	2,34	-56
2,1-BNT	0,57	0,14	-75	0,24	-57	0,07	-88	0,16	-72
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,90	0,26	-71	0,40	-56	0,23	-75	0,40	-56
B[a]A	0,90	0,26	-71	0,40	-55	0,22	-76	0,39	-57
CHR+TRI	4,66	1,67	-64	2,20	-53	1,27	-73	1,64	-65
BF[b+j+k]	4,58	1,12	-76	1,96	-57	0,69	-85	1,40	-70
B[e]P	1,60	0,56	-65	0,64	-60	0,23	-85	0,57	-64
B[a]P	0,92	0,22	-76	0,34	-63	0,20	-78	0,31	-66
INP	1,43	0,27	-81	0,54	-62	0,22	-85	0,45	-69
DB[a,h]A	0,35	0,07	-80	0,11	-68	0,09	-75	0,11	-69
B[ghi]P	1,51	0,34	-78	0,56	-63	0,27	-82	0,57	-62
ANT	0,16	0,02	-89	0,04	-77	0,01	-91	0,04	-74
COR	0,63	0,13	-79	0,21	-66	0,11	-82	0,28	-56

Tab. 6.5-59: Fehlerauswertung Schmallenberg im Rothaargebirge (Input 4)

Rothaargebirge – Schmallenberg				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1264	79	1019	65
leichtflüchtige PAK	601	75	488	61
schwerflüchtige PAK	662	83	531	67

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	51,33	12,07	-76	20,54	-60
leichtflüchtige PAK	40,15	10,24	-74	16,82	-58
schwerflüchtige PAK	11,18	1,83	-84	3,72	-67

Tab. 6.5-60: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 4)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdingen									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,87	17,63	19	13,06	-12	14,02	-6	13,17	-11
A	0,17	0,56	225	0,23	36	0,20	15	0,25	44
FLU	7,18	9,35	30	7,07	-1	7,12	-1	5,62	-22
PYR	6,17	6,20	0	4,35	-29	4,72	-23	4,55	-26
2,1-BNT	0,15	0,26	74	0,27	82	0,19	28	0,21	41
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,79	1,07	34	0,90	13	0,84	5	0,75	-6
B[a]A	0,26	0,40	52	0,39	50	0,33	26	0,37	41
CHR+TRI	3,00	4,07	36	3,15	5	3,09	3	2,76	-8
BF[b+j+k]	1,10	1,77	61	1,74	59	1,33	21	1,37	25
B[e]P	0,27	0,53	92	0,51	87	0,40	45	0,49	78
B[a]P	0,11	0,26	128	0,26	129	0,21	82	0,25	119
INP	0,19	0,39	106	0,40	112	0,31	61	0,37	96
DB[a,h]A	0,04	0,12	190	0,12	184	0,10	139	0,10	148
B[ghi]P	0,24	0,46	94	0,45	89	0,37	55	0,45	89
ANT	0,02	0,05	225	0,05	194	0,04	139	0,04	172
COR	0,09	0,27	214	0,25	194	0,21	146	0,26	205

Tab. 6.5-61: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 4)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdingen				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	798	27	1131	43
leichtflüchtige PAK	109	10	200	24
schwerflüchtige PAK	689	72	932	107

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	34,65	33,47	-3	31,02	-10
leichtflüchtige PAK	32,60	30,51	-6	27,68	-15
schwerflüchtige PAK	2,06	2,96	44	3,34	62

Tab. 6.5-62: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 4)

Hunsrück – Trier/Morbach									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,32	16,40	15	15,64	9	9,71	-32	14,06	-2
A	0,16	0,25	61	0,14	-13	0,14	-11	0,13	-16
FLU	7,41	9,33	26	9,66	30	4,51	-39	6,76	-9
PYR	3,70	5,62	52	5,00	35	2,99	-19	4,50	22
2,1-BNT	0,35	0,35	-1	0,41	18	0,14	-61	0,36	3
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,45	0,83	82	0,81	78	0,54	20	0,75	65
B[a]A	0,31	0,54	72	0,46	46	0,29	-9	0,56	76
CHR+TRI	2,42	3,51	45	3,59	48	1,93	-20	2,98	23
BF[b+j+k]	2,05	3,23	57	2,43	19	1,61	-21	2,30	12
B[e]P	0,91	1,00	10	0,71	-21	0,44	-51	0,91	0
B[a]P	0,41	0,63	53	0,44	7	0,56	36	0,49	20
INP	0,45	0,80	77	0,59	31	0,57	26	0,65	43
DB[a,h]A	0,13	0,18	31	0,15	8	0,19	43	0,16	21
B[ghi]P	0,52	0,82	58	0,66	27	0,62	20	0,78	51
ANT	0,03	0,05	58	0,04	33	0,03	3	0,06	110
COR	0,18	0,27	54	0,25	41	0,21	17	0,36	102

Tab. 6.5-63: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 4)

Hunsrück – Trier/Morbach				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	430	21	575	21
leichtflüchtige PAK	212	20	216	19
schwerflüchtige PAK	218	23	358	32

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	33,81	24,49	-28	35,82	6
leichtflüchtige PAK	29,13	20,25	-31	30,10	3
schwerflüchtige PAK	4,68	4,24	-9	5,72	22

Im Vergleich zu Input 3 werden die Prognosen sowohl für die Gruppe der leichtflüchtigen als auch die Gruppe der schwerflüchtigen PAK für die meisten Gebiete besser prognostiziert, so dass hier die Annahme, dass auch der regio-

nale Bereich (25-50 km) einen Einfluss auf die messbare Immission hat, durch diese Ergebnisse bestätigt wird.

Vergleicht man die Ergebnisse von Input 2 und Input 4 miteinander, so scheinen die **ungegewichteten Flächennutzungsparameter des regionalen Bereichs nur wenig Einfluss** auf das Ergebnis zu haben. Trotz des Wegfalls der Parameter Kreis 25-50 – LWF, Kreis 25-50 – Wälder, Kreis 25-50 – 111, Kreis 25-50 – 112 und Kreis 25-50 – 121 verbessern sich die Prognosen für die meisten Gebiete, so dass davon ausgegangen werden kann, dass mit den gewichteten Daten die potentiellen Emittenten sowie die potentiellen Filtereffekte in einem ausreichenden Maß beschrieben werden. Lediglich die Prognose der leichtflüchtigen PAK für das Validierungsgebiete Belziger Vorfläming verschlechtert sich geringfügig,

während die Prognose für die schwerflüchtigen PAK verbessert sich deutlich.

6.5.5.5 Input 5

Aufgrund der Ergebnisse des vorangegangenen Kapitels wurden in einem nächsten Schritt zur Beschreibung der Nutzung im Umfeld nur noch die gewichteten Daten aus beiden Betrachtungsräumen (0-25 km und 25-50 km) herangezogen.

Tab. 6.5-64: Input 5: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung

Anzahl Faktoren	Input 5
	(*Erläuterungen zur Verschlüsselung der Nutzung befinden sich im Anhang, ab S. 258)
1	Expositionswert
2	Frost [Anzahl der Tage]
3	Höhe m ü. NN
4	Nebel [Anzahl der Tage]
5	Niederschlag [1/10mm]
6	Nutzung 111 - Kreis 0-25 gewichtet
7	Nutzung 112 - Kreis 0-25 gewichtet
8	Nutzung 121 - Kreis 0-25 gewichtet
9	Nutzung 312+313- Kreis 0-25 gewichtet
10	Nutzung 111 - Kreis 25-50 gewichtet
11	Nutzung 112 - Kreis 25-50 gewichtet
12	Nutzung 121 - Kreis 25-50 gewichtet
13	Nutzung 312+313- Kreis 25-50 gewichtet
14	Tausendnadelgewicht
15	Temperatur - Dez 00
16	Temperatur - Feb 01
17	Temperatur - Jan 01
18	Trieblänge

Tab. 6.5-65: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorflämung (Input 5)

Flämung – Belziger Vorflämung									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	20,99	16,87	-20	15,29	-27	14,51	-31	14,73	-30
A	0,32	0,37	18	0,23	-27	0,21	-33	0,23	-27
FLU	12,48	9,52	-24	8,80	-30	7,48	-40	7,56	-39
PYR	6,94	5,86	-16	4,75	-32	5,01	-28	5,23	-25
2,1-BNT	0,31	0,43	41	0,48	57	0,19	-37	0,33	7
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	1,40	0,96	-31	0,75	-46	0,85	-39	0,80	-42
B[a]A	0,83	0,55	-34	0,53	-36	0,33	-60	0,53	-36
CHR+TRI	5,66	4,13	-27	3,68	-35	3,25	-43	3,86	-32
BF[b+j+k]	3,79	2,90	-24	2,47	-35	1,40	-63	2,25	-41
B[e]P	1,19	1,04	-13	0,74	-38	0,41	-65	0,87	-27
B[a]P	0,70	0,65	-6	0,47	-32	0,34	-51	0,44	-37
INP	0,98	0,78	-21	0,68	-31	0,37	-62	0,61	-38
DB[a,h]A	0,16	0,23	47	0,16	3	0,20	26	0,16	5
B[ghi]P	0,95	0,87	-8	0,72	-25	0,42	-55	0,74	-22
ANT	0,06	0,07	21	0,05	-9	0,04	-37	0,06	5
COR	0,30	0,36	20	0,32	5	0,22	-28	0,35	16

Tab. 6.5-66: Fehlerauswertung Belziger Vorflämung (Input 5)

Flämung – Belziger Vorflämung				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	699	40	429	29
leichtflüchtige PAK	311	38	239	30
schwerflüchtige PAK	388	53	191	25

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	57,05	35,24	-38	38,76	-32
leichtflüchtige PAK	48,93	31,83	-35	33,28	-32
schwerflüchtige PAK	8,12	3,40	-58	5,48	-33

Tab. 6.5-67: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 5)

Westerwald – Dilltal/Haiger									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	15,80	16,73	6	16,03	1	15,13	-4	15,81	0
A	0,29	0,21	-27	0,16	-44	0,25	-13	0,22	-24
FLU	8,88	8,90	0	8,90	0	7,79	-12	8,30	-7
PYR	5,26	5,54	5	4,93	-6	5,22	-1	5,57	6
2,1-BNT	0,36	0,33	-9	0,41	14	0,21	-41	0,35	-1
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,71	0,81	14	0,69	-3	0,88	23	0,87	22
B[a]A	0,33	0,47	42	0,47	42	0,35	6	0,55	65
CHR+TRI	3,06	3,49	14	3,25	6	3,36	10	4,11	34
BF[b+j+k]	1,68	2,51	49	2,70	61	1,64	-2	2,40	43
B[e]P	0,50	0,93	87	1,03	107	0,47	-5	0,91	83
B[a]P	0,28	0,59	112	0,49	74	0,45	59	0,49	75
INP	0,41	0,69	68	0,60	46	0,47	16	0,66	61
DB[a,h]A	0,11	0,18	71	0,16	54	0,20	88	0,17	60
B[ghij]P	0,41	0,74	81	0,71	74	0,53	29	0,79	94
ANT	0,02	0,04	72	0,05	117	0,04	75	0,07	193
COR	0,16	0,26	58	0,27	66	0,24	46	0,37	125

Tab. 6.5-68: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 5)

Westerwald – Dilltal/Haiger				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	433	14	891	51
leichtflüchtige PAK	111	11	158	14
schwerflüchtige PAK	322	38	733	79

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	38,26	37,24	-3	41,65	9
leichtflüchtige PAK	34,70	33,20	-4	35,79	3
schwerflüchtige PAK	3,57	4,04	13	5,86	64

Tab. 6.5-69: Ergebnisse des GRNN für Schmallenberg im Rothargebirge (Input 5)

Rothargebirge – Schmallenberg									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	17,01	12,25	-28	11,78	-31	6,60	-61	8,15	-52
A	0,36	0,14	-62	0,15	-59	0,13	-63	0,14	-62
FLU	10,49	5,75	-45	5,14	-51	2,82	-73	3,34	-68
PYR	5,26	3,77	-28	4,15	-21	1,82	-65	2,45	-53
2,1-BNT	0,57	0,12	-80	0,22	-61	0,07	-87	0,16	-72
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,90	0,40	-55	0,32	-65	0,30	-67	0,37	-59
B[a]A	0,90	0,25	-72	0,40	-56	0,23	-75	0,37	-59
CHR+TRI	4,66	2,16	-54	2,13	-54	1,50	-68	2,07	-56
BF[b+j+k]	4,58	1,24	-73	1,86	-59	0,67	-85	1,26	-72
B[e]P	1,60	0,40	-75	0,53	-67	0,23	-85	0,52	-68
B[a]P	0,92	0,21	-77	0,31	-66	0,13	-86	0,29	-69
INP	1,43	0,26	-82	0,49	-66	0,19	-87	0,42	-71
DB[a,h]A	0,35	0,06	-81	0,10	-70	0,09	-75	0,10	-70
B[ghi]P	1,51	0,33	-78	0,47	-69	0,25	-84	0,54	-64
ANT	0,16	0,02	-89	0,03	-82	0,01	-91	0,04	-74
COR	0,63	0,13	-79	0,19	-70	0,12	-81	0,27	-57

Tab. 6.5-70: Fehlerauswertung Schmallenberg im Rothargebirge (Input 5)

Rothargebirge – Schmallenberg				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1234	78	1026	66
leichtflüchtige PAK	560	68	481	59
schwerflüchtige PAK	674	85	545	69

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	51,33	15,16	-70	20,48	-60
leichtflüchtige PAK	40,15	13,48	-66	17,04	-58
schwerflüchtige PAK	11,18	1,69	-85	3,44	-69

Tab. 6.5-71: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdigen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 5)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdigen									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,87	17,90	20	13,03	-12	12,39	-17	12,49	-16
A	0,17	0,59	241	0,36	110	0,18	3	0,23	31
FLU	7,18	9,44	32	6,21	-14	6,05	-16	5,61	-22
PYR	6,17	6,17	0	4,85	-21	4,01	-35	4,29	-31
2,1-BNT	0,15	0,26	72	0,28	87	0,15	0	0,21	40
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,79	1,07	34	0,76	-5	0,67	-15	0,65	-18
B[a]A	0,26	0,40	52	0,39	49	0,29	12	0,36	38
CHR+TRI	3,00	4,07	36	3,27	9	2,62	-12	3,27	9
BF[b+j+k]	1,10	1,77	61	1,81	65	1,08	-2	1,25	14
B[e]P	0,27	0,52	89	0,54	97	0,33	22	0,46	68
B[a]P	0,11	0,26	128	0,27	139	0,17	47	0,24	107
INP	0,19	0,39	107	0,41	117	0,26	36	0,35	85
DB[a,h]A	0,04	0,12	188	0,12	183	0,08	95	0,09	127
B[ghi]P	0,24	0,46	93	0,45	91	0,32	35	0,43	79
ANT	0,02	0,05	211	0,03	119	0,03	84	0,04	152
COR	0,09	0,27	218	0,23	173	0,18	108	0,25	187

Tab. 6.5-72: Fehlerauswertung Wassertrüdigen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 5)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdigen				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	539	19	1022	39
leichtflüchtige PAK	110	14	205	26
schwerflüchtige PAK	429	42	818	96

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	34,65	28,81	-17	30,21	-13
leichtflüchtige PAK	32,60	26,36	-19	27,10	-17
schwerflüchtige PAK	2,06	2,45	19	3,11	51

Tab. 6.5-73: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 5)

Hunsrück – Trier/Morbach									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,32	16,74	17	15,23	6	10,63	-26	13,38	-7
A	0,16	0,33	114	0,17	6	0,15	-3	0,17	8
FLU	7,41	9,35	26	9,12	23	4,89	-34	6,43	-13
PYR	3,70	5,64	52	4,71	27	3,30	-11	4,50	22
2,1-BNT	0,35	0,33	-6	0,43	24	0,12	-67	0,32	-7
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,45	0,88	93	0,76	68	0,54	19	0,68	50
B[a]A	0,31	0,51	63	0,42	32	0,26	-16	0,53	69
CHR+TRI	2,42	3,62	49	3,46	43	2,12	-13	3,56	47
BF[b+j+k]	2,05	2,65	29	2,11	3	0,97	-53	2,18	6
B[e]P	0,91	0,82	-9	0,64	-30	0,30	-67	0,88	-3
B[a]P	0,41	0,56	37	0,40	-3	0,31	-25	0,45	10
INP	0,45	0,71	57	0,54	19	0,30	-34	0,62	36
DB[a,h]A	0,13	0,16	22	0,13	-1	0,19	43	0,16	19
B[ghi]P	0,52	0,73	41	0,58	12	0,35	-33	0,75	45
ANT	0,03	0,04	50	0,03	14	0,02	-21	0,06	111
COR	0,18	0,27	50	0,22	23	0,16	-11	0,35	98

Tab. 6.5-74: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 5)

Hunsrück – Trier/Morbach				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	475	26	552	21
leichtflüchtige PAK	188	18	223	17
schwerflüchtige PAK	287	33	329	28

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	33,81	24,61	-27	35,04	4
leichtflüchtige PAK	29,13	22,01	-24	29,58	2
schwerflüchtige PAK	4,68	2,60	-45	5,46	17

Sowohl die Prognosen der leichtflüchtigen als auch die der schwerflüchtigen PAK verbessern sich bzw. verändern sich nur unwesentlich anhand des Input-Sets 5 im Vergleich zu Input 4. Hiermit wird die Annahme bestätigt, dass die

ungewichteten Faktoren der Flächennutzung keinen Informationsgewinn zur Abbildung des betrachteten funktionalen Zusammenhangs darstellt. **Wesentlich für den Stoffeintrag scheint demnach die Kombination aus E-**

mittenten bzw. Wäldern und Windhäufigkeit.

Information – abgeleitet aus stichprobenartig erhobenen Informationen – gerecht zu werden. Da es in Deutschland keine flächendeckende Information zur Biometrie der Fichte (insbesondere Tausendnadelgewicht und Trieblänge), die zudem jährlich aufgrund unterschiedlicher Wuchsbedingungen variieren können, gibt, werden diese beiden Parameter in einem nächsten Schritt weggelassen, um sich so bei der Beschreibung der Gebiete nur noch auf verfügbare Daten stützen zu können.

6.5.5.6 Input 6

Wie bereits in der Zielsetzung (Kap. 1, S. 6) erwähnt, wird im Rahmen dieser Arbeit versucht, dem Wunsch nach flächendeckender

Tab. 6.5-75: Input 6: Faktoren zur ökologisch-strukturellen Beschreibung

Anzahl Faktoren	Input 6 (*Erläuterungen zur Verschlüsselung der Nutzung befinden sich im Anhang, ab S. 258)
1	Expositionswert
2	Frost [Anzahl der Tage]
3	Höhe m ü. NN
4	Nebel [Anzahl der Tage]
5	Niederschlag [1/10mm]
6	Nutzung 111 - Kreis 0-25 gewichtet
7	Nutzung 112 - Kreis 0-25 gewichtet
8	Nutzung 121 - Kreis 0-25 gewichtet
9	Nutzung 312+313- Kreis 0-25 gewichtet
10	Nutzung 111 - Kreis 25-50 gewichtet
11	Nutzung 112 - Kreis 25-50 gewichtet
12	Nutzung 121 - Kreis 25-50 gewichtet
13	Nutzung 312+313- Kreis 25-50 gewichtet
14	Temperatur - Dez 00
15	Temperatur - Feb 01
16	Temperatur - Jan 01

Tab. 6.5-76: Ergebnisse des GRNN für Belziger Vorflämung (Input 6)

PAK	Flämung – Belziger Vorflämung								
	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	20,99	16,88	-20	15,33	-27	14,75	-30	14,75	-30
A	0,32	0,38	21	0,24	-23	0,23	-28	0,23	-28
FLU	12,48	9,45	-24	9,19	-26	7,65	-39	7,65	-39
PYR	6,94	5,88	-15	4,77	-31	5,09	-27	5,09	-27
2,1-BNT	0,31	0,41	36	0,48	59	0,20	-35	0,20	-35
B[ghi]FLU +B[c]PHE	1,40	0,96	-31	0,76	-46	0,87	-38	0,87	-38
B[a]A	0,83	0,52	-37	0,53	-36	0,34	-59	0,34	-59
CHR+TRI	5,66	4,10	-28	3,71	-35	3,32	-41	3,32	-41
BF[b+j+k]	3,79	2,79	-26	2,46	-35	1,44	-62	1,44	-62
B[e]P	1,19	0,99	-17	0,73	-39	0,42	-65	0,42	-65
B[a]P	0,70	0,63	-9	0,46	-34	0,34	-51	0,34	-51
INP	0,98	0,75	-24	0,68	-31	0,38	-62	0,38	-62
DB[a,h]A	0,16	0,22	44	0,16	0	0,19	26	0,19	26
B[ghi]P	0,95	0,83	-12	0,70	-26	0,43	-55	0,43	-55
ANT	0,06	0,07	15	0,05	-10	0,04	-35	0,04	-35
COR	0,30	0,35	16	0,32	5	0,22	-27	0,22	-27

Tab. 6.5-77: Fehlerauswertung Belziger Vorflämung (Input 6)

	Flämung – Belziger Vorflämung			
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	679	38	679	38
leichtflüchtige PAK	297	36	297	36
schwerflüchtige PAK	381	53	381	53

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	57,05	35,89	-37	35,89	-37
leichtflüchtige PAK	48,93	32,43	-34	32,43	-34
schwerflüchtige PAK	8,12	3,46	-57	3,46	-57

Tab. 6.5-78: Ergebnisse des GRNN für Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 6)

Westerwald – Dilltal/Haiger									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	15,80	16,65	5	15,57	-1	15,14	-4	15,73	0
A	0,29	0,21	-27	0,16	-44	0,26	-10	0,22	-23
FLU	8,88	8,83	-1	8,44	-5	7,82	-12	8,34	-6
PYR	5,26	5,53	5	4,80	-9	5,21	-1	5,62	7
2,1-BNT	0,36	0,32	-11	0,40	12	0,21	-41	0,37	3
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,71	0,81	13	0,67	-6	0,88	24	0,87	23
B[a]A	0,33	0,46	38	0,47	41	0,35	6	0,54	63
CHR+TRI	3,06	3,46	13	3,53	16	3,38	11	3,58	17
BF[b+j+k]	1,68	2,44	45	2,68	60	1,63	-3	2,36	40
B[e]P	0,50	0,91	82	1,06	112	0,47	-6	0,92	84
B[a]P	0,28	0,58	108	0,49	74	0,44	57	0,49	75
INP	0,41	0,67	65	0,60	46	0,47	15	0,65	59
DB[a,h]A	0,11	0,18	69	0,16	53	0,20	87	0,17	59
B[ghi]P	0,41	0,72	77	0,71	74	0,52	28	0,78	92
ANT	0,02	0,04	70	0,05	117	0,04	76	0,07	189
COR	0,16	0,25	54	0,27	65	0,24	46	0,37	124

Tab. 6.5-79: Fehlerauswertung Dilltal/Haiger im Westerwald (Input 6)

Westerwald – Dilltal/Haiger				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	426	14	864	49
leichtflüchtige PAK	109	10	143	12
schwerflüchtige PAK	318	37	721	79

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	38,26	37,27	-3	41,09	7
leichtflüchtige PAK	34,70	33,25	-4	35,29	2
schwerflüchtige PAK	3,57	4,02	13	5,80	62

Tab. 6.5-80: Ergebnisse des GRNN für Schmalleberg im Rothaargebirge (Input 6)

Rothaargebirge – Schmalleberg									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	17,01	12,83	-25	10,84	-36	6,83	-60	8,13	-52
A	0,36	0,14	-62	0,15	-58	0,13	-63	0,14	-62
FLU	10,49	6,12	-42	5,76	-45	2,97	-72	3,66	-65
PYR	5,26	3,99	-24	4,49	-15	1,88	-64	2,56	-51
2,1-BNT	0,57	0,12	-79	0,23	-60	0,08	-86	0,16	-71
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,90	0,43	-52	0,33	-64	0,31	-66	0,39	-57
B[a]A	0,90	0,25	-72	0,39	-57	0,23	-75	0,35	-61
CHR+TRI	4,66	2,28	-51	3,03	-35	1,54	-67	1,80	-61
BF[b+j+k]	4,58	1,29	-72	1,85	-60	0,68	-85	1,28	-72
B[e]P	1,60	0,40	-75	0,56	-65	0,24	-85	0,53	-67
B[a]P	0,92	0,21	-77	0,28	-69	0,13	-86	0,29	-69
INP	1,43	0,26	-82	0,46	-68	0,19	-87	0,42	-71
DB[a,h]A	0,35	0,06	-82	0,10	-73	0,09	-75	0,11	-70
B[ghi]P	1,51	0,33	-78	0,49	-68	0,25	-83	0,54	-65
ANT	0,16	0,02	-89	0,03	-84	0,02	-90	0,04	-74
COR	0,63	0,13	-80	0,18	-71	0,12	-81	0,27	-57

Tab. 6.5-81: Fehlerauswertung Schmalleberg im Rothaargebirge (Input 6)

Rothaargebirge – Schmalleberg				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	1225	78	1025	65
leichtflüchtige PAK	552	66	481	61
schwerflüchtige PAK	673	85	544	69

	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	51,33	15,68	-69	20,66	-60
leichtflüchtige PAK	40,15	13,97	-65	17,19	-57
schwerflüchtige PAK	11,18	1,71	-85	3,47	-69

Tab. 6.5-82: Ergebnisse des GRNN für Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 6)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdingen									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,87	17,85	20	12,81	-14	11,70	-21	12,05	-19
A	0,17	0,55	221	0,29	66	0,17	-1	0,22	26
FLU	7,18	9,37	30	5,84	-19	5,66	-21	5,59	-22
PYR	6,17	6,13	-1	4,68	-24	3,71	-40	4,19	-32
2,1-BNT	0,15	0,26	71	0,30	98	0,14	-7	0,22	49
B[ghi]FLU+ B[c]PHE	0,79	1,05	33	0,74	-7	0,63	-21	0,64	-20
B[a]A	0,26	0,39	49	0,41	57	0,28	8	0,35	33
CHR+TRI	3,00	4,01	34	2,90	-3	2,46	-18	2,54	-15
BF[b+j+k]	1,10	1,74	59	1,79	63	1,02	-7	1,22	11
B[e]P	0,27	0,51	87	0,54	96	0,32	17	0,45	62
B[a]P	0,11	0,26	125	0,27	135	0,16	41	0,23	101
INP	0,19	0,39	105	0,41	114	0,25	30	0,35	84
DB[a,h]A	0,04	0,12	185	0,12	178	0,08	85	0,09	123
B[ghi]P	0,24	0,45	91	0,45	89	0,31	30	0,42	77
ANT	0,02	0,05	202	0,03	105	0,03	72	0,04	146
COR	0,09	0,27	215	0,24	178	0,17	98	0,24	181

Tab. 6.5-83: Fehlerauswertung Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land (Input 6)

Fränkisches Keuper-Lias-Land – Wassertrüdingen				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	518	21	1002	41
leichtflüchtige PAK	137	19	217	24
schwerflüchtige PAK	381	36	785	92

PAK	Σ	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	gemessen	Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler [%]
PAK	34,65	27,08	-22	28,82	-17
leichtflüchtige PAK	32,60	24,75	-24	25,79	-21
schwerflüchtige PAK	2,06	2,33	13	3,03	47

Tab. 6.5-84: Ergebnisse des GRNN für Trier/Morbach im Hunsrück (Input 6)

Hunsrück – Trier/Morbach									
PAK	gemessen	errechnet mit allen Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]	errechnet mit nur UPB-Gebieten	Fehler [%]	sigma-iteration 10%	Fehler [%]
PHE	14,32	16,70	17	15,28	7	10,46	-27	13,19	-8
A	0,16	0,33	111	0,17	7	0,15	-4	0,17	9
FLU	7,41	9,34	26	9,17	24	4,83	-35	6,53	-12
PYR	3,70	5,62	52	4,93	33	3,20	-14	4,55	23
2,1-BNT	0,35	0,33	-5	0,41	16	0,11	-67	0,34	-4
B[ghi]FLU +B[c]PHE	0,45	0,87	92	0,78	72	0,53	17	0,68	50
B[a]A	0,31	0,51	63	0,42	34	0,26	-17	0,53	70
CHR+TRI	2,42	3,61	49	3,56	47	2,09	-14	2,76	14
BF[b+j+k]	2,05	2,64	29	2,12	4	0,95	-53	2,13	4
B[e]P	0,91	0,82	-9	0,63	-30	0,29	-68	0,90	-1
B[a]P	0,41	0,56	36	0,40	-3	0,30	-27	0,46	11
INP	0,45	0,71	56	0,55	22	0,30	-35	0,60	33
DB[a,h]A	0,13	0,16	20	0,13	-6	0,19	42	0,16	19
B[ghi]P	0,52	0,73	41	0,59	15	0,34	-34	0,74	43
ANT	0,03	0,04	50	0,03	16	0,02	-22	0,06	108
COR	0,18	0,26	48	0,22	22	0,16	-12	0,35	97

Tab. 6.5-85: Fehlerauswertung Trier/Morbach im Hunsrück (Input 6)

Hunsrück – Trier/Morbach				
	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
	Fehlersumme [%]	Fehler [%]	Fehlersumme [%]	Fehler [%]
leicht- und schwerflüchtige PAK	486	27	504	16
leichtflüchtige PAK	194	17	189	13
schwerflüchtige PAK	293	34	316	26

	Σ gemessen	errechnet mit nur UPB-Gebieten		sigma-iteration	
		Σ	Fehler [%]	Σ	Fehler
PAK	33,81	24,19	-28	34,15	1
leichtflüchtige PAK	29,13	21,63	-26	28,76	-1
schwerflüchtige PAK	4,68	2,56	-45	5,39	15

Wie aus den Tab. 6.5-76 (S. 223) bis Tab. 6.5-84 (S. 227) ersichtlich, verändert sich die Güte der Prognose im Vergleich zu Input 5 nur unwesentlich. Die beiden Parameter Trieblänge und Tausendnadelgewicht bringen damit

keinen wesentlichen Informationsgewinn zur Abbildung des betrachteten Zusammenhangs. Dieses Ergebnis ist für die Eignung des Modells insofern wesentlich, da sich im Rahmen der Modellbildung nur auf bereits vorhandene

Daten gestützt werden sollte, da für großräumige Untersuchungsansätze eigenständige Erhebungen zu bestimmten Parametern nicht möglich sind. Hierdurch erweitern sich auch die Einsatzmöglichkeiten des beschriebenen Modells hinsichtlich der räumlichen Ausdehnung sowie hinsichtlich des zeitlichen Aspekts, womit vor allem die Prognose der PAK-Immission für die Zukunft gemeint ist.

6.5.5.7 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse

In Tab. 6.5-86 sind die Ergebnisse der Netzläufe als mittlerer prozentualer Fehler (Abweichung des prognostizierten vom gemessenen Wert) mit den Input-Sets 1-6 dargestellt.

Tab. 6.5-86: Ergebnisse aus den Netzläufen mit den Input-Sets 1-6

Gebiete	Input 1		Input 2		Input 3		Input 4		Input 5		Input 6	
	l ¹⁵	s ¹⁶	l	s	l	s	l	s	l	s	l	s
Belziger Vorfläming	62	17	12	122	24	71	38	24	30	25	36	53
Dilltal/Haiger	62	17	25	111	72	102	17	92	14	79	12	79
Schmallenberg	27	42	68	65	62	62	61	67	59	69	61	69
Wassertrüdingen	34	53	57	132	20	121	24	107	26	96	24	92
Trier/Morbach	446	368	23	43	50	50	19	32	17	28	13	26
Fehlersumme [%]	631	497	185	473	228	406	159	322	146	297	146	319

¹⁵ leichtflüchtige PAK

¹⁶ schwerflüchtige PAK

6.6 Bewertung der Prognosen

Die Bewertung der prognostizierten Werte bzw. der auftretenden Abweichungen vom gemessenen Wert ist zunächst fraglich. Zur besseren Einordnung der Ergebnisse soll zunächst der analytische Messfehler (Schwankungsbereich) ausgewertet werden, um diesen als einen ersten Bewertungsmaßstab heranzuziehen.

Hierzu wurden zum einen **Einzelbaumanalysen** aus den Gebieten Bayerischer Wald 1998, Berchtesgaden 1998 und Solling 1999 ausgewertet. Dabei wurde ein Baum jeweils dreimal analysiert, so dass die Möglichkeit besteht, die

prozentuale Abweichung zwischen diesen Messungen zu berechnen. Hierzu wurde jeweils die niedrigste Konzentration und die höchste Konzentration eines Baumes selektiert und zwischen diesen beiden Messergebnissen der prozentuale Fehler berechnet. Dieser schwankt, wie aus Abb. 6.6-1 ersichtlich, zwischen 0 % und 594%, wobei die Daten hinsichtlich der Extreme und Ausreißer nochmals auf ihre Richtigkeit überprüft werden sollten.

In Abb. 6.6-2 wird auch ohne die Darstellung von Ausreißern und Extremen deutlich, dass der analytische Fehler in großem Maße schwankt. Trotzdem beträgt der mittlere Fehler (Median) über alle Gebiete und Stoffe nur ca. 7%.

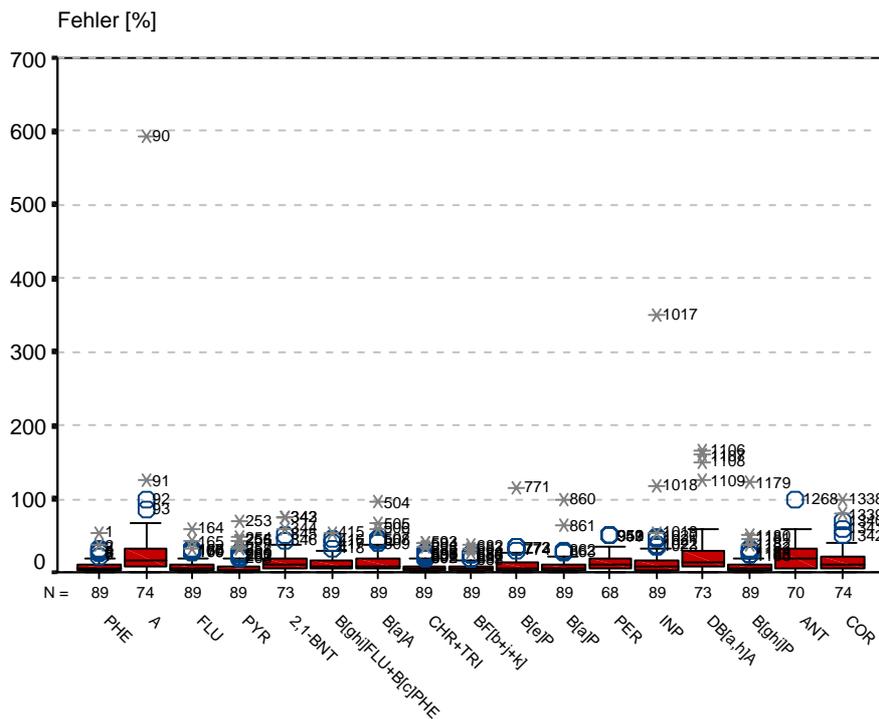


Abb. 6.6-1: Prozentualer analytischer Fehlerbereich für einzelne PAK (MD, Perzentile nach SPSS, Version 10.0, Extreme, Ausreißer)

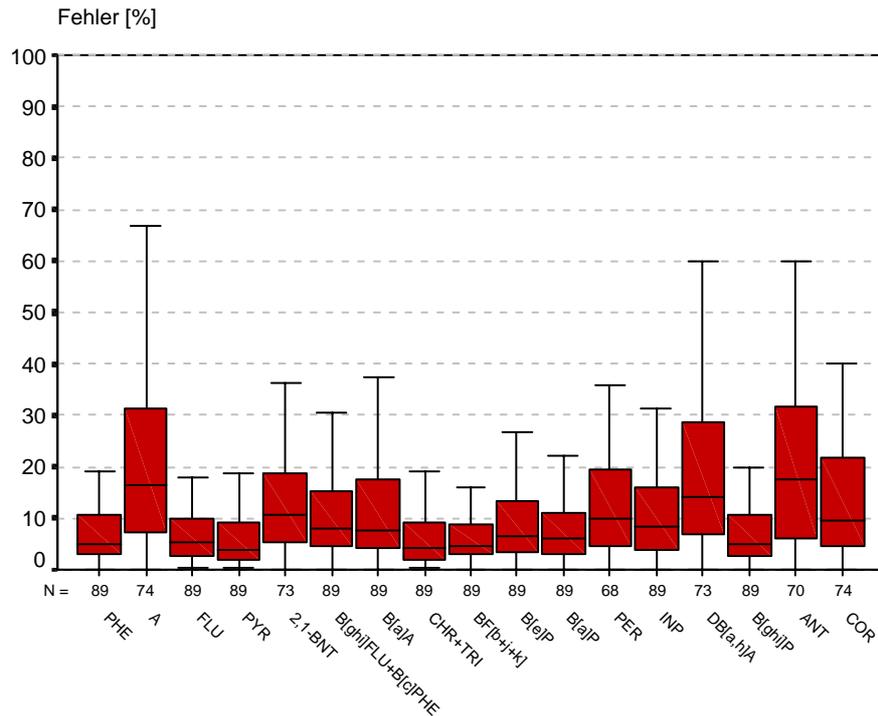


Abb. 6.6-2: Prozentualer analytischer Fehlerbereich für einzelne PAK (MD, ca. 5- und 95- Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

Zum zweiten wurden **Homogenatanalysen** hinsichtlich des analytischen Fehlers ausgewertet. Im Rahmen der Umweltprobenbank wird aus dem gesammelten Probenmaterial einer Probenahme ein Homogenat angefertigt, das in ca. 200 Teilproben verpackt wird. Im Routinebetrieb werden von einem Homogenat in der Regel sechs Teilproben analysiert, so dass auch hier die Möglichkeit besteht, den prozentualen Fehler zu berechnen. In diese Auswertung wurden alle Analysen aus allen Gebieten seit dem Jahr 1991 einbezogen und wieder die niedrigste und höchste Konzentration selektiert, um so die prozentuale Abweichung (= prozentualer Fehler) zwischen diesen beiden Messungen ermitteln zu können.

Auch hier treten, wie aus Abb. 6.6-3 ersichtlich, extreme Abweichungen auf, wobei die Daten, wie auch schon bei der Auswertung der Einzelbaumanalysen, hinsichtlich der Ausreißer und Extreme überprüft werden sollten. Der mittlere Fehler (Median) liegt bei den Homogenatanalysen bei ca. 17% und damit deutlich

höher als bei den ausgewerteten Einzelbaumanalysen.

Wertet man diesbezüglich die Ergebnisse des GRNN für alle Validierungsgebiete aus, so liegt der mittlere Fehler (Median) der Prognosen für die leichtflüchtigen PAK bei Input 5 (Iterationsschritt) bei 17%, bei Input 6 (Iterationsschritt) bei 21% und damit im Bereich des Fehlers, der bei der Analyse gemacht wird.

Wie in Kap. 6.4.3 (S. 161) (→ Funktion $y = grnn$) bereits erwähnt, erfolgt die Güteoptimierung des verwendeten KNN ausschließlich durch das Einstellen der Dehnungsfaktoren der Gaußglocken. Eine Berechnung der optimalen Werte ist aufgrund der gegenseitigen Beeinflussung der Stützstellen (→ Superposition zur Berechnung der Ausgabe) nicht möglich, weshalb die Ermittlung mit Hilfe eines iterativen Verfahrens erfolgen muss. Wie in Kap. 6.5.5.5, S. 215 und Kap. 6.5.5.6, S. 221 gezeigt, wurden mit der Funktion `sigma_iteration` meist bessere Ergebnisse erzielt, was die Annahme bestätigt, dass der Zusammenhang durch eine

Funktion mit weichen Verlauf besser angenähert werden kann.

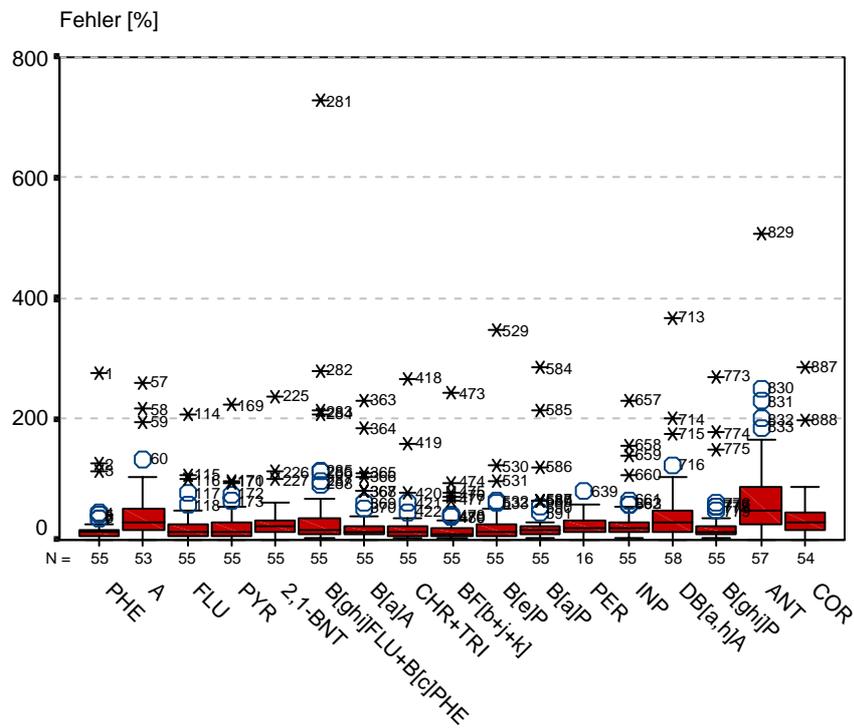


Abb. 6.6-3: Prozentualer analytischer Fehlerbereich für einzelne PAK (MD, Perzentile nach SPSS, Version 10.0, Extreme, Ausreißer)

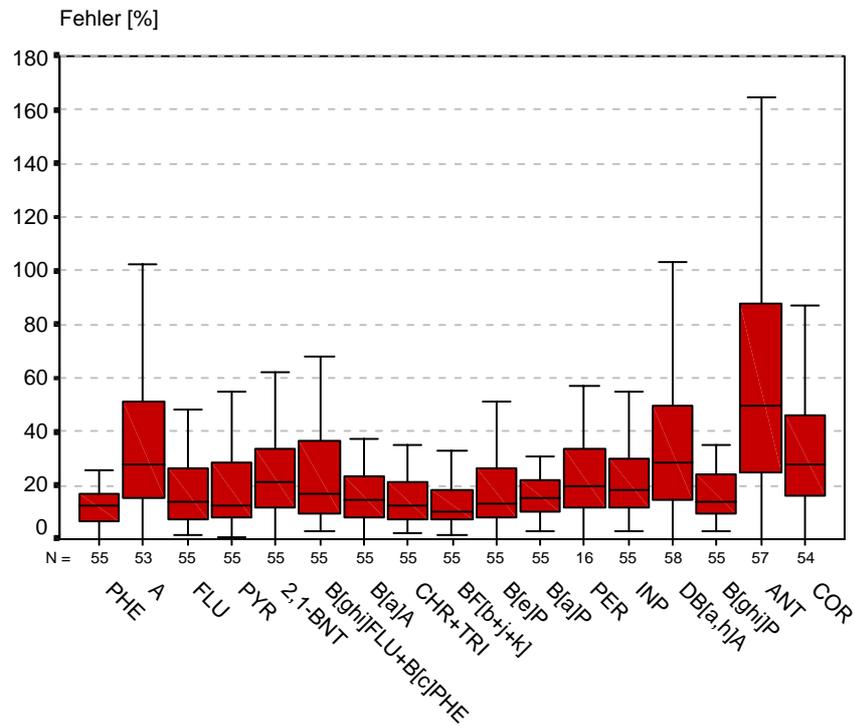


Abb. 6.6-4: Prozentualer analytischer Fehlerbereich für einzelne PAK (MD, ca. 5- und 95- Perzentile (vgl. SPSS, Version 10.0))

Zudem muss in diesem Zusammenhang berücksichtigt werden, dass die Analysen, die an Probenmaterial aus den Validierungsgebieten durchgeführt wurden sowie der Lerninput ebenfalls mit diesem Fehler behaftet sein können.

Die folgenden Abbildungen verdeutlichen, dass die prognostizierten Werte tendenziell den gemessenen Werten entsprechen. Hierbei dienen die Linien zwischen den Messpunkten nur der Anschaulichkeit und haben keinen statistischen Hintergrund.

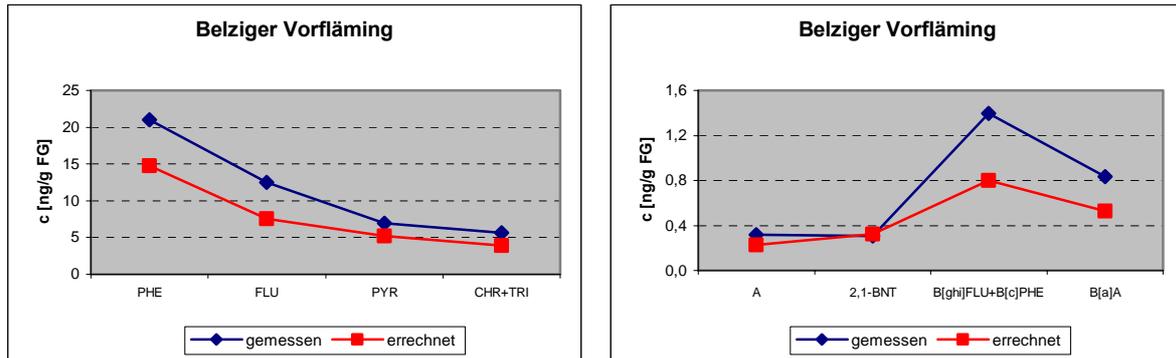


Abb. 6.6-5: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Belziger Vorfläming

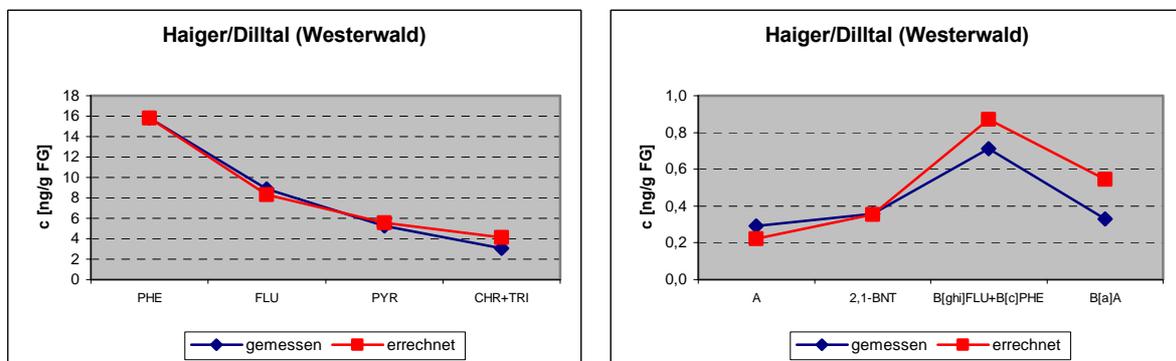


Abb. 6.6-6: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Haiger/Dilltal im Westerwald

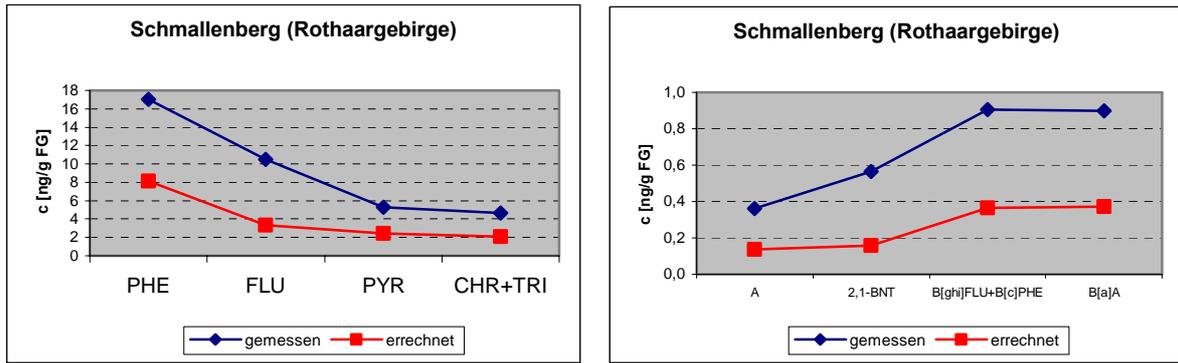


Abb. 6.6-7: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Schmallenberg im Rothaargebirge

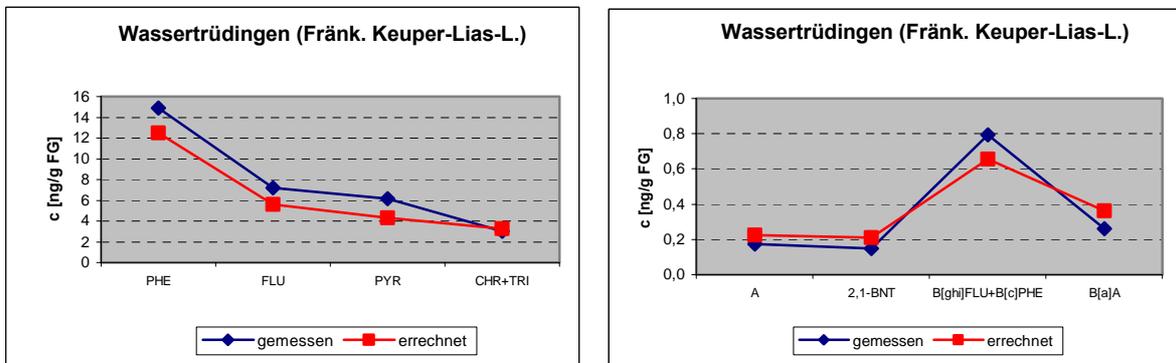


Abb. 6.6-8: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land

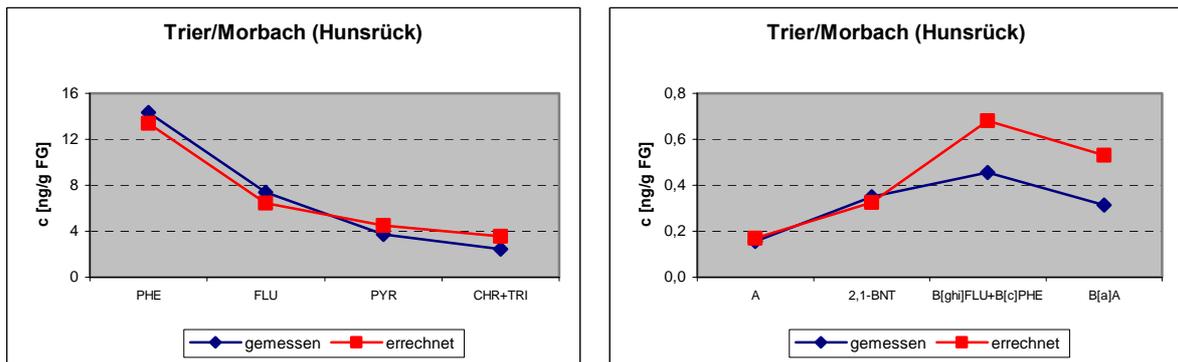


Abb. 6.6-9: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Trier/Morbach im Hunsrück

Um die errechneten Ergebnisse besser einordnen zu können, wurde in folgenden Graphiken beispielhaft neben dem gemessenen (Mit-

telwert über alle Messungen) und dem mit Hilfe des GRNN sowie einem bestimmten definierten Input (ökologisch-strukturelle Beschreibung

eines Gebietes, Input 5 (siehe Kap. 6.5.5.5, S. 215) errechneten Wert für verschiedene PAK auch der minimal und maximal gemessene Wert dargestellt. Auch hier dient die Linie zwischen den Messpunkten nur zur graphischen Veranschaulichung und hat keinen statistischen Hintergrund. Wie deutlich zu erkennen, liegen die durch das GRNN errechneten Werte bei den meisten Validierungsgebieten im ana-

lytischen Schwankungsbereich oder weichen nur geringfügig von diesem ab. Wie aus den folgenden Abbildungen zu erkennen, weichen die prognostizierten Werte für Belzig etwas stärker von dem analytischen Schwankungsbereich ab, die für Schmallenberg liegen deutlich außerhalb dieses Bereichs. Mögliche Ursachen hierfür werden in Kap. 7 (S. 239) diskutiert.

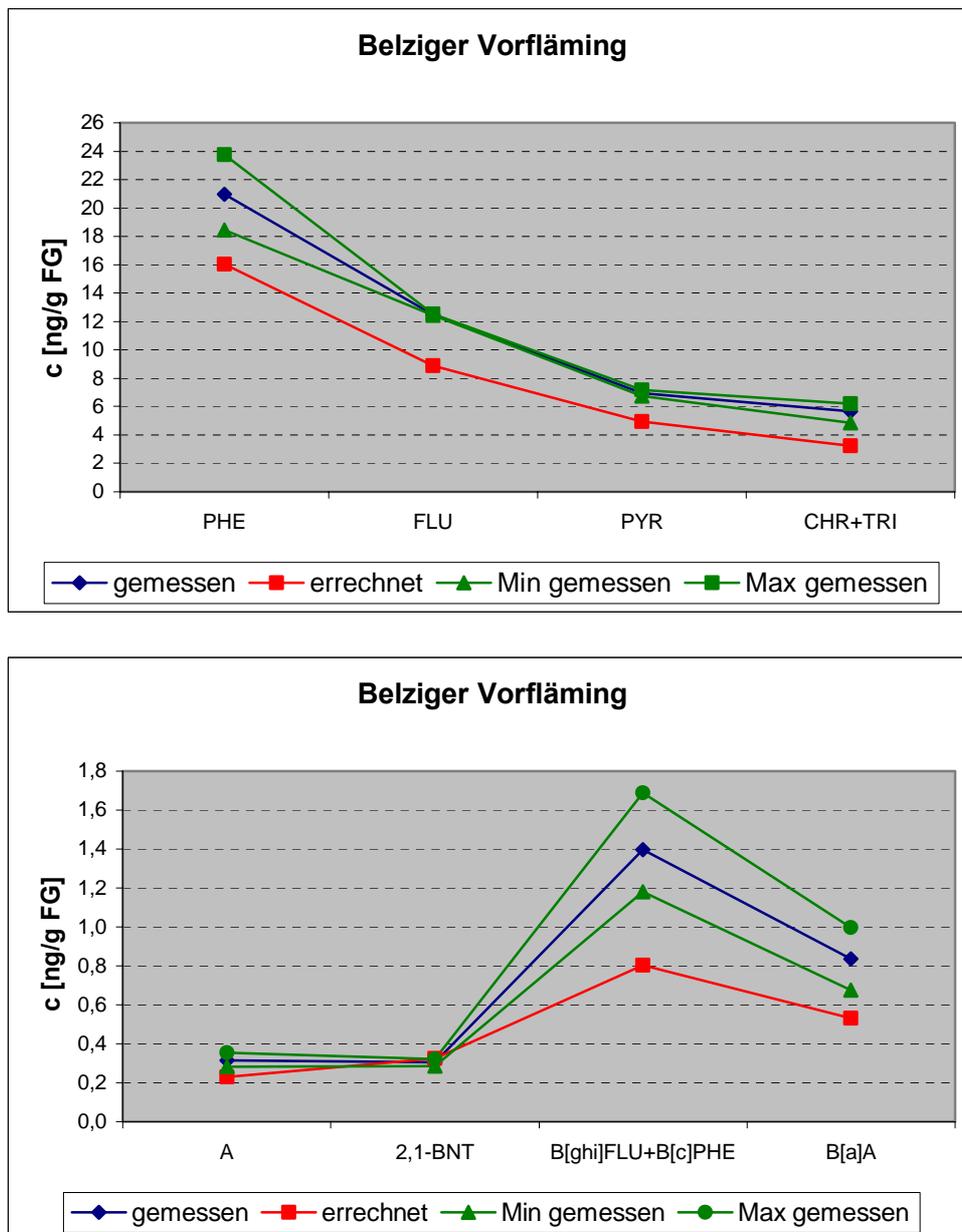


Abb. 6.6-10: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Belziger Vorfläming

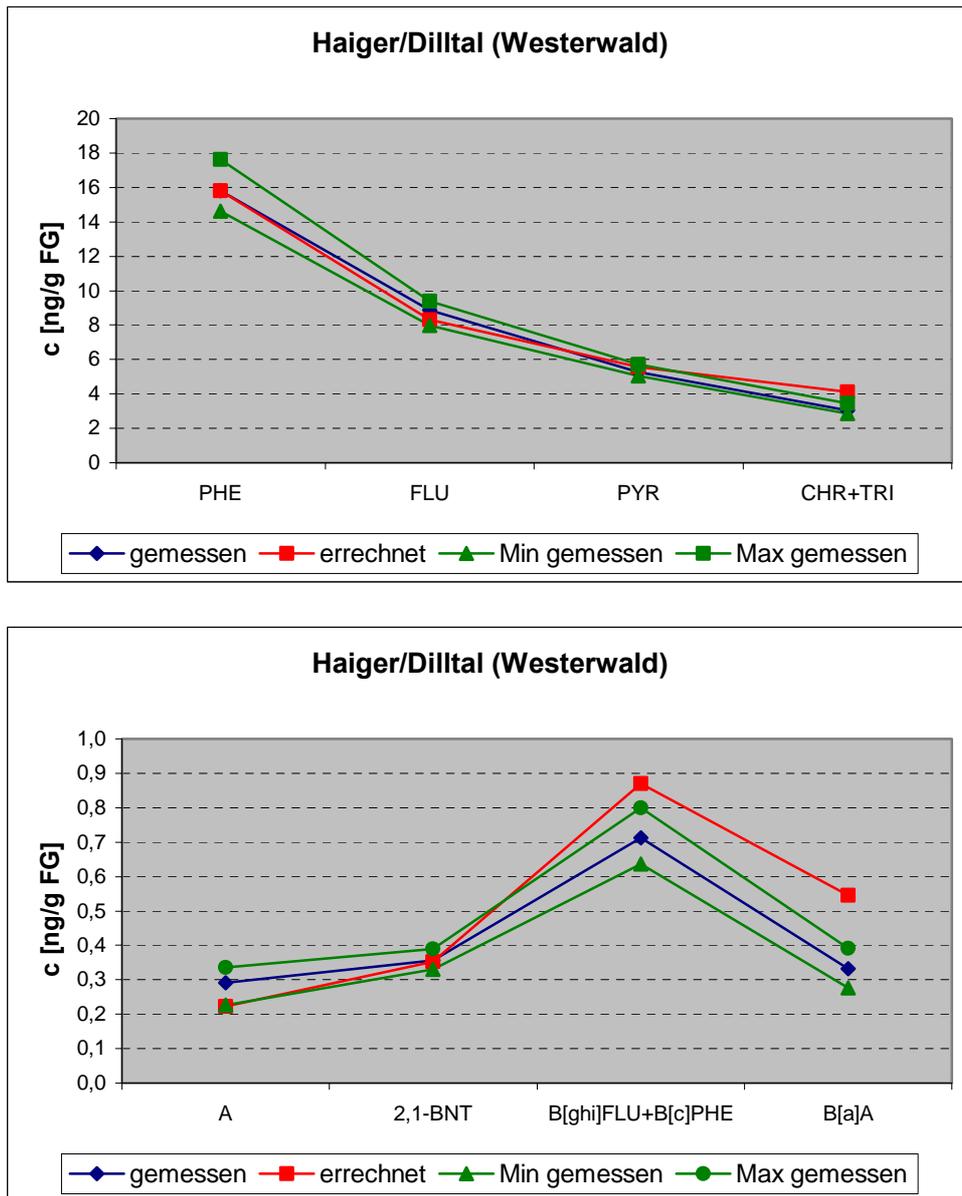


Abb. 6.6-11: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Haiger im Westerwald

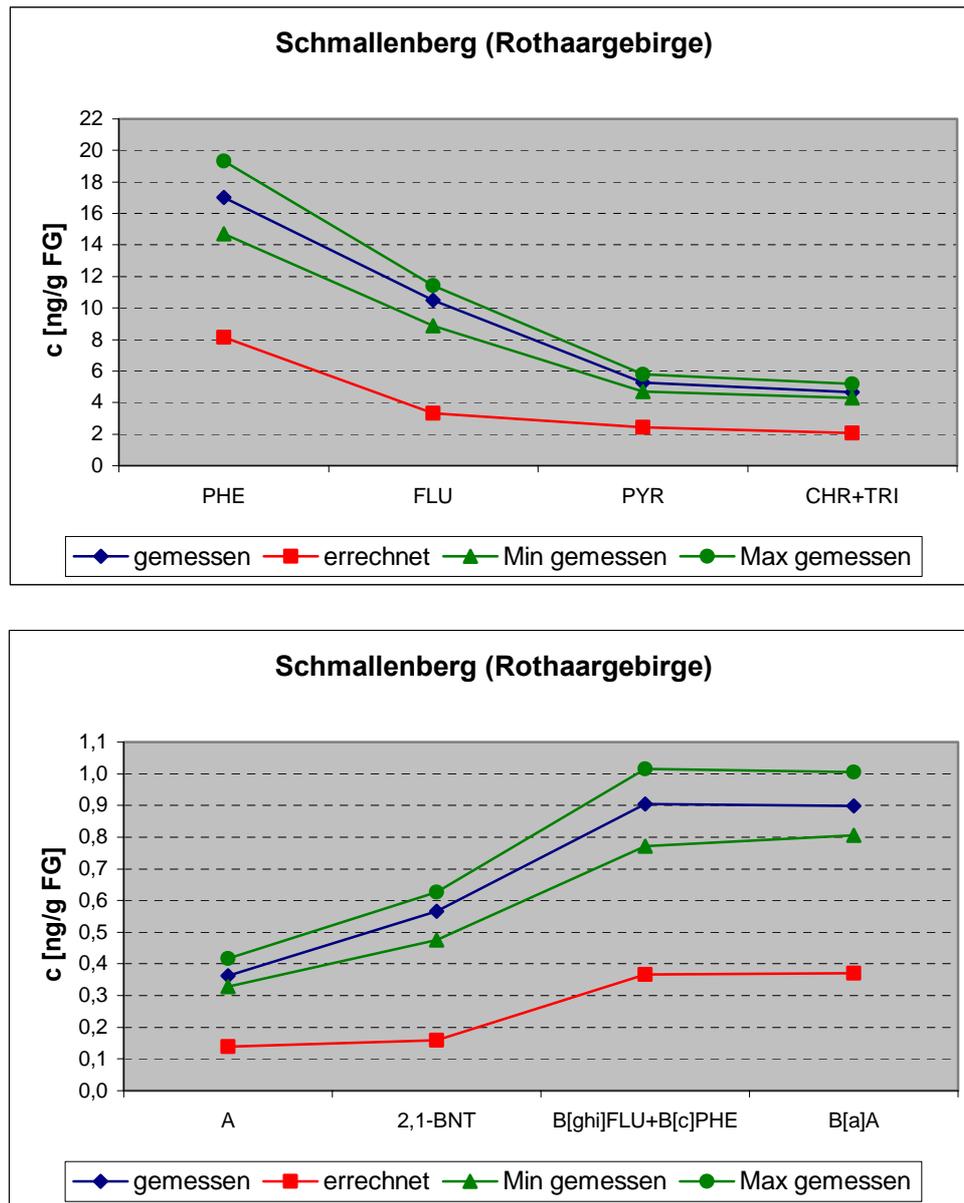


Abb. 6.6-12: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Schmallenberg im Rothaargebirge

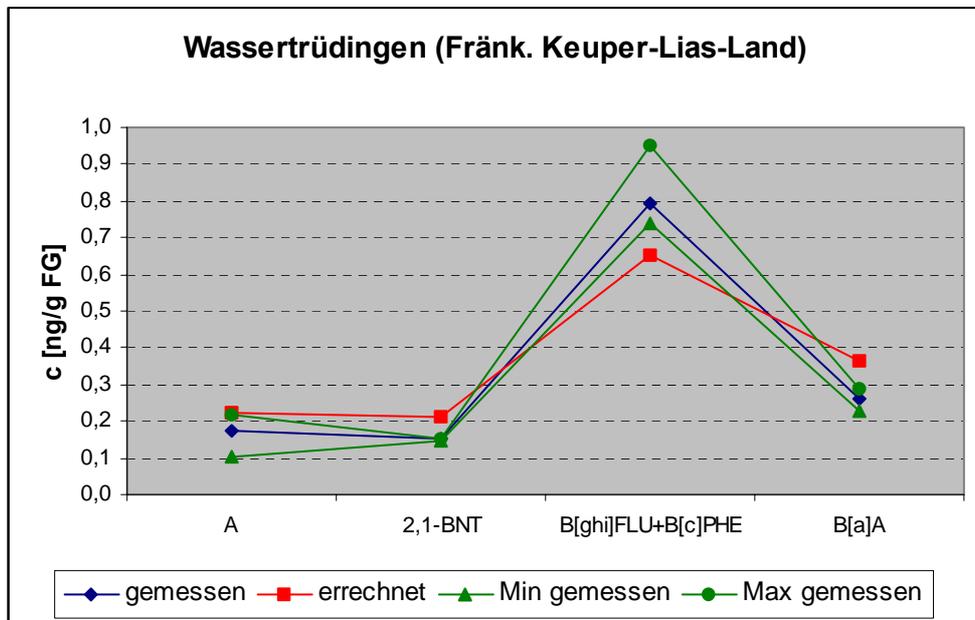
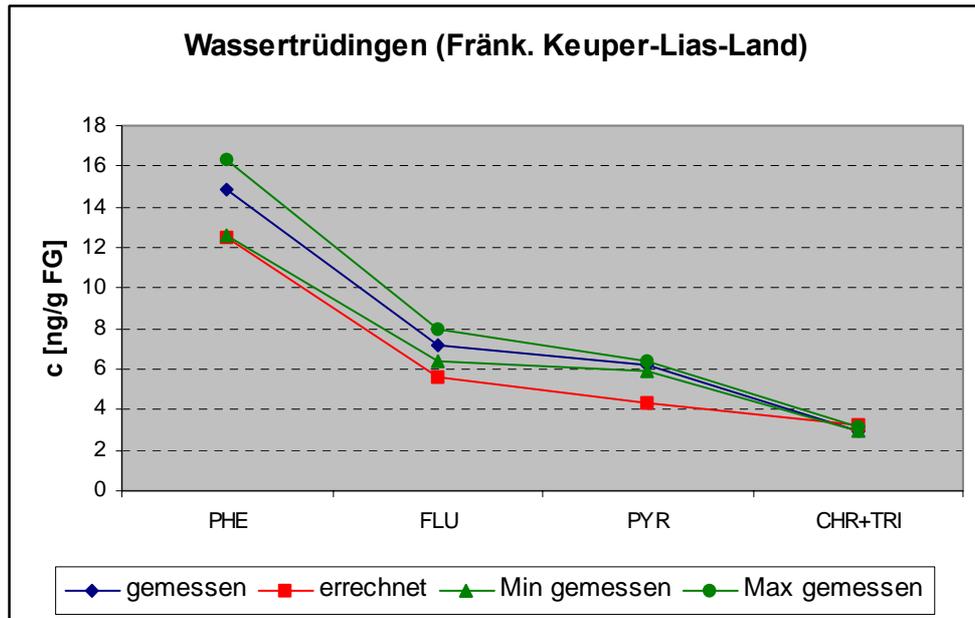


Abb. 6.6-13: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land

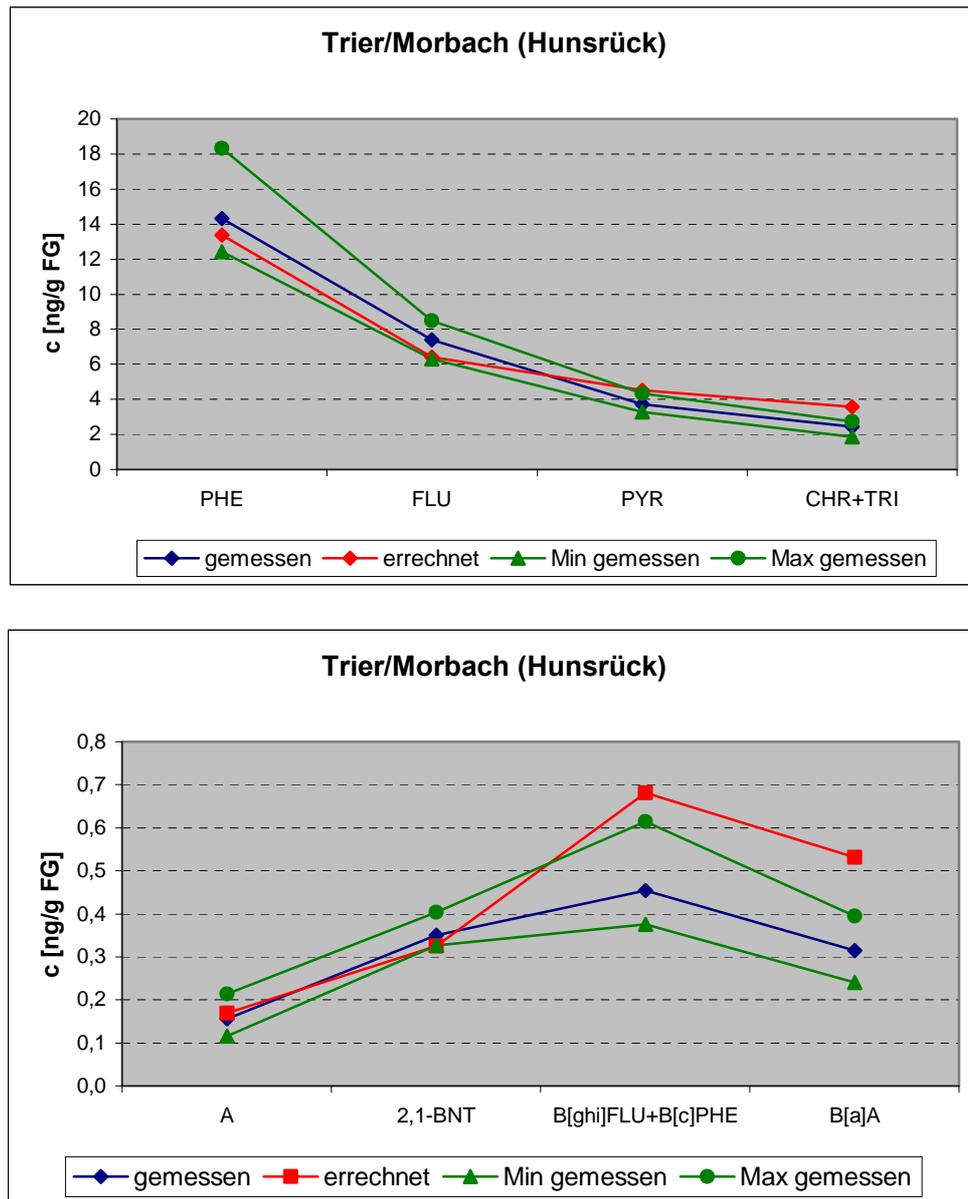


Abb. 6.6-14: Vergleich zwischen gemessener und errechneter Konzentration (Mittelwert, Minimum, Maximum) (Input 5) bei leichtflüchtigen PAK – Validierungsgebiet Trier/Morbach im Hunsrück

7 Abschlussbetrachtung

Im Mittelpunkt dieser Arbeit stand als ein wesentliches Problem in der Umweltbeobachtung, die Diskrepanz zwischen dem Wunsch nach flächendeckender Information und der Tatsache, dass meist nur punktuell und stichprobenartig Information erhoben wird. Über das Zusammenführen von unterschiedlichsten Informationen über die Umwelt und deren gemeinsame Auswertung wurde die Frage der räumlichen Übertragbarkeit von Umweltdaten und die Leistungsfähigkeit von Umweltdaten untersucht. Konkret wurden hierzu Daten (PAK-Daten) aus dem Projekt Umweltprobenbank des Bundes verwendet, dessen Untersuchungskonzept auf dem sogenannten repräsentativen Indikatoransatz basiert (siehe Kap. 2.1.1, S. 6).

Wie in Kap. 6 (S. 138) gezeigt, eignet **sich das gewählte Modell** (GRNN mit dargestellter Netzparametrierung) für die ausreichend genaue Prognose von PAK anhand weniger Parameter zur ökologisch-strukturellen Beschreibung und damit **zur Beantwortung der Frage nach der räumlichen Übertragbarkeit**.

7.1 Modellbildung mit künstlichen neuronalen Netzen

Die oben beschriebene Eignung des Modells soll im Folgenden näher betrachtet werden.

Wichtig im Rahmen der dargestellten Modellbildung ist, dass Prognosen im dargestellten Modell nur in einem durch den Lerninput definierten Gültigkeitsbereich möglich sind. Dieser wird im Rahmen der Umweltprobenbank zumindest im Betrachtungsjahr 2001 zum einen durch das sehr gering belastete emittentenferne, naturnahe Ökosystem Berchtesgaden und zum anderen durch das ballungsraumnahe Ökosystem Warndt im Saarländischen Verdichtungsraum bestimmt. Selbst die eher **ge-**

ringe Zahl an terrestrischen Ökosystemen, die im Rahmen der Umweltprobenbank untersucht werden, eignen sich als Lerninput für das GRNN und somit für Prognosen der PAK-Immission für weitere Gebiete, wobei hinsichtlich der Güte der Prognose deutliche Unterschiede zwischen den beiden Gruppen leichtflüchtige und schwerflüchtige PAK bestehen. Ergebnisse, die in einem Ökosystemtyp ermittelt wurden, sind zumindest für leichtflüchtige PAK, mit Hilfe der Funktionsapproximation und dargestellter Netzparametrierung auf andere Gebiete desselben Ökosystemtyps übertragbar.

Bemerkenswert im Zusammenhang mit der Netzparametrierung ist vor allem, dass die Matrix \mathbf{lin} (Lerninput) im Verlauf der Netzläufe mit unterschiedlichen Input-Sets (Variation der Faktorenanzahl und -kombination) deutlich reduziert werden konnte. Weitestgehend zufriedenstellende Prognosen (Input 5 bzw. Input 6) wurden mit einem Set von 18 bzw. 16 Faktoren zur Beschreibung der ökologisch-strukturellen Ausstattung der Gebiete erreicht.

Durch die Variation des Lerninputs konnte in diesem Zusammenhang festgestellt werden,

- dass die ökologisch-strukturellen Eigenschaften **in größerer Entfernung zur Probenahme** auch **einen Einfluss** auf die dort messbare Immission haben (siehe unten) und
- dass die ungewichteten Flächennutzungsparameter des lokalen (0-25 km) und regionalen Bereichs (25-50 km) nur wenig Einfluss auf das Ergebnis haben. Wesentlich für den Stoffeintrag scheint demnach **die Kombination aus Emittenten bzw. Wäldern und Windhäufigkeit**.

Durch die dargestellten Ergebnisse und den gewählten Ansatz wurde die Leistungsfähigkeit von Umweltdaten durch deren gemeinsame Auswertung verdeutlicht. Dadurch kann ein für die Umweltbeobachtung mit Sicherheit wichtiger Informationsgewinn erzielt werden.

Güte der Prognosen

Wie in Kap. 6.5.5 (S. 189) und Kap. 6.6 (S. 229) gezeigt, konnte nicht für alle Gebiete eine ähnlich gute Prognose erreicht werden. Gerade für das Validierungsgebiet **Schmallenberg** im Rothaargebirge wurden mit den Inputfaktoren, mit denen für alle anderen Validierungsgebiete gute bis sehr gute Ergebnisse erzielt wurden, unzureichend gute Vorhersagen getroffen. Hier spielt mit Sicherheit die Lage dieses Validierungsgebietes im Abwind der Ballungsräume Ruhrgebiet, Düsseldorf, Köln eine

Rolle, die aber aufgrund der definierten Betrachtungseinheit von max. 50 km in der vorliegenden Untersuchung, d.h. durch die gewählte ökologisch-strukturelle Beschreibung des Gebietes, unberücksichtigt bleibt (siehe Abb. 7.1-1). Bessere Ergebnisse könnten hier vermutlich erzielt werden, wenn neben der bisherigen Beschreibung (Inputfaktoren) des Umfeldes im Betrachtungsraum zusätzlich noch der räumliche Abstand zu größeren Ballungsgebieten, beispielsweise ausgedrückt als Faktor aus Größe des Ballungsraumes und der Entfernung, Berücksichtigung finden würde.

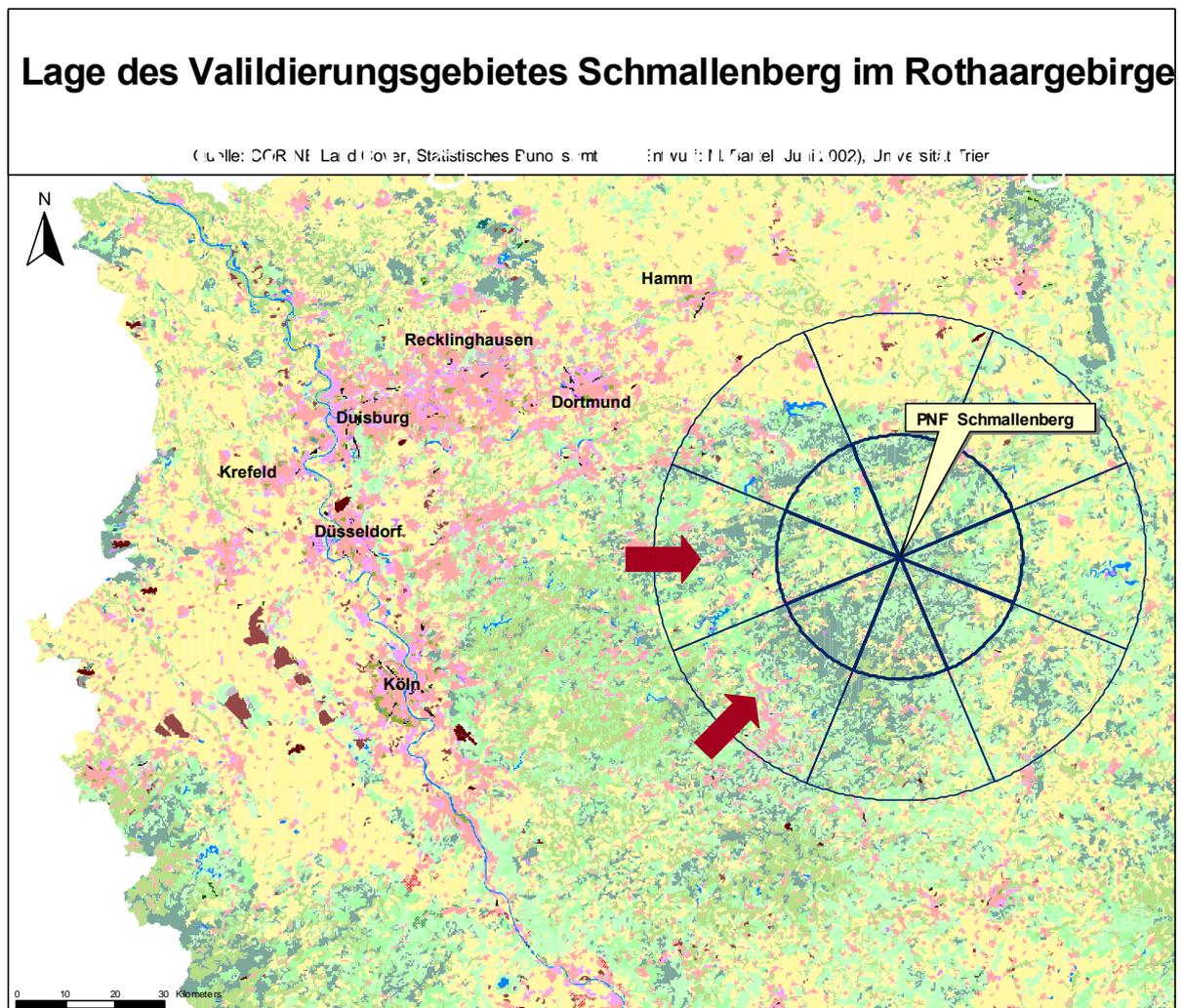


Abb. 7.1-1: Lage des Validierungsgebietes Schmallenberg (→ = Hauptwindrichtungen)

Eine nur „mittelmäßige“ Vorhersage wurde für das Validierungsgebiet **Belziger Vorfläming** erreicht. Hier spielt vermutlich die exponierte Lage der Fläche in der norddeutschen Tiefebene eine Rolle. Wie in Kap. 4 (S. 53) gezeigt, war Anfang der 90er Jahre auch das damalige Hintergrundbelastungsgebiet Mecklenburg „hoch belastet“, wobei mit Sicherheit auch der Hausbrand einen wesentlichen Beitrag leistete. Emissionen scheinen in der Norddeutschen Tiefebene weiter transportiert werden zu können, weil zum einen Wälder und ihre Filterfunktion, aber auch Gebirge mit „Bremsfunktion“ weitestgehend fehlen. Dementsprechend ist es wahrscheinlich, dass die

gemessene Immission im Validierungsgebiet Belzig im Fläming nicht nur aus dem Betrachtungsraum (0-50 km) stammt, sondern zu einem Teil auch von weiter her.

Daneben könnte auch die räumliche Nähe zum Ballungsraum Berlin eine Rolle spielen. Immerhin treten N-, NO- und O-Winde mit einer Häufigkeit von 26,5% auf. Hinzu könnte kommen, dass auch stabile Wetterlagen mit der Ausbildung von Inversionsschichten und der Dominanz von östlichen Winden gerade im Winterhalbjahr auf den Stoffeintrag in das Validierungsgebiet Einfluss nehmen, die bei den Prognosen nicht berücksichtigt wurden.

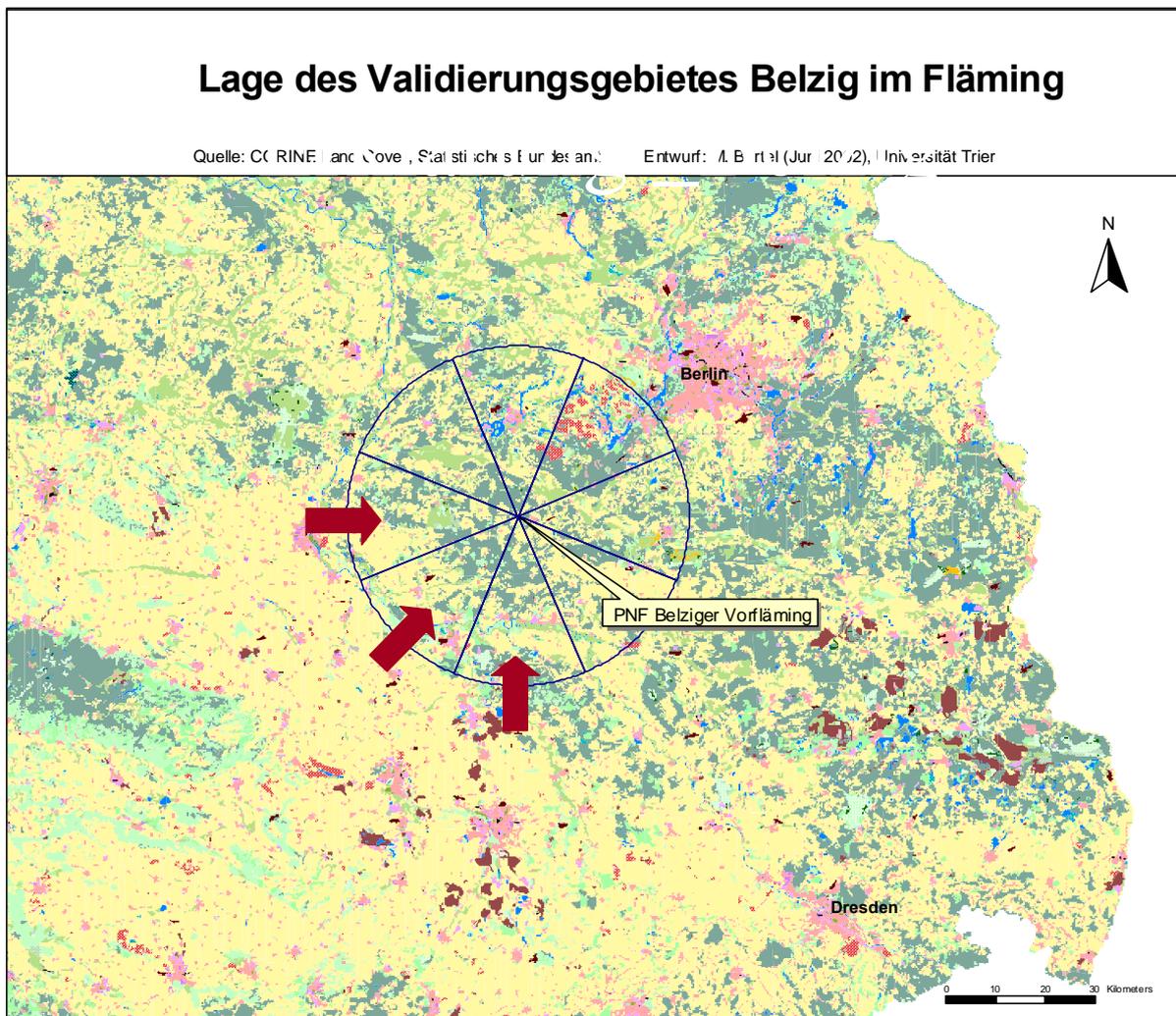


Abb. 7.1-2: Lage des Validierungsgebietes Belzig (→ = Hauptwindrichtungen)

Insgesamt ist bei der Beurteilung der Güte des Modells zu berücksichtigen, dass zur Validierung der Ergebnisse im Rahmen dieser Arbeit nur Gebiete, die den Ökosystemtypen Agrar-Ökosysteme und Forst-Ökosysteme zuzuordnen sowie nur mäßig bis gering belastet sind, ausgewählt wurden. Inwiefern sich das Modell auch für Prognosen für Gebiete mit höheren PAK-Immissionen eignet, ist deshalb nicht zu beurteilen.

Wie oben bereits erwähnt, bestehen **hinsichtlich der Güte der Prognose deutliche Unterschiede zwischen den beiden Gruppen leichtflüchtige und schwerflüchtige PAK**. Wie in Kap. 4.5 (S. 75) dargestellt, ist bei den schwerflüchtigen PAK kein deutlicher Zusammenhang zwischen Ökosystemtyp und Belastung zu erkennen. Zudem kommt hinzu, dass die quantitativen Unterschiede, wie in Kap. 4.5.3 (S. 92) gezeigt, bei den schwerflüchtigen PAK wesentlich geringer ausfallen als bei den leichtflüchtigen PAK, so dass die Immission in einem Ökosystem im Wesentlichen von den leichtflüchtigen PAK geprägt ist. Der Einfluss der ökologisch-strukturellen Ausstattung im Umfeld der Probenahme fläche auf den Eintrag von schwerflüchtigen PAK scheint bei dieser Gruppe nur sehr schwach ausgeprägt zu sein. Leichtflüchtige PAK werden schneller photochemisch abgebaut als schwerflüchtige PAK, so dass für den Stoffeintrag von leichtflüchtigen PAK vor allem das Umfeld der Probenahme fläche eine Rolle zu spielen scheint, während für den Eintrag von schwerflüchtigen PAK auch der Eintrag über Ferntransport größere Bedeutung hat. Hierfür spricht auch die Tatsache, dass, obwohl im regionalen (25-50 km) und lokalen Umfeld (0-25 km) ein ganz unterschiedliches Emissionspotential vorhanden ist, sich die betrachteten Ökosysteme hinsichtlich der gemessenen Konzentrationen an schwerflüchtigen PAK kaum unterscheiden. Daraus ergibt sich das Problem, dass anhand der ökologisch-strukturellen Beschreibung der Gebiete die Immission mit schwerflüchtigen PAK nicht genau genug prognostiziert werden kann. Um bessere Ergebnisse erzielen zu können, müsste die Methode überarbeitet werden und falls

möglich, Faktoren die für die Immission von schwerflüchtigen PAK entscheidender sind, herausgearbeitet werden.

Anzahl der Gebiete als Lerninput

Generell sollen beim Einsatz künstlicher neuronaler Netze die Ergebnisse, d.h. hier die Prognosen für die PAK-Immission um so besser werden **je höher der Lerninput** ist. Aus diesem Grund wurden im Rahmen dieser Arbeit neben den Prognosen, die anhand der Umweltprobenbank berechnet wurden, auch PAK-Prognosen berechnet, die zusätzlich zu den Gebieten der UPB auf vier der fünf Validierungsgebiete als Lerninput basieren. In Kap. 6.5.5.5 S. 215 und Kap. 6.5.5.6, S. 221 sind diese Ergebnisse dargestellt. Wie aus den in den genannten Kapiteln aufgeführten Tabellen hervorgeht, gibt es **keine eindeutige Tendenz**, da für einige leichtflüchtige PAK die Prognose anhand der UPB-Gebiete besser ist, für einige andere PAK jedoch die Prognose anhand des erhöhten Lerninputs. Der Informationsgewinn durch die Validierungsgebiete scheint nicht so hoch, dass die Prognosen generell besser werden. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass die Validierungsgebiete so ausgewählt wurden, dass sie durch die ökologisch-strukturelle Beschreibung der Umweltprobenbankgebiete „abgedeckt“ werden.

Erweiterungsmöglichkeiten des Modells

Zeitliche Trends, d. h. eine Entwicklung der PAK-Situation über mehrere Jahre finden in dieser Arbeit im Prognosebereich keine Beachtung, könnten aber bei der Weiterentwicklung des Modells für zukünftige Prognosen berücksichtigt werden. Gerade ein so langfristig angelegtes Projekt wie die Umweltprobenbank des Bundes bietet gute Möglichkeiten, aus den langen Messreihen auch Prognosen für die Zukunft abzuleiten. Wie in Kap. 4.5 (S. 75) aufgezeigt, ist in allen untersuchten Ökosystemen ein deutlicher Rückgang der PAK-Immission festzustellen, der einen interessanten Ausgangspunkt für solche Modellierungen darstellen könnte.

Des Weiteren sind anhand des Modells Aussagen bisher nur für bestimmte ausgewählte Gebiete in Deutschland möglich. Interessant ist jedoch sicherlich ein **deutschlandweiter Überblick zur PAK-Immission**, wobei hierfür das Modell in großen Bereichen überarbeitet, erweitert und vor allem auch viele Abläufe automatisiert werden müsste.

7.2 Analysespektrum der UPB

Wie im Rahmen der Arbeit mehrfach erwähnt, ist die Validierung eines Modells, d.h. die Überprüfung wie richtig ein Modell die Realität abbilden kann, für die Modellbildung ein sehr wesentlicher Schritt. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Güte des Modells anhand von fünf Validierungsgebieten bewertet. Dies erfordert einen erhöhten zeitlichen und finanziellen Aufwand, der nicht immer getragen werden kann. Von daher wäre es wichtig, sich hinsichtlich des Analysespektrums an andere Messprogramme anzugleichen, um deren Da-

ten zu Validierung von Modellen nutzen zu können.

Hierfür ist es sicherlich sinnvoll, dass **Analysespektrum im Rahmen der Umweltprobenbank so zu erweitern**, dass alle PAK der EPA-Liste (EPA Methode 610) (siehe Tab. 7.2-1), die Untersuchungsparameter vieler Monitoringprogramme sind, berücksichtigt werden. Von den 16 PAK der „National Priority Pollutant List“ der US-EPA werden momentan nur acht (in Tab. 7.2-1 fett dargestellt) im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes routinemäßig analysiert.

Tab. 7.2-1: PAK der National Priority Pollutant List der US-EPA, der Trinkwasserverordnung sowie des Projektes Umweltprobenbank des Bundes

	Name nach IUPAC *	PAK der Trinkwasserverordnung	PAK des Projektes Umweltprobenbank des Bundes
1	Naphthalin		
2	Acenaphthylen		
3	Acenaphthen		
4	Fluoren		
5	Phenanthren		•
6	Anthracen		•
7	Fluoranthen	•	•
8	Pyren		•
9	Benz[a]anthracen		•
10	Chrysen		•
11	Benzo[b]fluoranthen	•	
12	Benzo[k]fluoranthen	•	
1	Benzo[a]pyren	•	•
2	Dibenz[ah]anthracen		•
3	Benzo[ghi]perylen	•	
4	Indeno[1,2,3-cd]perylen	•	

* aus: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1997

8 Zusammenfassung

Im Mittelpunkt dieser Untersuchung stand, als ein wesentliches Problem in der Umweltbeobachtung, die Diskrepanz zwischen dem Wunsch nach flächendeckender Information und der Tatsache, dass meist nur punktuell und stichprobenartig Information erhoben wird. Über das Zusammenführen von unterschiedlichsten Informationen über die Umwelt und deren gemeinsame Auswertung wurde die **Frage der räumlichen Übertragbarkeit von Umweltdaten** und die **Leistungsfähigkeit von Umweltdaten** untersucht.

Zur Überprüfung der gestellten Hypothese wurde die Stoffgruppe der **polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)** gewählt, die als Indikatoren für die luftgetragene stoffliche Immission dienen. Einigen von den weit über 100 bekannten Stoffen aus der Gruppe der PAK wird ein Gefährdungspotential für die menschliche Gesundheit zugeschrieben, weshalb PAK Bestandteil zahlreicher nationaler und internationaler Listen von Chemikalien mit Umweltrelevanz und Untersuchungsparameter jedes umfassenden Monitoringprogramms sind. Konkret wurden PAK- und weitere Daten aus dem Projekt **Umweltprobenbank des Bundes**, dessen Untersuchungskonzept auf dem sogenannten repräsentativen Indikatoransatz basiert, genutzt.

Grundlegend für den Untersuchungsansatz war die Annahme, dass die **ökologisch-strukturelle Ausstattung eines Ökosystems** auch einen bestimmenden Einfluss auf die stoffliche „Belastung“ in diesem Ökosystem hat und somit **die in einem bestimmten Ökosystemtyp ermittelten Ergebnisse auf andere Vertreter desselben Ökosystemtyps übertragen werden können**. Diese Annahme ergibt sich aus dem konzeptionellen Ansatz der Umweltprobenbank des Bundes, in dem die Probenahmegebiete (= Untersuchungsgebiete) so ausgewählt wurden, dass die **Hauptökosystemtypen** in Deutschland unter Berücksichtigung unterschiedlicher Intensität anthropogener Beeinflussung und Flächennutzung vertreten sind und die Gebiete dadurch in ihrer

Gesamtheit für die Umweltsituation in Deutschland weitgehend **repräsentativ** sein sollen.

Für den Untersuchungsansatz war der Nachweis eines kausalen und funktional beschreibbaren Zusammenhangs grundlegend. Zur Beantwortung der Frage, ob es **kausale Zusammenhänge** zwischen dem Ökosystemtyp und der „Belastungssituation“ und damit zwischen Vertretern eines bestimmten Ökosystemtyps gibt, wurden zunächst die im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes erhobenen Daten aus den einzelnen Jahren **statistisch ausgewertet** und so Hinweise auf das **Faktorengefüge** erarbeitet, welches den Stoffeintrag in die Probenahmegebiete bestimmen und welches die ökologisch-strukturelle Ausstattung im Hinblick auf die Zielsetzung in einem ausreichenden Maße beschreiben kann. Grundlegend hierfür ist die Existenz von spezifischen Charakteristika der Ökosystemtypen, die das Verhalten und den Eintrag von Stoffen in das System beeinträchtigen bzw. steuern können. Die erarbeiteten Faktoren gehören zu den Komplexen **Klima, Topographie, Flächennutzung** und **Biometrie**.

Da es sich bei der Umweltprobenbank des Bundes um einen bundesweiten Untersuchungsansatz handelt, wurden **bereits vorhandene Daten**, die die ökologisch-strukturelle Ausstattung eines Ökosystems beschreiben können (= Faktoren), verwendet.

Entsprechend dem Untersuchungsansatz wurde nach einem Modell gesucht, das den funktionalen Zusammenhang zwischen Faktoren zur Beschreibung der ökologisch-strukturellen Ausstattung der Gebiete und der entsprechenden PAK-Immission annähert. Für diesen Anwendungsfall ist der Netztyp des **GRNN (General Regression Neural Network)** als Sonderform bzw. strukturelle Erweiterung der sogenannten Radiale-Basis-Funktions-Netze (RBFN) besonders gut geeignet und wurde daher im Rahmen dieser Arbeit eingesetzt. Zur Approximation (= Berechnen einer Prognose) wurde die Lernfähigkeit neuronaler Netze, d.h. also die Fähigkeit, eine Aufgabe selbständig aus Trainingsbeispielen zu lernen, genutzt.

In das Netz sind sowohl die im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes erhobenen PAK-Daten als auch die Daten, die die ökologisch-strukturelle Ausstattung eines Ökosystems in einem ausreichenden Maß beschreiben, eingeflossen. Für die Verwaltung, Analyse und Aufbereitung der Fülle an Daten mit räumlicher Komponente wurden die Verwaltungs-, Auswerte- und Visualisierungstools von **relationalen Datenbanken** und **Geographischen Informationssystemen** genutzt.

Das GRNN wird mit Hilfe mathematischer Methoden der Stochastik abgeleitet. Grundlegende Frage ist hierbei, wie wahrscheinlich ein Funktionswert y an einer Stelle x ist unter der Bedingung, dass die Stützwertemenge M bekannt ist (bedingte Wahrscheinlichkeit). Von dieser bedingten Wahrscheinlichkeit wird in Abhängigkeit von x und der Stützwertemenge M das Maximum berechnet.

Mit Hilfe des Modells wurden **Prognosen** der PAK-Immission für fünf Ökosysteme in Deutschland (Belzig Vorfläming im Fläming, Schmalleben im Rothaargebirge, Dilltal/Haiger im Westerwald, Trier/Morbach im Hunsrück und Wassertrüdingen im Fränkischen Keuper-Lias-Land) berechnet. Die **Validierung** dieser Ergebnisse erfolgte anhand von rückstandsanalytischen Untersuchungen an einjährigen Fichtentrieben aus diesen Gebieten.

Über die Modellbildung mit unterschiedlichen Input-Sets (Variation der Faktorenanzahl und -kombination) wurden die für die PAK-Immission relevanten Faktoren herausgearbeitet, um eine möglichst gute Prognose zu erzielen. Weitestgehend zufriedenstellende Ergebnisse wurden durch ein Input-Set von 18 bzw. 16 Faktoren erzielt. Hierbei kommt den beiden biometrischen Faktoren Tausendnadelgewicht und Trieblänge für das Modell eine Sonderstellung zu, da sie nicht deutschlandweit und für angrenzende Länder verfügbar sind.

Es konnte gezeigt werden, dass sich das **gewählte Modell (GRNN mit dargestellter Netzparametrierung)** für die **Frage der räumlichen Übertragbarkeit** eignet, wobei Prognosen nur in einem durch den Lerninput definierten Gültigkeitsbereich möglich sind.

Selbst die eher **geringe Zahl an terrestrischen Ökosystemen**, die im Rahmen der **Umweltprobenbank** untersucht werden, eignen sich als Lerninput für das GRNN und somit für Prognosen der PAK-Immission für weitere Gebiete, wobei hinsichtlich der Güte der Prognose deutliche Unterschiede zwischen den beiden Gruppen **leichtflüchtige** und **schwerflüchtige PAK** bestehen. Ergebnisse, die in einem Ökosystemtyp ermittelt wurden, sind zumindest für leichtflüchtige PAK, mit Hilfe der Funktionsapproximation auf andere Gebiete desselben Ökosystemtyps übertragbar.

Zudem bestehen qualitative Unterschiede hinsichtlich der Prognosen zwischen den Gebieten, da durch die bisherige ökologisch-strukturelle Beschreibung wahrscheinlich einige die Immission bestimmende oder beeinflussende Faktoren nicht oder nicht ausreichend berücksichtigt wurden.

Insgesamt wurde durch den gewählten Ansatz auch die Leistungsfähigkeit von Umweltdaten aus unterschiedlichen Monitoring- und Untersuchungsprogrammen durch deren gemeinsame Auswertung verdeutlicht. Dadurch kann ein für die Umweltbeobachtung mit Sicherheit wichtiger Informationsgewinn erzielt werden.

9 Literatur

9.1 Analog

- ADLAG, R. (1995): Zur Bedeutung organischer Schadstoffe (PCB, PAK, PCDD/PCDF) und von Pflanzenbehandlungsmitteln bei der landwirtschaftlichen Produktion von Nahrungsmitteln. In: FRENZEL, B. & SERVATIUS, C. (Hrsg.): Regionaler Naturhaushalt – Bewertung und Nutzungspotential. G. Fischer, Stuttgart, Jena, New York. S. 177-192.
- AGBR [Ständige Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland] (Hrsg.) (1995): Biosphärenreservate in Deutschland – Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung. Springer. Berlin, Heidelberg, New York.
- ARNDT, U.; NOBEL, W. & SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren – Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer-Verlag. Stuttgart.
- BACCI, E. & GAGGI, C. (1985): Polychlorinated biphenyls in plant foliage – Translocation or volatilization from contaminated soils. *Bull. Environ. Sci. Technol.* 35: 673-681.
- BACCI, E. & GAGGI, C. (1986): Chlorinated Pesticides and Plant Foliage – Translocation Experiments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 850-864.
- BALLSCHMITER, K. (1990): Analytische Grundlagen zur Ermittlung zu Grenzwerten. *Umwelt-Magazin*, Juli 1990: 7-10.
- BARTEL, M. & QUACK, M. (2000): Erstellung gebietsbezogener Probenahmepläne und Vorbereitung der Routineprobenahme für die neuen Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes. Abschlußbericht zum FE-Vorhaben FKZ 298 91 778 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Saarbrücken. 237 Seiten.
- BARTEL, M.; KLEIN, R.; NEITZKE, M. et al. (2002): Beiträge zur Probenahme und Probenbeschreibung für die Umweltprobenbank des Bundes – Jahresbericht 2001. Univ. Trier, unveröff.. 214 Seiten.
- BAUMGARTNER, A. (1970): Klima und Erholung im Bayerischen Wald. Verh. Deutscher Beauftragter für Naturschutz und Landschaftspflege 17. Bonn, Bad Godesberg.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.) (2001): Bayerischer Waldzustandsbericht 2000. Freising. 63 Seiten.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1997): Lufthygienischer Jahresbericht 1996. Schriftenreihe Heft 146. München. 284 Seiten.
- BEEGER, H. (1995): Die Pfalz – Ein landeskundlicher Überblick. In: GEIßLER, K.-F.; MÜLLER, J. & PAUL, R. (Hrsg.): Das große Pfalzbuch. Landau. S. 23-36.
- BEITZ, H. (1994): Ursachen der Kontamination der Umwelt mit Pflanzenschutzmitteln in der ehemaligen DDR und Sanierungserfordernisse. In: HEINISCH, E.; KETTRUP, A. & WENZEL-KLEIN, S. (Hrsg.): Schadstoffatlas Osteuropa. Ökologisch-chemische und ökotoxikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Ost-Mitteleuropa. Ecomed-Verlag, Landsberg am Lech. S. 12-18.
- BEUDERT, B.; BREIT, W.; DIEPOLDER, U. & KAISER, M. (1994): Errichtung und Betrieb einer Messstelle für das ECE-Projekt Integrated Monitoring im Rahmen der ECE-Luftreinhaltkonvention. Forschungsvorhaben 104 02 643. Berlin. 308 Seiten.
- BIDLEMAN, T.F. (1988): Atmospheric processes. Wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning. *Environ. Sci. Technol.* 22 (4): 361-367.
- BIGNERT, A.; GÖTHBERG, A.; JEMSEN, S.; LITZÉN, K., ODSJÖ, T.; OLSSON, M. & REUTERGÄRDH, L. (1993): The need for adequate biological sampling in ecotoxicological investigations: a retrospective study of twenty years pollution monitoring. *The Science of the Total Environment* 128: 121-139.
- BImSchG (Bundes-Immissionsschutzgesetz) (1994): Beck-Texte im dtv. München.
- BLUME, H. P.; FRÄNZLE, O.; KAPPEN, L. et al. (Hrsg.) (1992): Ökosystemforschung im Bereich

- der Bornhöveder Seenkette – Arbeitsbericht 1988-1991. 338 Seiten.
- BLUME, H.-P. (Hrsg.) (1992): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und Bodenbelastung - Vorbeugende und abwehrende Maßnahmen. Ecomed-Verlag, 2. Auflage, Landsberg. 794 Seiten.
- BORTZ, J. (1985): Lehrbuch der Statistik. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, Tokio. 836 Seiten.
- BRIGGS, G.G.; BROMILLOW, R.H. & EVANS, A.A. (1982): Relationships between Lipophilicity and Root uptake and Translocation of Non-Ionised Chemicals by Barley. *Pestic. Sci.* 13: 495.
- BROSIUS, G. & BROSIUS, F. (1995): SPSS – Base System und Professional Statistics. International Thomson Publishing. Bonn, Albany [u.a.]. 657 Seiten.
- BRUNNER, H. (1962): Fläming. In: MEYEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Band 2, 8. Lieferung. Bad Godesberg. S. 1166-1177.
- BUA (Beratergremium für Umweltrelevante Altstoffe) (1989): Existing chemicals of environmental relevance – Criteria and list of chemicals, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- BÜHL, A. & ZÖFEL, P. (2000): SPSS Version 10 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows; 7., überarbeitete und erweiterte Auflage. Addison-Wesley-Verlag. München, Boston. 734 Seiten
- Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2001): Bericht über den Zustand des Waldes 2000 – Ergebnisse des forstlichen Umweltmonitorings. Bonn. 79 Seiten.
- CRÖßMANN, G. (1990): Zur Mobilität und Akkumulation ausgewählter anorganischer und organischer Schadstoffe bei Pflanzen und Nutztieren. *VDI-Berichte 837*: 799-813.
- CRÖßMANN, G. (1992): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen. Bd. I Untersuchungsverfahren, Bd. II Untersuchungsergebnisse. Kommunalverband Ruhrgebiet, Essen.
- CRÖßMANN, G. (1993): PCB in Böden und Pflanzen - Vorkommen, Eintrag, Abbau und Anreicherung. In: Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Zum Carry over von Polychlorierten Biphenylen (PCB). Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten – Reihe A: Angewandte Wissenschaft 418: 44-53.
- DEXHEIMER, W. & WEIß, A. (1995): Biospärenreservat Pfälzerwald. In: AGR [Ständige Arbeitsgruppe der Biospärenreservate in Deutschland] (Hrsg.): Biospärenreservate in Deutschland – Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung. Springer, Berlin, Heidelberg. S. 271-298.
- DÖRRER, I. (1981): Die Landschaften der Pfalz – eine Einführung in das natur-, kultur- und wirtschaftsräumliche Gefügemuster. In: GEIGER, M.; PREUß, G. & ROTHENBERGER, K.H. (Hrsg.): Pfälzische Landeskunde – Beiträge zu Geographie, Biologie, Volkskunde und Geschichte. Band 1. Landau. S. 17-32.
- EDER, W. & GAUER, J. (1991): Zustand der Waldböden des Pfälzerwaldes. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesell.* 66(2): 617-620.
- ELLING, W. & BAUBERGER, W. (1975): Nationalpark Bayerischer Wald (Bodenkundliches Exkursionsprotokoll). *Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesell.* 21: 55-102.
- ELLING, W.; BAUER, E.; KLEMM, G. & KOCH, H. (1987): Klima und Böden – Waldstandorte. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 1. Grafenau. 255 Seiten.
- ENDERLEIN, H. & STEIN, G. (1964): Der Säurezustand der Humusaufgabe in den rauchgeschädigten Kiefernbeständen des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Dübener Heide. *Archiv für Forstwesen* (13): 1181-1191.
- ENDERS, G. (1979): Theoretische Topoklimatologie. Schriftenreihe der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Forschungsbericht 1. Berchtesgaden. 92 Seiten.

- EPPELE, J. (1997): Untersuchungen zum Eintrag von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in nicht landwirtschaftlich genutzte Bereiche innerhalb eines Agrarökosystems. Diss. Techn. Universität München. München. 164 Seiten.
- European Commission (Hrsg.) (1994): EUR 12585 - CORINE land cover project - Technical guide. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 136 Seiten.
- FEHN, H. (1962): Oberpfälzer und Bayerischer Wald. In: MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Bonn, Bad Godesberg. S. 624-647.
- FEZER, F.; GOSSMANN, H. & SEITZ, R. (1981): Einige Aspekte zum Klima von Pfälzerwald, Rheingraben und Odenwald. Mannheimer Geographische Arbeiten Bd. 10. Mannheim. S. 157-174.
- FRENZEL, G. (1964): Im Buntsandstein des Pfälzerwaldes. *Der Aufschluß* 7/8(2): 175-200.
- GANS, O.; SCHARF, S. & SEIF, P. (1999): PAH in der Umwelt – Messungen 1989-1998. Report (R-153) des Umweltbundesamtes Wien. Wien. 89 Seiten.
- GDCh/BUA (Gesellschaft Deutscher Chemiker/BUA) (1987): Altstoffbeurteilung. Frankfurt.
- GRAVENHORST, G. & SZAREJKO, Z. (1990): Luftchemische Untersuchungen im Solling. In: FÖLSTER, H. (Hrsg.): Exkursionsführer Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen. Reihe PAH, Bd. 17. S. 15-24.
- GRIMMER, G. & BÖHNKE, H. (1977): Untersuchungen von Sedimentkernen des Bodensees – Profile der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. *Z. Naturforsch.* 32: 703-711.
- GRIMMER, G.; BRUNE, H.; DETTBARN, G.; JACOB, J. et al. (1991): Relevance of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons as environmental carcinogens. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 339: 792-795.
- GRIMMER, G. (1992): Eintrag, Monitoring und Bewertung der kanzerogenen Umweltbelastung durch polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe. *GIT Fachz. Lab.* 36: 12-21.
- GRIMMER, G. (Hrsg.) (1983): Environmental Carcinogens: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. CRC Press, Boca Raton. 476 Seiten.
- GROLL, U. (1979): Untersuchungen über den Einfluss von industriellen SO₂- und Flugascheemissionen auf die Bodenvegetation in Kiefernforsten der Dübener Heide. unveröff. Dipl. Univ. Halle/Wittenberg.
- HAAG, I. (1997): Hydrochemische Dynamik und Versauerungsmechanismen im Quellgebiet der Großen Ohe. In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg.): Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet der großen Ohe, Bd. 6. Grafenau. 144 Seiten.
- HAILER, N. (1981): Die pflanzengeographische Situation der Pfalz. In: GEIGER, M.; PREUß, G. & ROTHENBERGER, K.H. (Hrsg.): Pfälzische Landeskunde – Beiträge zu Geographie, Biologie, Volkskunde und Geschichte. Band 2. Landau. S. 33-45.
- HARTNACK, W. (1962): Süderbergland (Bergisch-Sauerländisches Gebirge). In: MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Band 1, 4. Lieferung. Bad Godesberg. S. 501-523.
- HARTNACK, W. (1962): Westerwald. In: MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Band 1, 4. Lieferung. Bad Godesberg. S. 449-478.
- HEINISCH, E. & WENZEL-KLEIN, S. (1994): Produktion und Anwendung von Chlorkohlenwasserstoff-Pestiziden in der ehemaligen DDR. In: HEINISCH, E.; KETTRUP, A. & WENZEL-KLEIN, S. (Hrsg.): Schadstoffatlas Osteuropa - Ökologisch-chemische und ökoto-

- xikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Ost-Mitteleuropa Ecomed-Verlag, Landsberg am Lech. S. 4-7.
- HEINISCH, E.; KETTRUP, A.; JUMAR, A.; WENZEL-KLEIN, S.; STECHERT, J.; HARTMANN, P. & SCHAFER, P. (1994): Folgen der Anwendung von Toxaphen im chemischen Pflanzenschutz der ehemaligen DDR. In: HEINISCH, E.; KETTRUP, A. & WENZEL-KLEIN, S. (Hrsg.): Schadstoffatlas Osteuropa Ökologisch-chemische und ökotoxikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Ost-Mitteleuropa. Ecomed-Verlag, Landsberg am Lech. S. 39-47.
- HEYMANN, G.; RUHNAU, U.; LIEBER, H.; ZITZWITZ, J.; KÖHLER, S.; SCHULZ, H.; HEINZELMANN, W.; KARST, H.; EHRLER, P. & SCHNEIDER, R. (1969): Erläuterungsband zur Standortskarte des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Dübener Heide. Dresden.
- HOCK, B. & ELSTNER, E. (1988): Schadwirkungen auf Pflanzen. Wissenschaftsverlag, Mannheim. 348 Seiten.
- HOFMANN, C.; FÖRSTER, H. & REHFUESS, K.-E. (1994): Bodenkundliche und hydrologische Untersuchungen in den Hochlagen des inneren Bayerischen Waldes – Ein Beitrag zur Aufklärung der montanen Vergilbung von Fichtenbeständen. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 139. Frank Verlag. 258 Seiten.
- HUTTENLOCHER, F. (1962): Ries. In: MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Band 1, 2. Lieferung. Bad Godesberg. S. 171-172.
- HÜTTNER, R. (1974): Das Ries als geologisches Problem. Vereinigung der Freunde der Mineralogie und Geologie e.V. (Hrsg.): Das Nördlinger Ries - Beiträge zur Geologie und Mineralogie von Einschlagkratern. Heidelberg. S. 25-38.
- ILLIES, H. (1964): Bau und Formengeschichte des Dahner Felsenlandes. Jahresbericht und Mitteilungen des oberrheinischen geologischen Vereins Bd. 46. Karlsruhe. S. 57-67.
- JANKOWSKI, B. (1981): Die Geschichte der Sedimentation im Nördlinger Ries und Randecker Maar. Bochumer geologische und geotechnische Arbeiten, Heft 6. Bochum. 315 Seiten.
- JONAS, R.; HORBERT, M. & PFLUG, W. (1985): Die Filterwirkung von Wäldern gegenüber staubbelasteter Luft. *Forstwirtschaftliches Centralblatt* 104: 289-299.
- KALF, D.F.; CROMMENTUIJN, G.H.; POSTHUMUS, R. & VAN DE PLASSCHE, E.J. (1995): Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, RIVM, Report No. 679101018, Bilthoven (NL). 172 Seiten.
- KAUTENBURGER, R. (1995): PAH-Monitoring als Belastungsindikator für Verbrennungsprozesse, dargestellt am Beispiel einer saarländischen Gemeinde. Diss., Univ. d. Saarlandes, Saarbrücken. 168 Seiten.
- KEITH, L. H. & TELLIARD, W.A. (1979): Priority pollutants I – a perspective view. *Enviro. Sci. Technol.* 13: 416-423.
- KLEIN, R. & PAULUS, M. (1997a): Biometric sample characterization. Part I: The influence of the infestation with insects to element concentrations in spruce needles. *Chemosphere* 34 (9/10): 2011-2014.
- KLEIN, R. & PAULUS, M. (1997b): Biometric sample characterization. Part II: The relation between the size of needles and concentrations of airborne pollutants. *Chemosphere* 34 (9/10): 2015-2021.
- KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.) (1995): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring. Gustav Fischer Verlag. Jena. 365 Seiten.
- KLEIN, R. (1999): Informationsgehalt und Qualität von Umweltproben nationaler Umweltprobenbanken als integrale Bestandteile der Umweltbewertung. Habil., Univ. d. Saarlandes, Saarbrücken. 337 Seiten.
- KLEIN, R.; PAULUS, M.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (1994): Das ökologische Rahmenkonzept zur Qualitätssicherung in der Umweltpro-

- benbank des Bundes. In: PAULUS, M.; KLEIN, R.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (Hrsg.): Biomonitoring und Umweltprobenbank, Teil I. Beitragsserie in UWSF – Z. *Umweltchem. und Ökotox.* 6(4): 223-231.
- KLEIN, R.; PAULUS, M.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (1994): Das ökologische Rahmenkonzept zur Qualitätssicherung in der Umweltprobenbank des Bundes. In: PAULUS, M., KLEIN, R.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (Hrsg.): Biomonitoring und Umweltprobenbank, Teil I. Beitragsserie in UWSF – Z. *Umweltchem. und Ökotox.* 6(4): 223-231.
- KOCH, R. (1993): Umweltchemikalien, Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. 2. Aufl. S. 332-334.
- Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (1978): Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen – Teil II, Bergisches Land, Sauerland. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Band 3. Düsseldorf.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1997): Stoffbericht Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Karlsruhe. 249 Seiten.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1999): Wirkungen von Emissionen des Kfz-Verkehrs auf Pflanzen und die Umwelt – Literaturstudie. Ökologische Umweltbeobachtung 1. 1. Auflage. 201 Seiten.
- LANG, F. & STRUNZ, H. (1993): 20 Jahre Klimabeobachtung im Nationalpark Bayerischer Wald. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau.
- LAUTENSACH-LÖFFLER, E. (1962): Haardtgebirge. In: MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Bonn, Bad Godesberg.
- LEWIS, R.A. (1985): Richtlinien für den Einsatz einer Umweltprobenbank in der Bundesrepublik Deutschland auf ökologischer Grundlage. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Chr. Eschl-Verlag. Saarbrücken. 190 Seiten.
- LEWIS, R.A.; PAULUS, M.; HORRAS, H. & KLEIN, B. (1989): Auswahl und Empfehlung von ökologischen Umweltbeobachtungsgebieten in der Bundesrepublik Deutschland. MaB-Mitteilungen 29. Bonn. 167 Seiten.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz) (Hrsg.) (1997): Stoffbericht polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 34/97. Karlsruhe, 248 Seiten.
- LIEDTKE, H.; SCHARF, G. & SPERLING, W. (1973): Topographischer Atlas Rheinland-Pfalz. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster. 216 Seiten.
- LIPPERT, W. (1966): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Berchtesgaden. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 39: 67-122.
- LIPPERT, W.; SPRINGER, S. & WUNDER, H. (1997): Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks. Schriftenreihe der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Forschungsbericht 37. Berchtesgaden. 128 Seiten.
- LORENZ, R.J. (1992): Grundbegriffe der Biometrie. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena, New York. 238 Seiten.
- LOTHHAMMER, H. (1996): Die Böden des mesozoischen Schichtstufenlandes der Rheinpfalz. *Mainzer geowissenschaftliche Mitteilungen* 25: 183-204.
- LUX, H. (1965): Rauchschäden-Großraumdiagnose - ein Verfahren zur großflächigen Erfassung und Abgrenzung von Rauchschäden in Kieferngebieten - dargestellt am Beispiel der Dübener Heide im mitteldeutschen Industriegebiet. Diss. Univ. Dresden. Forsthochschule Tharandt.
- LYNCH, M. & MILLIGAN B.G. (1994): Analysis of population genetic structure with RAPD markers. *Mol. Ecol.* 3: 91-99.

- MAHRO, B. & KÄSTNER, M. (1993): PAK-Altlasten – Bewertung der mikrobiellen Sanierung. *Spektrum Wiss.* 10: 97-100.
- MATSCHULLAT, J.; HEINRICH, H.; SCHNEIDER, J. & ULRICH, B. (1994): Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität - Ergebnisse interdisziplinärer Forschung im Harz. Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris. 478 Seiten.
- MCDOW, S.R. & HUNTZINCKER, J.J. (1990): Vapor adsorption artifact in sampling of organic aerosol. face velocity effects. *Atmos. Environ.* 24, S. 2563.
- METZ, R.; DORN, J. & SAUER, W. (1997): Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von organischen Schadstoffen (PAK, PCB) und Schwermetallen auf Biomasseertrag und Boden-Pflanzen-Transfer beim Aufbau von Rohstoff- und Energiepflanzen. Bericht zum BMBF-Verbundprojekt „Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von organischen Stoffgruppen (PAK, PCB) in ballungsraumtypischen Ökosystemen“. Humboldt Universität, Berlin. S. 74-79.
- MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.) (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Bd.1 und 2. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Bonn, Bad Godesberg. 1339 Seiten.
- Ministerium für Umwelt (Hrsg.) (2001): Forstliches Umweltmonitoring im Saarland - Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2001. Saarbrücken. 32 Seiten.
- Ministerium für Umwelt des Saarlandes (Hrsg.) (2001): Bericht über die Ergebnisse des Immissionsmessnetzes Saar – IMMESSA – für den Zeitraum vom 01.10. 2001 bis 31.12.2001. 65. Bericht. Saarbrücken. 32 Seiten.
- Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1996): Luftreinhalteplan in Nordrhein-Westfalen – Luftgüteüberwachung Wuppertal. Düsseldorf. 213 Seiten.
- Minister für Wirtschaft - Abt. Forsten (1986): Standortökologische Grundlagen – Waldbau-richtlinien für die Bewirtschaftung des Staatswaldes im Saarland. Saarbrücken.
- MÜLLER, P. (1980): Biogeographie. Ulmer. Stuttgart. 414 Seiten.
- MÜLLER-MINY, H. (1962): Hunsrück. In: MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Band 1, 4. Lieferung. Bad Godesberg. S. 351-363.
- Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg.) (1997): Nationalpark und Tourismus – Daten, Fakten (Stand 7/97). Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 6. Grafenau.
- NEEF, E. (1960): Die naturräumliche Gliederung Sachsens. Sonderdruck aus den "Sächsischen Heimatblättern". 79 Seiten.
- Niedersächsisches Forstplanungsamt (1992a): Ganzflächige Biotopkartierung. Allgemeine Einführung und Kartierhinweise. Wolfenbüttel. 29 Seiten.
- Niedersächsisches Forstplanungsamt (1992b): Waldprogramm Harz. Wolfenbüttel.
- Niedersächsisches Forstplanungsamt (1994): Forsteinrichtungswerk Nationalpark Harz 1992. Wolfenbüttel.
- Niedersächsisches Umweltministerium, Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt (Hrsg.) (1992): Nationalparkplanung im Harz, Bestandsaufnahme Naturschutz. Hannover. 69 Seiten.
- NOACK, E.-M. (1979): Witterung und Klima im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 5. Grafenau. 142 Seiten.
- NÜBLEIN, S. (1997a): Totholzflächen und Waldstrukturdaten im Nationalpark Bayerischer Wald 1996/1997. Freising. 18 Seiten.
- NÜBLEIN, S. (1997b): Waldwachstumskundliche Daten. Berichte aus der Bayerischen Lan-

- desanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF). Freising.
- NÜßLEIN, S. (1998): Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald 1998 – Totholzflächen und Waldverjüngung. Freising. 24 Seiten + Anhang.
- NÜßLEIN, S.; FAIßT, G.; WEIßBACHER, A., et al. (2000): Zur Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald 1999 – Buchdrucker-Massenvermehrung und Totholzflächen im Rachel-Lusen-Gebiet. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF – Bericht Nr. 25). Freising.
- OBACH, M. (1998): Anwendung statistischer Methoden und künstlicher Neuronaler Netzwerke im Vergleich – Untersuchungen an Problemstellungen der Gewässerökologie, Limnologie und Siedlungswasserwirtschaft. Dipl., Universität Kassel. 141 Seiten.
- OBERDORFER, E. (HRSG.) (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften – Wälder und Gebüsche, Teil IV. Textband und Tabellenband. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York. 508 Seiten.
- OTREMB, H. (1962): Fränkisches Keuper-Lias-Land. In: MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Band 1, 2. Lieferung. Bad Godesberg. S. 181-189.
- PAULUS, M. (1998): Bewertungsgrundlagen für das rückstandsorientierte Biomonitoring in der Bundesrepublik Deutschland. Habil. Univ. des Saarlandes. Saarbrücken. 346 Seiten.
- PAULUS, M.; HERRAS, C.; KLEIN, B. & LEWIS, R.A. (1990): Vertiefte Auswahl von Probenahme-Regionen für die Umweltprobenbank und ökologische Beratung zu ihrem Betrieb. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Abschlußbericht zum BMU-Forschungsvorhaben 10808 001. Saarbrücken. 186 Seiten.
- PHILLIPS, J.H. & RAINBOW, P.S. (1993): Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants. Elsevier Science Publishers Ltd. London. 371 Seiten.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer Verlag. Stuttgart. 622 Seiten.
- POTT, F. & HEINRICH, U. (1992): Staub und Staubinhaltsstoffe/Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH). In: WICHMANN, H.-E.; SCHLIPKÖTER, H.-W. & FÜLGRAFF, G. (1992): Handbuch der Umweltmedizin. Toxikologie – Epidemiologie – Hygiene – Belastungen – Wirkungen – Diagnostik – Prophylaxe Bd. 2. Ecomed Verlag. Landsberg. S. 1-23.
- QUACK, M. (2003): Untersuchungen zur genetischen Variabilität der Fichte (*Picea abies* L. Karst) in der Bundesrepublik Deutschland. Diss., Universität Trier (in Vorbereitung).
- REH, K. (1972): Der Pfälzerwald und seine forstwirtschaftliche Nutzung. *Geogr. Rundsch.* 24(5): 169-177.
- REH, K. (1981): Der Pfälzerwald in forstwirtschaftsgeographischer Betrachtung. In: GEIGER, M.; PREUß, G. & ROTHENBERGER, K.H. (Hrsg.): Pfälzische Landeskunde – Beiträge zu Geographie, Biologie, Volkskunde und Geschichte. Band 1. Landau. S. 389-420.
- REHMANN, K. (1995): Mikrobieller Abbau von PAK am Beispiel des Pyrens. Diss. München. 258 Seiten.
- RICHTER, D. (1987): 100 Jahre chemische Großindustrie in Mitteldeutschland. *Geogr. Rundsch.* 39: 651-623.
- RICHTER, H. (1962): Erzgebirge. In: MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J.; GELLERT, J.; NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J.H. (Hrsg.): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Bonn, Bad Godesberg. S. 624-647.
- SCHÄFFNER, C. (1996): Analyse und Synthese neuronaler Regelungsverfahren. Diss., Techn. Univ. München. Herbert Utz Verlag. München. 200 Seiten.

- SCHERER, A. (1996): Neuronale Netze. Fernkurs. Fernuniversität Hagen. Hagen.
- SCHMIDT, H.-H. (1994): Anwendung und einige Nebenwirkungen von Organochlor-Insektiziden, Akariziden und Rodentiziden in der ehemaligen DDR. In: HEINISCH, E.; KETTRUP, A. & WENZEL-KLEIN, S. (Hrsg.) (1994): Schadstoffatlas Osteuropa - Ökologisch-chemische und ökotoxikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Ost-Mitteleuropa. Ecomed - Verlag, Landsberg am Lech. S. 8-11.
- SCHNEIDER, H. (1972): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 159 Saarbrücken. Bonn, Bad Godesberg.
- SCHUBERT, R. (Hrsg.) (1991): Lehrbuch der Ökologie. Gustav-Fischer-Verlag. Stuttgart, 3. Auflage. 657 Seiten.
- SCHÜÜRMAN G.; WENZEL K-D. & WEIßFLOG L. (1994): Exposition und Bioverfügbarkeit mittelflüchtiger Organika in der Umgebung von Leipzig. In: ALEF K.; FIEDLER H. & HUNTZINGER O. (Hrsg.) ECOINFORMA '94, Band 5. Umweltbundesamt Wien (ÖSTERREICH), S. 183-200.
- SCHÜÜRMAN, G. & MARSMANN, M. (1991): Exposition und Bioverfügbarkeit mittelflüchtiger Organika in der Umgebung von Leipzig. In: ALEF, K.; FIEDLER, H. & HUNTZINGER, O. (Hrsg.): ECOINFORMA '94, Vol.5 – Umweltmonitoring und Bioindikation. Wien. S. 183-200.
- SCHWARTAU, C. (1987): Umweltprobleme in einem Industrieviertel – der Ballungsraum Halle-Leipzig. *Geogr. Rundsch.* 39: 628-632.
- SCHWINN, K. (1992): Nährstoffversorgung und Bodenversauerung saarländischer Waldstandorte auf Buntsandstein und Muschelkalk. Diss., Univ. d. Saarlandes. Saarbrücken. 328 Seiten.
- SIEWERS, U. & HERPIN, U. (1998): Moos-Monitoring 1995/96 – Zeitabhängige und flächenhafte Untersuchungen von Schwermetalleinträgen in Deutschland. F&E-Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes 108 02087/01. Hannover. 183 Seiten.
- SPECHT, D. F. (1991): A General Regression Network. *IEEE Transactions on Neural Networks* 2(6): 568-576.
- STEBING & KLEE (1970): Vergleichende Untersuchungen zur Staubfilterwirkung von Laub- und Nadelgehölzen. *Angew. Bot.* 44: 73-85.
- THIELE, K. (1978): Vegetationskundliche und pflanzenökologische Untersuchungen im Wimbachgries. München. 73 Seiten.
- THUMS, S. (1993): Niederschlags- und Abflussauswertung der 10jährigen Messreihe 1980-1989 für das Einzugsgebiet der Großen Ohe. In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg.): Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet der großen Ohe, Bd. 5. Grafenau. 196 Seiten.
- UMLAUF, G. (1994): Atmosphärische Deposition lipophiler organischer Verbindungen auf Pflanzen am Beispiel *Picea abies*. Diss., Univ. Bayreuth. 150 Seiten + Anhang.
- UMLAUF, G.; HAUKE, H.; REISSINGER, M. & HUNTZINGER, O. (1994a): Untersuchungen zur atmosphärischen Deposition lipophiler organischer Verbindungen auf Pflanzen am Beispiel von *Picea abies*. In: ALEF, K., FIEDLER, H. & HUNTZINGER, O. (Hrsg.): ECOINFORMA '94, Vol.5 – Umweltmonitoring und Bioindikation. Wien. S. 129-145.
- UMLAUF, G.; HAUKE, H.; REISSINGER, M. & HUNTZINGER, O. (1994b): Langzeituntersuchungen zum Akkumulationsverhalten von atmosphärischen lipophilen organischen Verbindungen in Fichtennadeln. In: ALEF, K., FIEDLER, H. & HUNTZINGER, O. (Hrsg.): ECOINFORMA '94, Vol.5 – Umweltmonitoring und Bioindikation. Wien. S. 147-160.
- UMLAUF, G.; RICHARTZ, H.; REISSINGER, M.; FREIBERGER, A. & HUNTZINGER, O. (1992): Vergleichende Messungen atmosphärischer chlorierter Kohlenwasserstoffe in Luft und Fichtennadeln. In: Verein deutsche Ingenieure (Hrsg.): Bioindikation – ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. VDI-Berichte, 901, Bd. 1. VDI-Verlag. Düsseldorf.

- Umweltbundesamt (1979): Luftqualitätskriterien für ausgewählte polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe. Berichte 1/79. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin. 270 Seiten.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (1991a): Ökologisches Sanierungs- und Entwicklungskonzept – Leipzig/Bitterfeld/ Halle/Merseburg. Bd. A: Umweltbereiche. Köln.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (1991b): Ökologisches Sanierungs- und Entwicklungskonzept – Leipzig/Bitterfeld/ Halle/Merseburg. Bd. B: Ökonomie, Umweltrecht Umsetzung und Vollzug. Köln.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (1996): Umweltprobenbank des Bundes: Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- VAN EIMERN, J. (1981): Klima. In: WITTMANN, O. & HOFMANN, B. (Hrsg.): Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:25000 Hallertau, Blatt 1 Boden und Standort, Blatt 2 Ökologischer Feuchtegrad, Erläuterungen zu den Kartenblättern Nr. 7334 Reichertshofen, Nr. 7335 Geisenfeld, Nr. 7336 Mainburg, Nr. 7434 Hohenwart, Nr. 7435 Pfaffenhofen an der Ilm, Nr. 7436 Au in der Hallertau, Nr. 7534 Petershausen und Nr. 7535 Allershausen. München. S. 18-19.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (Hrsg.) (1979): Luftverunreinigung durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe – Erfassung und Bewertung. VDI-Berichte 358. VDI-Verlag, Düsseldorf.
- WAGNER, A. (1965): Zur Regionalgliederung im Saarland. Mitteilung des Vereins für Forstliche Standortskunde.
- WALTER, R. (1995): Geologie von Mitteleuropa. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 566 Seiten.
- WEIGERT, B., CUNO, M., REINKE, M. & WIESMANN, U. (1995): Untersuchung des biologischen Abbaus von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in einer Laborkläranlage. *Acta hydrochem. hydrobiol.* 23: 149-156.
- WEISS, P. & TRIMBACHER, C. (1998): Nadeloberflächenparameter und Elementgehalte von Fichtennadeln ausgewählter Industriestandorte. Umweltbundesamt Report R-154. Wien. 112 Seiten.
- WICHMANN, H.-E.; SCHLIPKÖTER, H.-W. & FÜLGRAFF, G. (1992): Handbuch der Umweltmedizin. Toxikologie-Epidemiologie-Hygiene-Belastungen-Wirkungen-Diagnostik- Prophylaxe Bd. 2. Ecomed Verlag. Landsberg.
- WISCHMANN, H. (1997): Analytik von PAK-Abbauprodukten in Bodenhorizonten und Boden/ Kompost-Gemischen. Diss., Univ. Hamburg.
- WITTMANN, O. (1991): Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern – Übersichtskarte 1:100000 und Abhängigkeitsbeziehungen der Bodennutzung. *GLA-Fachbericht* 5. S. 5-47.
- WÖRNLE, P. (1981): Landschaftsanalyse Alpenpark Berchtesgaden. Berchtesgaden.
- WOTSCHIKOWSKY, U. (1981): Rot- und Rehwild im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 7. Grafenau. 111 Seiten.
- ZANDER, M. (1980): Entstehung sowie chemische und physikalische Eigenschaften von PAH. In: VDI-Kommission zur Reinhaltung der Luft (Hrsg.) (1980): Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe. VDI-Bericht 358. Düsseldorf. S. 11-23.
- ZELL, A. (1994): Simulation Neuronaler Netze. Addison-Wesley GmbH. Bonn, Paris. 624 Seiten.
- ZIERL, H. (1972): Der Hochwald - Untersuchungen über die Fichtenbestände in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Paul Parey, Hamburg, Berlin. 80 Seiten.
- ZIMMERMANN, L.; MORITZ, K.; KENNEL, M. & BITTERSÖHL J. (1999): Auswirkungen des Borkenkäferbefalls auf Wasserquantität und -qualität. In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg.): Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe, Band 7. Grafenau, S. 125-136.

9.2 Digital

<http://www.mu.sachsen-anhalt.de> –Stand: März 2001

<http://www.statistik.sachsen.de> – Stand: März 2001

<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.html> - Stand: April 2001

<http://reports.eea.eu.int/COR0-landcover/en> - Stand: Nov. 2001

<http://webferret.search.com/click?sl,webferret.54.268.1139.frame.0.%2BCorine+%2BLand+%2BCover.0,http%3A%2F%2Fetc%2Esatellus%2Ese%2F> – Stand: Juni 2001

<http://www.umweltprobenbank.de> – Stand: Juli 2002

http://www.bundesverband-gas-und-wasser.de/bgw/trinkwasser/tvo_teil1.htm – Stand: Juni 2002

http://www.dainet.de/bmu-cbd/nationalbericht/nationb98_10.htm – Stand: Dez. 2001

http://www.destatis.de/stabis/oc_1090/f/m/00960901.htm – Stand: Oktober 2001

http://www.ee.fh-lippe.de/umblick/guetersloh/kap_f/03/ – Stand: Juni 2002

<http://www.goinform.de/demo/allgem/lb/bu/trinkw01.pdf> – Stand: Juni 2002

<http://www.lampel.net/> - Stand: Oktober 2001

<http://www.landratsamt-miltenberg.de/sv/Sg21/formulare/Innenraumschadstoffe.pdf> – Stand: Juni 2002

http://www.landwirtschaft.sachsen.de/de/wu/organisaton/obere_behoerden/anstalt_fuer_forsten/grapa/waldundumwelt/wse/pdf/wzb2000_rahmen.pdf – Stand: Mai 2002

<http://www.lwf.uni-muenchen.de/Infosysteme/forsch/wks/tberb.htm> – Stand: Juli 2002

<http://www.nationalpark-harz.de> – Stand: Okt. 2001

<http://www.nationalpark-mueritz.de> – Stand: Mai 2002

<http://www.nationalpark-mueritz.de/> – Stand: Juni 2002

<http://www.satellus.se/projects/corine/index.asp> - Stand: Dez. 2001

<http://www.umweltministerium.bayern.de/service/umwberat/ubbgri.htm> – Stand: Juni 2002

<http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/mza16/isy229.htm> - Stand: Nov. 2001

http://www.who.int/water_sanitation_health/GDWQ/Summary_tables/Sumtab.htm – Stand: Juni 2002

<http://www-user.tu-chemnitz.de/~tlo/ufa/gesetze/taluft/ta0.htm#a23> – Stand: Juni 2002

<http://www-user.tu-chemnitz.de/~tlo/ufa/gesetze/trgs/900/mak1.htm#b> – Stand: Juni 2002

RIPPEN, G. (1998): Umweltchemikalien. ecomed Verlag, Landsberg am Lech. CD-Rom: Stand 12/1998

10 Datenquellen

Agrarökologisches Dateninformationssystem für den Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) – Stand: 11. Januar 2002.

Bayerisches Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

DWD (Deutscher Wetterdienst): Daten diverser klimatischer Parameter unterschiedlicher Stationen von 1991-2001.

ESRI Geoinformatik GmbH (2001): ESRI Gemeindegrenzen.

ESRI Geoinformatik GmbH (2000): Data & Maps.

ifen (Institut Français de l' Environnement) (2001): CORINE Land Cover Daten aus dem Departement Lothringen.

Umweltbundesamt (2000): Gewässernetzkarte Deutschland – Geodaten: Grunddaten & Gewässer. Berlin.

Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Brandenburg: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik Nordrhein-Westfalen: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

NATLAN 2000 © EEA: Nature/land cover information package. European Environment Agency.

Niedersächsisches Landesamt für Statistik: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Wiesbaden, im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und der Europäischen Kommission (1997): Daten zur Bodendeckung für die Bundesrepublik Deutschland.

Statistisches Landesamt Baden-Württemberg: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Statistisches Landesamt Berlin: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Statistisches Landesamt Hamburg: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Statistisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Statistisches Landesamt Saarland: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

Thüringer Landesamt für Statistik: Daten zur Bevölkerungsdichte und zur Art der tatsächlichen Nutzung der Bodenfläche von 1991-2001.

11 Anhang

11.1 Anhang 1: CORINE Land Cover – Schlüssel

1. BEBAUTE FLÄCHEN

1.1 STÄDTISCH GEPRÄGTE FLÄCHEN

1.1.1 Durchgängig städtische Prägung



Flächen mit Bebauungsstruktur. Gebäude, Hauptverkehrsstraßen und Flächen mit künstlicher Bodenbedeckung nehmen den größten Teil der Fläche ein. Grünflächen nichtlinearer Struktur und offene Flächen sind die Ausnahme. Mindestens 80% der Gesamtfläche sind versiegelt.

1.1.2 Nicht durchgängig städtische Prägung



Flächen mit Bebauungsstruktur. Neben Gebäuden, Hauptverkehrsstraßen und Flächen mit künstlicher Bodenbedeckung treten inselhaft Grünflächen und offene Flächen von signifikanter Größe auf. Der Versiegelungsgrad der Gesamtfläche liegt unter 80%.

1.2 INDUSTRIE-, GEWERBE- UND VERKEHRSFLÄCHEN

1.2.1 Industrie- und Gewerbeflächen



Flächen mit künstlicher Bodenbedeckung (betoniert, geteert, asphaltiert oder verfestigt) ohne Vegetation machen den größten Teil der betreffenden Flächen aus, die auch Gebäude und Grünflächen umfassen.

1.2.2 Straßen-, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen



Straßen, Eisenbahnlinien mit dazugehörigen Anlagen (Bahnhöfe, Schuppen, Bahndämme). Mindestbreite: 100 m. Bahndämme, Straßenränder und Verkehrsbegleitgrün gehören ebenfalls dazu.

1.2.3 Hafengebiete



Infrastruktur von Hafengebieten, Kaianlagen, Werften und Yachthäfen.

1.2.4 Flughäfen



Infrastruktur von Flughäfen: Start- und Landebahnen, Gebäude und funktionell zugeordnete Flächen.

1.3 ABBAUFLÄCHEN, DEPONIEN und BAUSTELLEN

1.3.1 Abbauflächen



Tagebauflächen zur Gewinnung von Kies, Steinen (Kiesgruben, Steinbrüche) und anderen Rohstoffen. Dazu gehören auch mit Wasser gefüllte Kiesgruben, jedoch nicht Flächen von Gewässerläufen, die zur Kiesgewinnung genutzt werden. Einzubeziehen sind funktionell zugeordnete Flächen.

1.3.2 Deponien und Abraumhalden



Offene Deponien für Siedlungs- und Industriemüll sowie Abraumhalden.

1.3.3 Baustellen



Flächen, auf denen gebaut, Boden abgetragen und Erdarbeiten vorgenommen werden.

1.4 KÜNSTLICH ANGELEGTE, NICHT LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTE GRÜNFLÄCHEN

1.4.1 Städtische Grünflächen



Grünflächen innerhalb der städtisch geprägten Flächen. Dazu gehören Parkanlagen und Friedhöfe mit Vegetation.

1.4.2 Sport- und Freizeitanlagen



Campingplätze, Sportplätze, Freizeitparks, Golfplätze, Pferderennbahnen, Kleingartenanlagen usw. Dazu gehören auch Parkanlagen außerhalb der städtisch geprägten Flächen.

2. LANDWIRTSCHAFTLICHE FLÄCHEN

2.1 ACKERFLÄCHEN

2.1.1 Nicht bewässertes Ackerland



Flächen zum Anbau von Getreide, Gemüse, Futterpflanzen, Industriepflanzen und Hackfrüchten sowie brachliegende Flächen, einschließlich Blumen-, Baum- (Baumschulen) und Gemüsekulturen (einschließlich Erwerbsgartenbau) im Freilandbau, unter Glas oder Folie. Flächen zum Anbau von Arznei-, Aroma- und Gewürzpflanzen.

2.1.2 Regelmäßig bewässertes Ackerland



Ständig oder regelmäßig bewässerte Kulturen unter Verwendung einer vorhandenen Infrastruktur (Bewässerungskanäle, Entwässerungsnetze). Die meisten dieser Kulturen könnten ohne künstliche Bewässerung nicht angebaut werden. Nicht dazu gehören Flächen mit gelegentlicher Bewässerung.

2.1.3 Reisfelder



Für den Reisanbau angelegte Flächen, die mit Bewässerungskanälen durchzogen sind. Die Oberfläche ist in der Regel mit Wasser bedeckt.

2.2 DAUERKULTUREN

2.2.1 Weinbauflächen



Mit Weinreben bestockte Flächen.

2.2.2 Obst- und Beerenobstbestände



Parzellen mit Obstbäumen und -sträuchern. Anbau einzelner oder mehrerer Obstsorten. Obstbäume in Verbindung mit Wiesenflächen. Hierzu gehören auch Kastanien- und Walnußbäume.

2.2.3 Olivenhaine



Flächen mit Olivenbäumen.

2.3 GRÜNLAND

2.3.1 Wiesen und Weiden



Dichter Grasbewuchs durchsetzt mit Blumen, überwiegend Gräser, nicht im Fruchtwechsel. Hauptsächlich Weideflächen, aber auch Flächen, auf denen das Futtergras mechanisch geerntet wird.

Dazu gehören Dauer- und Wechselweiden sowie künstlich angelegte Weiden einschließlich Bereichen mit Hecken. Kennzeichen dieser Flächen ist ihre intensive landwirtschaftliche Nutzung.

2.4 LANDWIRTSCHAFTLICHE FLÄCHEN HETEROGENER STRUKTUR

2.4.1 Einjährige Kulturen in Verbindung mit Dauerkulturen



Wechselkulturen (Ackerflächen oder Grünland) in Verbindung mit Dauerkulturen auf ein und derselben Fläche.

2.4.2 Komplexe Parzellenstrukturen



Ein Nebeneinander kleiner Parzellen unterschiedlicher Prägung: verschiedene Ackerflächen (2.1.X), Dauerkulturen (2.2.X) und Wiesen und Weiden (2.3.1), wobei die Teilflächen unter der Erfassungsgrenze von 25 ha liegen. Die Bodenbedeckungsklassen der Positionen 2.1.X, 2.2.X und 2.3.1 nehmen jeweils weniger als 75% der Gesamtfläche ein.

2.4.3 Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe



Von der Landwirtschaft genutzte Flächen, unterbrochen von Flächen natürlicher Bodenbedeckung. Der Anteil der Landwirtschaftlichen Flächen (2.X.X) und der Anteil der Wälder und naturnahen Flächen (3.X.X) liegt jeweils unter 75% der Gesamtfläche.

2.4.4 Land- und forstwirtschaftliche Flächen



Einjährige Kulturen oder Weideland unter forstwirtschaftlich genutztem Baumbestand.

3. WÄLDER UND NATURNAHE FLÄCHEN

3.1 WÄLDER

3.1.1 Laubwälder



Flächen mit überwiegendem Baumbewuchs, die aber auch mit Büschen und Sträuchern durchsetzt sein können; Laubbaumarten bedecken mehr als 75% der Gesamtfläche.

3.1.2 Nadelwälder



Flächen mit überwiegendem Baumbewuchs, die aber auch mit Büschen und Sträuchern durchsetzt sein können; Nadelbaumarten bedecken mehr als 75% der Gesamtfläche.

3.1.3 Mischwälder



Flächen mit überwiegendem Baumbewuchs, die aber auch mit Büschen und Sträuchern durchsetzt sein können; weder Laub- noch Nadelbaumarten überwiegen. Ihr jeweiliger Anteil an der Gesamtfläche liegt unter 75%.

3.2 STRAUCH- UND KRAUTVEGETATION

3.2.1 Natürliches Grünland



Ertragsames Grünland. Oft in hügeligem Gelände. Häufig mit Gestrüpp, Fels- und Heideflächen durchsetzt. Extensiv genutzte Grünflächen. Oft in schwer erreichbarbarem Gelände; Grünflächen in Waldgebieten.

3.2.2 Heiden und Moorheiden



Niedrige und dichte Vegetation. Überwiegend Büsche, Sträucher und Kräuter (Heidekraut, Dornestrüpp, Besenginster, Stechginster, Goldregen usw.).

3.2.3 Hartlaubbewuchs



Buschiger Hartlaubbewuchs. Dazu gehören Macchia und Garrigue. Macchia: dichte Vegetation, zusammengesetzt aus zahlreichen kleinen Bäumen und Sträuchern, die auf sauren Silikatböden im Mittelmeerraum auftritt. Garrigue: lückenhafte buschige Vegetation auf Kalkplateaus im Mittelmeerraum. Dazu gehören häufig Kermeseichen, Wacholder, Erdbeerbaum, Lavendel, Thymian, weiße Zistrose usw. Einzelstehende Bäume können auftreten.

3.2.4 Wald-Strauch-Übergangsstadien



Busch- oder Krautvegetation mit einzelnen Bäumen. Die Flächen können entweder aus Waldflächen durch allmähliche Degenerierung oder durch natürliche Verjüngung des Waldes entstanden sein.

3.3 OFFENE FLÄCHEN OHNE / MIT GERINGER VEGETATION

3.3.1 Strände, Dünen und Sandflächen



Strände, Dünen sowie Küsten- oder Festlandflächen mit Sand oder Geröll.

3.3.2 Felsflächen ohne Vegetation



Geröllhalden, Klippen, Felsen, anstehendes Gestein.

3.3.3 Flächen mit spärlicher Vegetation



Trockensteppen, alpine und polare Tundra, Erosionsflächen.

3.3.4 Brandflächen



Flächen, auf denen es kürzlich gebrannt hat und die zum größten Teil noch schwarz sind.

3.3.5 Gletscher und Dauerschneegebiete



Von Gletschern und Dauerschnee bedeckte Flächen.

4. FEUCHTFLÄCHEN

4.1 FEUCHTFLÄCHEN IM LANDESINNERN

4.1.1 Sümpfe



Tief liegende Flächen, die normalerweise im Winter überflutet und ganzjährig mit Wasser gesättigt sind. Auch landwirtschaftlich genutzte Flächen, die der vorgenannten Definition genügen, sind hier zuzuordnen.

4.1.2 Torfmoore



Naßfeuchte Flächen, deren Boden vorwiegend aus Torfmoos und unvollständig abgebauten pflanzlichen Stoffen besteht. Torfmoore werden abgebaut oder nicht abgebaut.

4.2 FEUCHTFLÄCHEN AN DER KÜSTE

4.2.1 Salzwiesen



Unmittelbar über der Linie des mittleren Hochwassers liegende Flächen, die regelmäßig von Salzwasser überspült werden. Sie sind häufig einem Sedimentationsprozeß unterworfen; allmähliches Vordringen von Halophyten.

4.2.2 Salinen



Noch betriebene oder stillgelegte Flächen zur Salzgewinnung. Bereiche der Marschküste, auf denen durch Verdunstung Salz gewonnen wird. Diese Bereiche sind durch ihre Einteilung und ihre Dammanlage eindeutig von den übrigen Marschgebieten zu unterscheiden.

4.2.3 In der Gezeitenzone liegende Flächen



Flächen mit Schlamm, Sand und Felsen, die sich zwischen den Niveaus des mittleren Hoch- und mittleren Niedrigwasserstands befinden und somit bei Ebbe trockenfallen; in der Regel ohne Vegetation.

5. WASSERFLÄCHEN

5.1 WASSERFLÄCHEN IM LANDESINNERN

5.1.1 Gewässerläufe



Natürliche oder künstlich angelegte Gewässerläufe, die dem Wasserabfluß dienen. Dazu gehören auch Kanäle. Mindestbreite: 100 m.

5.1.2 Wasserflächen



Natürliche oder künstliche Wasserflächen.

5.2 MEERESGEWÄSSER

5.2.1 Lagunen



Salz- oder Brackwasserzonen im Küstenbereich, die vom Meer durch eine Landzunge oder ähnliche topographische Formen getrennt sind. Diese Wasserflächen können mit dem Meer an wenigen Stellen in Verbindung stehen. Diese Verbindung kann entweder ständig oder nur periodisch zu bestimmten Zeiten im Jahr bestehen.

5.2.2 Mündungsgebiete



Teil der Flußmündung (Trichtermündung), der dem Einfluß des Meeres ausgesetzt ist.

5.2.3 Meere und Ozeane



Der an den mittleren Niedrigwasserstand angrenzende Bereich des offenen Meeres

Flächen außerhalb des Bearbeitungsgebietes

11.2 Anhang 2: Flächenstatistiken

Flächenstatistik BR/NP Berchtesgaden aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
0	1,2	0,4	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	1,3
111	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
112	44,0	25,2	27,6	1,9	7,9	6,8	3,7	9,1
121	1,4	0,0	1,0	0,5	0,0	0,0	0,5	0,6
124	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
131	0,0	0,0	0,0	0,0		0,4	0,6	0,3
141	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
142	0,3	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
211	5,4	0,3	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
222	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
231	455,7	324,1	232,0	133,4	158,2	149,5	148,2	199,2
242	62,6	7,8	17,9	3,5	0,0	23,6	0,7	0,0
243	15,5	14,1	8,9	2,4	2,5	9,0	0,8	1,0
311	32,3	47,4	17,9	21,2	1,3	3,4	5,2	6,0
312	193,1	101,4	352,6	317,4	313,7	409,6	351,5	198,6
313	125,6	380,7	156,7	245,6	36,6	90,7	75,9	395,1
321	0,3	17,2	20,9	52,2	289,2	105,0	330,0	88,3
322	8,1	5,2	7,8	30,5	31,0	51,9	13,9	15,4
324	4,4	3,0	23,0	7,0	11,7	13,1	1,6	1,7
332	5,0	5,7	16,2	131,2	93,2	92,3	35,1	50,1
333	6,1	5,0	10,1	32,2	7,4	20,8	13,7	12,4
335	0,0	0,0	0,0	0,0	20,5	2,6	0,0	0,0
411	0,6	1,5	5,6	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
412	2,3	0,0	18,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
511	1,6	1,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
512	15,3	38,8	57,0	4,7	9,6	1,4	0,3	1,2

Flächenstatistik BR/NP Berchtesgaden aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
0	0,3	0,4	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1
112	7,7	9,6	1,1	1,0	2,8	0,0	0,0	0,3
121	0,4	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	0,6
131	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
231	38,1	70,5	12,1	23,5	65,5	8,7	38,5	20,6
242	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
243	0,3	7,7	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0
311	5,7	30,9	0,4	3,4	0,3	1,0	5,2	1,3
312	107,5	65,6	101,8	25,3	80,5	74,9	74,7	47,7
313	60,9	41,3	70,4	84,9	18,6	19,7	56,5	119,6
321	0,3	0,9	9,6	12,0	32,9	21,8	23,5	10,8
322	8,1	3,8	6,7	8,4	8,2	5,0	10,4	7,8
324	4,4	3,0	19,3	3,0	0,1	90,1	0,0	1,7
332	5,0	5,3	15,5	57,8	33,2	19,9	29,9	28,3
333	6,1	4,8	7,7	20,0	3,7	2,6	5,5	5,9
411	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
412	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
511	0,0	1,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
512	0,4	0,1	0,0	4,3	0,0	1,4	0,3	0,4

Flächenstatistik BR/NP Bayerischer Wald aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,7	2,0	0,0	0,0
111	0,2	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,2	0,0
112	13,3	16,9	16,3	7,5	35,5	15,7	31,9	21,5
121	1,5	1,7	0,4	0,5	1,6	0,0	2,8	0,4
122	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
131	0,0	0,3	0,2	0,2	1,5	1,1	1,2	0,5
133	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0
142	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5	0,4	0,4	0,4
211	438,9	437,6	102,5	100,6	97,8	11,3	347,8	46,0
231	59,3	93,7	143,4	188,5	251,8	309,6	193,3	326,3
242	4,4	2,9	18,7	14,4	211,6	90,4	88,3	44,6
243	56,5	44,1	16,0	28,0	29,3	22,6	24,2	22,0
311	2,0	2,4	11,5	7,8	7,8	14,2	37,3	11,4
312	341,8	314,5	485,3	506,0	248,4	343,3	152,0	375,7
313	10,4	16,6	161,5	64,7	83,3	161,6	89,2	126,8
321	9,7	1,9	3,0	9,9	0,4	0,5	0,6	1,6
322	0,0	2,7	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0
324	39,3	42,2	18,3	37,6	0,0	3,0	0,0	0,0
411	3,4	1,1	0,0	5,9	0,0	0,0	0,7	0,0
412	0,0	0,4	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0
511	0,0	0,0	0,0	0,0	11,5	0,6	8,6	3,9
512	1,5	0,5	2,8	2,1	0,3	3,8	1,5	0,5

Flächenstatistik BR/NP Bayerischer Wald aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
112	0,8	0,8	4,6	0,6	5,6	3,9	4,9	8,9
133	0,0	0,0	0,2	0,0	0,5	0,3	0,0	0,0
211	14,2	10,3	0,0	1,7	1,0	0,0	0,0	0,0
231	19,1	34,3	16,1	50,2	105,4	81,6	103,3	83,3
242	0,0	0,9	0,0	0,2	15,5	1,1	2,1	0,0
243	4,2	1,3	1,1	1,7	6,8	1,8	5,8	1,3
311	1,2	0,5	9,9	1,4	1,2	3,9	9,2	5,1
312	162,1	165,6	103,6	144,1	76,5	90,2	82,7	126,0
313	4,9	4,6	100,4	29,0	33,3	61,3	37,5	19,5
321	9,7	1,9	1,3	0,3	0,0	0,5	0,0	0,0
322	0,0	1,9	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	1,3
324	26,0	21,3	7,1	13,7	0,0	0,5	0,0	0,0
411	3,4	1,1	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0
412	0,0	0,4	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
512	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Flächenstatistik NP Hochharz aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,9	0,0	0,4	1,3	0,0	0,0	0,5	0,0
112	68,7	49,2	72,0	64,7	40,9	22,7	45,9	51,7
121	7,6	3,5	13,9	10,4	5,9	4,4	1,2	3,0
122	2,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
123	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
124	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
131	3,3	14,9	4,1	7,1	5,4	0,0	1,1	4,5
132	0,0	0,0	0,5	0,0	3,1	1,2	0,3	0,0
133	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
141	4,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
142	4,7	1,1	4,4	4,0	2,3	0,0	0,3	0,5
211	677,5	779,4	564,3	570,7	465,7	258,5	400,6	353,1
222	0,0	3,5	0,0	13,2	0,3	4,5	0,0	0,0
231	14,9	38,5	14,3	22,4	23,1	52,5	40,5	57,2
242	2,2	1,6	7,3	2,9	0,8	1,3	15,9	20,8
243	8,3	9,1	6,3	7,2	27,6	14,1	44,3	8,3
311	138,8	57,7	170,4	94,8	206,3	198,9	162,4	117,4
312	29,1	14,8	77,7	103,7	122,9	257,8	177,2	309,2
313	15,9	4,7	31,2	78,4	76,4	152,6	66,7	38,7
321	2,7	0,4	3,5	2,4	0,5	1,3	2,7	0,5
322	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,5	9,1
324	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	6,1	0,9
411	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
511	0,3	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	1,9	1,3
512	1,7	0,7	6,7	0,8	1,6	10,6	2,5	3,6

Flächenstatistik NP Hochharz aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
112	12,0	12,3	25,6	19,2	6,6	4,9	4,5	11,8
121	0,3	1,8	5,2	2,7	7,9	0,0	0,0	0,0
131	1,4	0,0	3,1	1,2	0,0	3,3	0,0	0,3
132	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0
133	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
142	1,1	0,0	1,9	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
211	164,2	205,1	99,6	81,5	0,0	15,3	0,4	0,0
222	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
231	5,4	2,9	5,1	11,8	2,9	22,9	5,1	11,5
242	0,0	1,1	1,0	0,2	0,0	0,7	0,0	0,0
243	4,1	0,4	2,8	2,5	5,0	4,0	0,8	1,1
311	30,1	7,0	24,0	35,9	51,1	18,4	48,7	7,0
312	15,8	11,4	53,1	66,0	119,0	152,6	143,3	195,5
313	9,8	1,9	16,8	23,0	51,2	15,5	22,8	5,6
321	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
322	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,7	8,9
324	0,0	0,0	1,0	0,0	0,5	0,0	5,3	0,1
412	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	1,3
512	0,6	0,3	3,2	0,0	1,0	0,0	1,7	2,3

Flächenstatistik Solling aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,5	0,8	0,3	0,2	0,6	0,3	41,2
112	53,8	52,7	51,7	58,1	63,8	50,2	32,9	2,7
121	2,1	2,6	5,4	4,6	4,3	5,5	1,3	0,0
122	0,3	0,0	0,0	0,0	0,8	0,3	0,0	0,0
124	0,0	0,0	0,3	0,4	0,8	0,0	0,0	0,3
131	4,6	0,5	1,7	4,5	0,8	0,9	0,0	1,5
132	0,0	0,0	0,0	0,3		0,4	0,3	0,0
141	0,0	0,0	1,5	0,9	0,5	1,0	0,0	0,3
142	1,2	2,0	2,2	1,9	3,3	1,7	0,0	1,2
211	571,5	506,3	475,0	459,1	336,0	527,9	507,2	451,3
222	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,6	0,4	0,0
231	30,6	34,5	54,8	63,0	54,4	31,4	66,7	60,3
242	12,1	29,4	32,0	31,6	50,5	19,3	51,5	46,0
243	7,8	4,1	13,7	12,0	3,6	5,4	14,6	9,3
311	192,1	251,4	220,2	131,7	276,9	212,2	208,7	217,5
312	77,4	66,3	64,7	165,7	120,7	57,5	60,7	107,8
313	25,9	28,2	54,3	42,0	61,4	64,7	34,6	39,2
321	2,4	0,8	0,6	2,8	2,6	0,0	1,4	2,0
322	0,0	0,0	0,0	1,9	1,2	0,0	1,0	0,0
324	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,3
411	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
412	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,2	0,6
511	0,0	0,0	0,7	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0
512	0,8	0,3	0,9	1,1	0,0	0,8	0,0	0,0

Flächenstatistik Solling aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,0	0,31	0,29	0,0	0,0	0,0	0,0
112	10,33	6,5	11,76	10,43	8,36	6,05	9,08	13,31
121	0,36	0,0	0,73	1,24	0,65	0,94	0,93	0,61
124	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0	0,29
131	0,58	0,0	0,42	0,0	0	0	0	1,5
142	0,0	0,0	1,12	1,1	0,25	0	0	0,8
211	84,04	107,68	86,29	127,03	72,03	84,89	71,71	89,16
222	0	0	0	0	0	0	0,39	0
231	22,72	18,14	17,27	25,36	23,47	13,4	19,05	14,64
242	9,45	15,98	13,52	8,85	9,35	10,94	12,29	13,5
243	6,43	0,95	3,68	0,72	0,05	1,17	3,46	1,44
311	48,37	57,9	77,59	44,53	74,07	65,85	84,14	60
312	40,63	26,54	18,28	19,14	41,16	38,51	33,31	38,55
313	20,26	10,85	13,25	6,78	16,37	23,26	9,87	10,62
321	2,36	0,23	0,57	0	0	0	0,93	0,48
322	0	0	0	0,5	0	0	0	0,28
324	0	0	0	0	0	0	0	0
412	0	0	0,36	0	0	0	0,24	0,18

Flächenstatistik Bornhöveder Seengebiet aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	4,6	0,0	0,0
112	57,8	18,2	1,2	36,8	81,5	65,2	47,3	43,5
121	5,6	0,3	54,9	0,9	6,8	8,7	2,7	3,6
122	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,4
123	3,5	0,0	5,1	0,0	0,0	3,5	0,0	0,0
124	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	1,8
131	0,0	0,0	0,7	1,6	2,0	3,8	2,8	0,4
132	0,4	0,0	0,4	0,0	0,0	2,5	0,0	0,4
141	2,0	0,4	1,4	0,7	0,8	2,2	1,7	1,1
142	13,0	0,6	0,6	0,5	3,5	4,2	0,0	2,9
211	296,3	362,6	1,0	0,4	558,1	621,9	360,7	291,0
222	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
231	67,5	51,7	5,2	4,3	185,6	86,9	314,6	385,9
242	52,6	80,5	419,2	498,6	13,2	11,7	69,0	64,5
243	7,3	9,9	213,6	60,6	22,6	20,4	28,6	29,7
311	36,0	44,7	94,3	19,3	41,5	68,4	19,8	39,4
312	1,4	7,7	14,0	12,1	44,7	30,1	110,1	69,9
313	9,2	7,3	49,2	60,8	10,0	10,4	7,4	25,1
321	0,6	12,9	13,5	8,5	0,0	0,0	3,9	1,8
322	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,4	0,0	0,8
331	0,4	0,4	25,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
333	0,4	0,7	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
411	2,2	5,6	0,7	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0
412	0,4	57,4	4,7	8,0	5,9	1,2	13,0	14,3
511	1,0	317,4	7,2	0,0	6,0	2,5	0,4	2,1
512	18,3	0,0	0,0	3,5	0,0	11,5	0,0	3,0
523	403,4	0,0	0,0	225,8	0,0	15,3	0,0	0,0

Flächenstatistik Bornhöveder Seengebiet aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
112	20,3	7,7	14,4	10,0	14,4	3,3	6,9	25,0
121	2,1	0,0	0,4	0,4	1,9	0,3	0,0	3,5
122	0,5	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
123	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
124	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
131	0,0	0,3	1,4	0,7	0,4	3,1	0,0	0,0
132	0,4	0,0	0,0	0,4	134,3	0,4	0,0	0,4
141	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0		98,8	1,1
142	5,1	0,6	0,6	0,0	0,0	169,5	0,0	2,2
211	101,0	107,9	96,7	156,7	0,0	0,0	0,0	101,0
231	37,0	26,7	55,5	20,6	44,3	33,6	32,4	53,4
242	31,3	40,0	44,5	5,3	6,9	4,4	21,1	25,1
243	5,1	3,4	3,0	2,9	3,0	3,7	6,6	3,3
311	21,4	14,8	14,4	15,5	2,0	16,9	2,7	9,1
312	1,1	2,3	1,5	2,5	32,1	0,9	69,2	6,2
313	6,6	3,6	6,1	5,4	1,1	2,3	3,7	2,7
321	0,0	1,8	0,9	0,0	0,0	0,0	2,6	0,2
322	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,3
411	0,6	0,7	1,4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0
412	0,0	0,0	0,8	0,0	0,5	1,2	1,1	9,1
512	11,6	35,0	3,2	25,1	4,5	5,3	0,4	1,8

Flächenstatistik Oberbayerisches Tertiärhügelland aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	1,0	0,4	0,3	0,3	17,3	0,0	0,0	1,6
112	60,5	36,8	40,2	32,6	197,6	98,5	58,9	79,1
121	10,8	3,1	3,9	1,5	23,9	19,1	4,7	11,0
122	0,4	0,0	0,0	0,0	5,1	2,2	0,3	0,5
124	4,4	0,0	2,0	0,6	9,6	24,1	2,6	1,4
131	3,6	1,2	2,7	2,8	2,0	4,5	0,7	1,5
132	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,5
133	3,5	1,2	0,0	0,0	1,8	1,3	0,0	0,3
141	1,1	0,0	0,0	0,0	19,4	5,9	1,3	0,5
142	1,6	0,0	0,6	1,5	9,9	3,7	2,1	3,0
211	479,4	589,7	403,8	578,1	327,4	506,8	506,7	477,7
231	43,2	40,2	103,8	77,4	19,1	61,3	48,9	46,9
242	60,5	32,6	139,6	90,8	122,5	117,6	133,8	98,9
243	16,9	24,8	5,6	28,7	23,8	13,8	14,3	11,9
311	49,9	6,3	61,8	16,2	4,2	18,3	8,8	16,7
312	157,4	215,1	122,8	123,3	147,6	61,6	160,4	210,1
313	75,8	22,8	81,6	27,8	47,4	15,2	27,6	16,5
321	3,1	1,2	2,5	0,0	2,3	16,2	0,4	1,7
322	0,8	0,0	0,7	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
324	1,0	0,0	1,5	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0
411	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0
511	3,1	2,1	3,6	0,0	0,0	0,0	2,0	1,3
512	4,6	2,0	3,8	2,5	1,2	9,8	3,3	0,5

Flächenstatistik Oberbayerisches Tertiärhügelland aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
112	11,5	9,9	11,6	4,8	10,0	8,9	6,2	10,3
121	0,9	0,3	0,9	0,0	0,1	0,2	0,0	0,5
124	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
131	1,9	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
141	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0
142	0,0	0,0	0,0	0,6	0,3	0,5	0,0	0,0
211	112,9	151,6	86,6	142,9	151,3	124,3	152,5	133,2
231	26,1	6,9	31,5	17,2	11,2	33,1	9,6	18,3
242	38,8	8,3	69,6	17,7	32,3	37,9	20,4	23,4
243	6,9	4,7	2,5	9,7	5,6	4,5	6,4	5,3
311	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0
312	40,0	60,2	42,1	46,8	32,1	29,0	48,5	52,5
313	2,7	2,6	0,4	5,9	1,7	4,6	1,8	1,9
512	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Flächenstatistik Saarländischer Verdichtungsraum – Warndt aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
0	0,0	0,0	112,2	20,8	148,4	118,7	79,8	53,6
111	0,0	0,8	1,2	1,8	0,3	0,0	0,2	4,3
112	73,3	107,3	29,4	137,8	22,5	52,2	21,7	92,3
121	11,8	11,2	4,1	23,7	3,9	7,6	9,3	29,1
122	0,0	1,4	0,7	1,4	0,8	2,2	0,5	4,2
123	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
124	0,3	0,0	0,3	3,4	3,5	0,1	0,0	3,4
131	0,7	1,3	0,1	1,2	1,3	0,8	0,6	0,4
132	1,4	2,7	0,5	1,6	1,4	0,6	2,7	2,3
133	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
141	0,8	0,1	0,0	2,4	0,5	0,0	0,0	0,0
142	2,8	0,0	1,2	2,6	0,7	1,9	0,5	1,5
211	197,9	261,7	281,4	250,4	257,1	118,3	401,5	261,6
221	8,5	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
222	2,5	5,8	10,4	14,1	0,1	10,3	0,4	5,5
231	117,1	120,5	121,5	94,5	189,7	199,7	179,6	111,9
242	66,4	111,1	159,7	71,9	67,4	164,2	86,0	139,7
243	42,1	57,8	31,9	35,8	17,2	38,0	19,8	19,9
311	145,0	164,5	161,8	139,6	229,1	215,4	140,6	190,0
312	88,0	14,2	4,9	34,7	3,9	17,0	15,5	20,8
313	214,0	116,4	46,2	141,5	15,3	29,5	17,0	20,1
321	2,2	0,0	1,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,8
322	0,3	0,0	0,1	0,2	0,7	1,1	2,3	11,8
324	3,7	0,9	2,8	1,4	0,5	0,6	0,6	0,9
411	0,0	0,0	0,6	0,3	3,4	1,5	2,2	0,5
511	1,6	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
512	1,4	1,6	0,0	0,3	15,6	2,2	0,7	5,6

Flächenstatistik Saarländischer Verdichtungsraum – Warndt aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
0	0,0	0,0	10,0	7,1	52,6	31,2	32,6	17,8
111	0,0	0,3	0,0	1,3	0,3	0,0	0,0	0,0
112	37,2	40,8	10,3	64,4	12,9	26,0	12,0	11,7
121	9,1	3,2	0,3	13,5	2,5	3,1	7,1	1,5
122	0,0	0,0	0,6	1,4	0,8	1,3	0,5	0,4
123	0,4	0,0	0,0	0,4	3,5	0,0	0,0	0,0
131	0,0	0,6	0,0	1,2	1,3	0,4	0,6	0,2
132	1,4	1,5	0,0	1,6	1,4	0,4	2,7	0,6
133	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
141	0,8	0,1	0,0	1,7	0,5	0,0	0,0	0,0
142	1,6	0,0	0,4	1,6	0,0	0,4	0,0	0,0
211	63,3	71,5	87,0	18,1	48,5	25,2	58,8	62,5
222	2,3	0,0	1,7	2,9	0,0	2,1	0,0	0,4
231	23,5	16,1	28,6	5,4	31,1	34,4	39,3	41,3
242	19,8	27,6	54,4	20,9	20,0	45,9	16,8	36,4
243	13,7	3,8	19,7	8,3	7,0	11,7	11,0	10,0
311	14,0	53,0	45,8	68,8	43,8	43,1	35,0	39,2
312	7,9	1,0	1,0	0,6	3,1	1,5	13,9	9,3
313	47,1	25,3	10,5	24,9	13,0	15,4	11,1	11,8
321	1,3	0,0	0,3	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
322	0,0	0,0	0,1	0,2	0,7	0,8	1,3	0,5
324	1,6	0,0	0,6	0,2	0,4	0,0	0,6	0,4
411	0,0	0,0	0,6	0,0	0,9	0,5	1,9	0,5
512	0,4	0,0	0,0	0,3	1,5	1,3	0,1	0,1

Flächenstatistik Saarländischer Verdichtungsraum – Steinbachtal aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
0	0,0	0,0	9,4	3,7	185,0	81,3	134,3	42,3
111	0,0	0,0	0,0	0,9	1,3	0,3	0,9	0,0
112	49,4	69,2	57,1	121,2	59,6	38,7	65,2	58,8
121	1,1	4,4	9,0	19,1	9,3	5,2	17,5	6,6
122	1,6	0,1	0,0	0,7	1,4	0,5	2,8	1,0
123	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
124	0,3	0,4	0,0	7,7	0,1	1,4	3,5	0,0
131	0,7	2,3	0,3	0,2	0,8	0,0	3,1	0,5
142	0,5	2,1	0,5	0,6	0,2	0,0	5,7	1,9
133	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
141	0,0	0,0	0,0	1,1	1,3	0,0	0,6	0,8
142	0,0	0,0	2,5	1,3	3,6	1,4	0,3	0,4
211	172,2	289,1	269,4	319,4	151,4	178,9	264,5	258,5
221	0,0	0,0	13,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
222	0,6	4,2	10,8	3,5	8,3	13,6	0,4	2,1
231	153,1	137,4	113,6	84,1	160,6	129,1	132,2	132,7
242	77,4	96,2	95,0	16,0	129,6	124,7	70,7	152,3
243	44,2	65,7	36,8	39,3	35,3	25,6	30,7	33,5
311	177,3	158,4	123,9	90,0	213,7	224,4	158,7	214,6
312	130,2	6,0	45,4	58,9	5,2	57,7	19,0	26,8
313	171,0	115,6	184,1	213,5	8,5	86,5	58,0	42,5
321	1,0	11,8	2,7	1,9	0,0	0,8	2,4	0,7
322	0,0	6,8	0,3	0,0	0,6	7,5	0,0	1,3
324	0,3	9,1	4,4	0,0	0,0	2,3	1,2	2,3
333	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
411	0,0	0,0	0,0	0,7	1,6	0,0	5,2	0,0
511	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
512	1,9	0,5	0,4	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0

Flächenstatistik Saarländischer Verdichtungsraum – Steinbachtal aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
0	0,0	0,0	0,0	0,0	28,2	6,0	13,2	5,4
111	0,0	0,0	0,0	0,5	1,3	0,1	0,3	0,0
112	22,9	37,8	28,8	50,9	40,0	22,9	43,9	42,1
121	0,3	3,9	6,3	10,2	6,4	4,0	12,7	5,2
122	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,5	2,6	1,0
123	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
124	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0
131	0,4	0,8	0,0	0,2	0,3	0,0	2,7	0,5
132	0,0	2,1	0,5	0,6	0,0	0,0	3,7	1,4
133	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
141	0,0	0,0	0,0	1,1	1,3	0,0	0,2	0,8
142	0,0	0,0	1,6	0,0	1,6	0,7	0,0	0,4
211	78,9	39,6	79,8	32,5	21,8	65,6	15,1	75,9
222	0,6	1,3	2,4	1,2	2,7	10,6	0,4	1,6
231	32,7	29,3	20,0	21,1	28,6	21,9	12,2	17,6
242	34,6	42,6	18,6	1,9	45,7	28,8	14,4	14,9
243	18,0	12,4	8,6	6,0	8,7	15,0	10,8	9,8
311	29,1	50,3	22,3	37,4	51,7	57,3	53,8	26,2
312	1,7	2,6	2,1	11,5	1,2	0,2	7,0	11,8
313	26,3	21,0	51,9	70,6	4,1	8,6	49,9	28,8
321	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,8	0,0	0,2
322	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,7	0,1
324	0,3	0,6	0,9	0,0	0,0	0,8	1,0	0,0
411	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,3	0,8
512	0,0	0,5	0,0	0,0	0,3	0,0	0,7	0,2

Flächenstatistik Dübener Heide aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,3	0,0	1,4	0,7	7,1	0,0	1,9	0,5
112	34,9	23,9	55,3	33,4	121,9	38,1	100,9	73,2
121	6,3	3,5	14,9	4,8	14,3	2,6	16,4	18,7
122	0,0	0,0	0,0	0,3	2,2	0,0	1,7	0,6
124	0,0	1,8	6,4	8,2	5,9	0,0	3,0	4,2
131	0,4	0,0	18,4	1,2	34,1	3,8	64,0	15,3
132	0,5	0,0	1,5	0,1	0,5	0,4	0,9	0,4
133	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
141	0,0	0,0	2,3	0,0	4,7	0,0	6,7	0,7
142	0,0	0,0	1,7	1,0	6,3	0,3	5,4	0,3
211	394,1	567,7	420,9	518,0	625,8	622,6	648,2	753,0
222	0,5	6,9	1,7	0,0	1,1	2,3	5,5	6,1
231	40,3	74,5	82,5	54,5	30,3	21,2	37,8	22,6
242	0,0	0,0	1,1	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
243	29,3	26,1	22,8	33,7	10,0	13,5	33,3	18,1
311	40,5	14,0	69,6	19,9	48,8	12,0	31,9	13,3
312	409,1	215,4	183,3	242,5	17,6	222,2	14,8	24,7
313	17,6	12,4	54,3	40,9	37,4	32,3	4,2	15,8
321	0,0	0,6	2,9	3,9	6,7	2,9	0,0	2,0
322	2,5	25,4	24,9	9,9	5,2	1,4	0,0	0,0
324	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9
333	0,0	1,3	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0
411	0,0	2,2	2,5	0,0	0,0	2,2	0,0	0,9
511	4,2	3,7	6,6	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0
512	2,2	0,0	5,2	2,4	2,6	2,4	5,1	8,9

Flächenstatistik Dübener Heide aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
112	10,6	5,4	5,4	7,2	7,4	11,5	15,4	29,1
121	2,9	0,3	0,3	0,6	0,4	0,7	2,2	12,8
122	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
124	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,5	0,4
131	0,0	0,0	0,0	0,9	0,1	1,2	37,7	13,0
132	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0
142	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
211	99,7	120,5	120,5	104,2	194,7	125,0	147,7	116,8
222	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3
231	31,8	34,7	34,7	13,0	17,3	10,7	10,0	11,1
243	5,7	10,0	10,0	7,2	3,0	1,8	10,1	4,3
311	18,2	10,3	10,3	15,2	3,1	4,3	4,7	9,6
312	62,8	54,0	54,0	72,5	17,0	80,1	10,2	22,8
313	7,9	6,5	6,5	23,3	1,0	7,5	4,2	12,5
321	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1
324	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9
411	0,0	1,1	1,1	0,0	0,0	2,2	0,0	0,5
511	3,4	2,0	2,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0
512	2,2	0,0	0,0	0,3	0,6	0,0	1,4	8,1

Flächenstatistik Dilltal/Haiger – Westerwald aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,3	0,0	0,0	0,1	0,3	0,0	0,4
112	28,1	38,9	81,7	64,9	70,9	91,8	61,1	99,6
121	0,0	3,2	9,4	2,8	2,1	8,2	5,0	10,0
122	0,0	0,0	0,4	0,0	0,4	1,1	0,0	1,2
124	0,0	0,3	0,0	0,5	0,0	0,3	2,3	0,0
131	0,4	0,5	1,3	3,7	1,4	2,0	5,0	0,0
132	0,0	0,0	0,3	0,7	0,0	0,4	0,0	0,3
141	0,0	0,0	0,0	351,2	0,0	0,7	0,0	0,0
142	0,4	0,4	0,5	0,0	2,0	0,9	1,6	0,0
211	54,5	196,9	48,9	135,4	229,0	289,9	108,4	42,8
222	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	0,0	0,0
231	148,3	143,4	137,1	57,8	146,9	123,4	331,0	213,7
242	81,7	53,3	98,6	10,8	51,0	59,1	61,8	70,4
243	16,8	8,6	26,3	160,3	25,8	23,4	31,5	12,7
311	118,5	200,1	118,0	99,9	300,1	226,7	139,5	207,1
312	407,4	215,4	224,6	94,9	40,2	37,1	119,1	146,5
313	125,4	116,9	222,9	0,4	110,0	107,3	97,6	174,8
321	0,3	0,6	0,7	0,5	2,1	2,2	14,6	0,1
322	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
324	0,7	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,4	0,0
333	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
411	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
512	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,8	2,6	1,9

Flächenstatistik Dilltal/Haiger – Westerwald aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
112	7,5	13,5	21,0	14,9	23,7	7,0	14,6	34,0
121	0,0	1,6	4,0	0,5	0,8	0,1	2,4	5,7
122	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
124	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0
131	0,4	0,5	0,3	0,8	0,3	0,0	0,6	0,0
132	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,4	0,0	0,3
142	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,7	0,0
211	1,7	10,7	5,0	65,0	9,8	34,6	5,1	2,6
231	59,0	38,5	29,7	37,0	55,0	40,4	88,7	30,8
242	12,4	17,1	12,4	24,4	17,0	13,9	8,9	3,7
243	2,6	2,4	0,8	3,4	13,6	13,9	11,0	1,3
311	25,7	74,9	76,2	52,6	72,3	84,5	38,6	86,2
312	120,2	53,5	66,7	16,0	11,3	9,5	37,7	51,9
313	16,1	32,2	28,1	31,2	39,9	40,0	26,2	28,4
321	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0
324	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,4	0,0
512	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,8	0,7	0,0

Flächenstatistik Schmalleberg – Rothaargebirge aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,3	0,0	0,3	0,0	0,3	0,4	0,0
112	47,5	29,6	82,1	23,6	46,3	34,8	97,0	49,6
121	1,6	1,7	7,7	0,8	1,6	2,4	11,4	3,0
122	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4
124	2,2	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3	0,0	0,4
131	8,2	1,5	2,4	0,4	1,8	0,3	0,3	1,1
132	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,5	0,0
133	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
141	0,4	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
142	0,0	0,3	1,1	1,8	0,0	0,4	0,7	0,3
211	492,5	297,2	268,6	289,0	58,5	256,3	28,1	125,1
231	79,9	98,5	85,8	103,2	167,0	139,0	131,5	92,0
242	27,2	99,9	45,9	71,5	67,5	41,2	78,9	115,7
243	7,8	17,4	18,0	12,6	13,5	8,0	11,5	35,1
311	107,5	179,4	145,1	166,5	226,1	194,6	151,3	49,1
312	120,7	138,5	170,5	130,3	293,7	204,6	303,8	233,0
313	87,3	111,1	133,1	170,2	106,6	96,2	162,8	266,6
321	0,0	1,3	4,3	2,5	0,0	0,6	1,1	0,3
322	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
324	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,5	0,0	0,0
512	0,0	2,7	14,2	10,4	0,0	0,0	2,2	9,9

Flächenstatistik Schmalleberg – Rothaargebirge aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
112	9,4	9,9	8,4	6,1	8,4	5,6	9,2	7,1
121	0,9	0,1	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
131	0,4	0,0	0,2	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0
142	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0
211	41,1	38,7	44,9	39,0	9,2	28,7	13,7	24,2
231	23,3	24,1	32,7	34,4	43,0	32,8	29,2	33,8
242	7,1	16,5	24,4	27,5	22,5	11,6	17,9	45,8
243	1,4	5,4	9,8	3,6	2,0	3,9	2,1	10,9
311	36,0	33,3	19,3	30,9	35,1	65,9	25,0	5,5
312	77,6	63,6	45,1	56,1	108,0	68,8	125,8	57,4
313	48,4	51,7	57,6	47,5	17,3	26,8	21,7	60,6
321	0,0	1,3	0,0	0,2	0,0	0,0	0,3	0,0
322	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
324	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,5	0,0	0,0
512	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Flächenstatistik Trier/Morbach – Hunsrück aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,6
111	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,8
112	21,7	16,5	30,9	33,0	56,7	38,8	33,9	52,0
121	0,6	2,3	2,1	0,7	2,0	2,1	1,0	6,9
122	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,7	0,7
123	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
124	3,4	3,6	4,7	2,8	0,4		0,3	4,4
131	0,0	0,0	0,3	1,7	1,0	2,7	0,7	0,6
132	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7
141	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
142	0,0	0,3	0,0	2,4	0,0	0,0	0,5	0,4
211	323,4	381,5	211,8	323,8	275,6	350,1	170,8	252,5
221	49,9	6,6	38,8	42,9	4,4	0,0	5,2	72,7
222	1,2	1,0	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8
231	42,8	93,1	186,9	67,1	156,8	124,6	135,1	121,2
242	26,4	26,7	75,3	66,3	100,9	39,7	52,9	59,7
243	9,9	7,0	10,4	25,5	63,7	53,3	39,1	20,6
311	229,6	81,8	102,9	178,8	148,4	165,8	176,6	129,8
312	43,4	114,6	82,6	39,5	37,8	29,2	177,9	118,8
313	212,3	239,6	226,2	192,0	127,6	129,9	184,1	114,7
321	2,6	2,2	0,0	0,8	0,2	24,6	1,2	1,5
322	0,0	0,0	0,7	1,8	1,1	12,3	0,0	0,0
324	3,1	0,5	0,9	4,6	4,4	7,2	0,3	1,7
511	12,3	2,0	3,8	0,0	0,0	0,0	0,4	10,4
512	0,3	0,0	0,6	0,0	1,3	0,1	1,1	0,0

Flächenstatistik Trier/Morbach – Hunsrück aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
112	5,5	4,7	12,0	7,7	19,0	19,0	3,3	5,3
121	0,6	0,0	0,4	0,0	1,2	1,2	1,0	0,2
124	0,6	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
131	0,0	0,0	0,0	0,6	0,7	0,7	0,0	0,0
142	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
211	57,2	102,7	45,9	68,3	27,9	27,9	21,8	36,3
221	25,5	0,0	38,3	0,0	0,0	0,0	0,0	32,8
222	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
231	17,7	34,0	36,5	33,2	32,2	32,2	35,6	37,1
242	5,9	4,5	11,8	15,2	11,5	11,5	11,1	10,0
243	1,8	0,9	0,8	2,8	3,9	3,9	2,6	3,1
311	54,2	8,4	35,2	42,1	46,5	46,5	42,2	47,5
312	22,5	42,4	19,0	22,2	15,2	15,2	85,9	25,0
313	48,6	43,3	38,8	53,8	60,2	60,2	42,1	43,2
321	1,3	0,0	0,0	0,0	18,3	18,3	0,0	0,8
322	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	4,0	0,0	0,0
324	0,0	0,0	0,9	0,0	4,3	4,3	0,0	0,0
511	4,2	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2
512	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0

Flächenstatistik Wassertrüdingen – Fränkisches Keuper-Lias-Land aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,0	0,3	0,3	0,5	0,0	0,3	0,3
112	29,5	55,6	22,5	28,4	32,7	34,3	44,6	28,4
121	1,4	3,2	1,3	1,9	3,9	1,7	4,1	2,8
122	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
124	0,8	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
131	0,0	1,4	0,1	3,8	0,9	5,9	0,4	0,3
132	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0
133	0,0	9,1	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,3
141	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
142	0,6	0,6	0,0	0,7	0,0	0,0	0,3	0,6
211	347,0	216,5	424,4	471,6	549,4	413,9	335,0	243,5
222	1,2	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
231	104,4	113,5	126,7	125,6	82,4	97,9	124,9	185,0
242	182,1	182,6	159,8	21,0	80,8	74,1	75,8	156,0
243	22,7	24,3	13,2	11,1	10,1	8,8	5,6	15,0
311	9,7	2,7	11,3	44,1	57,3	85,9	95,5	2,8
312	241,8	344,9	120,4	179,0	37,2	106,2	114,8	255,5
313	38,0	14,0	98,3	87,4	117,0	144,3	177,5	89,6
321	2,6	0,3	1,5	4,7	1,5	0,6	1,3	0,7
322	0,0	1,2	0,4	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
324	0,0	0,0	0,0	1,3	0,8	1,1	0,0	0,0
411	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
412	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0
511	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	2,0	0,0	0,0
512	0,3	8,2	0,0	0,0	2,1	3,8	0,6	0,7

Flächenstatistik Wassertrüdingen – Fränkisches Keuper-Lias-Land aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,3
112	6,8	10,8	7,9	6,2	9,5	7,6	4,3	4,4
121	0,0	0,0	0,3	0,5	1,7	0,0	0,0	0,9
131	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0
133	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
211	95,4	103,6	99,7	126,2	180,2	112,5	156,6	97,1
231	33,6	42,5	26,4	50,5	38,4	38,3	18,2	48,3
242	38,4	11,3	35,0	5,2	2,2	4,6	18,0	22,9
243	8,0	1,0	5,1	1,5	0,0	3,6		6,2
311	1,9	2,7	0,7	19,2	2,5	8,7	0,2	0,8
312	51,4	56,0	59,8	6,5	6,4	35,1	14,6	48,8
313	9,7	9,8	8,5	27,7	3,7	34,7	33,6	15,0
321	0,0	0,0	1,5	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0
322	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
411	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
512	0,3	7,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7

Flächenstatistik Belziger Vorfläming – Fläming aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 50 km

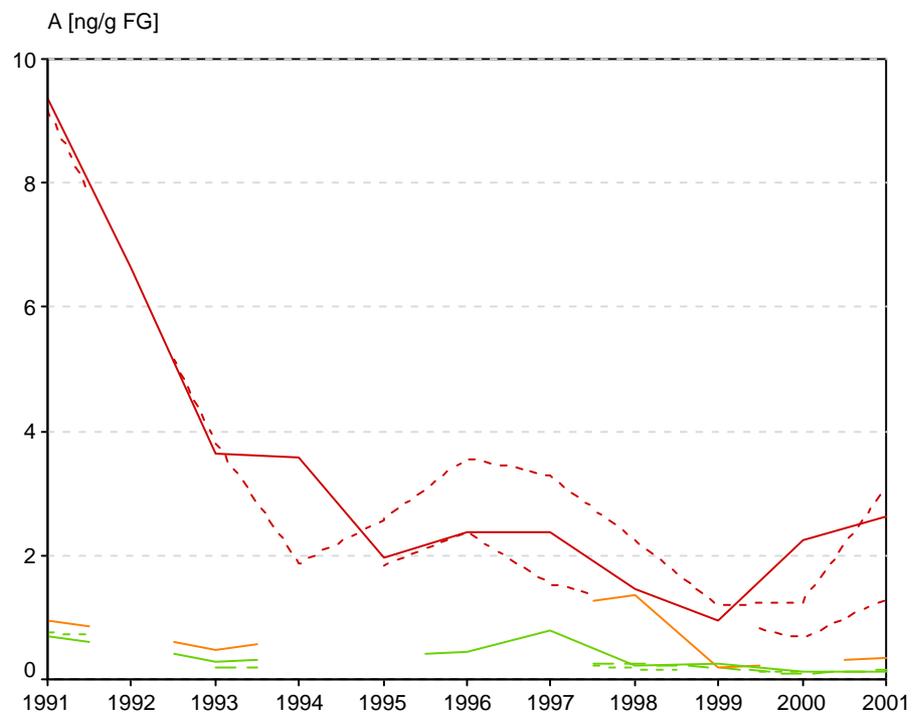
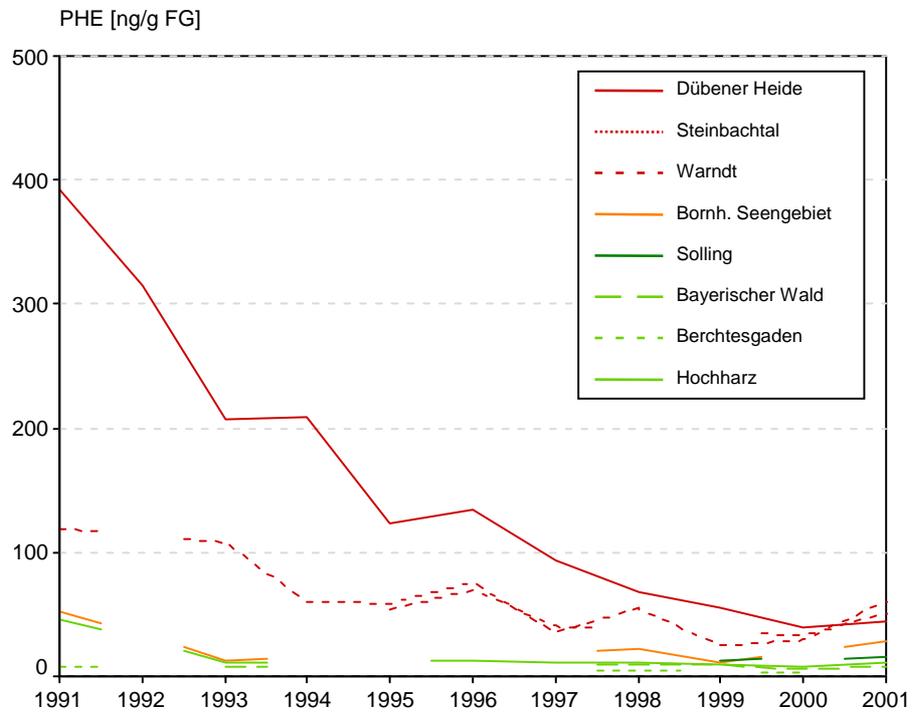
CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S	SO	SW	W
111	0,5	0,5	0,0	0,0	0,3	0,0	1,4	0,4
112	45,2	85,9	26,9	35,4	45,6	24,4	49,9	25,5
121	10,6	4,1	2,7	2,4	9,3	5,8	12,0	1,5
122	0,3	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
124	4,5	0,0	0,0	2,2	0,0	1,9	6,4	0,0
131	0,0	1,4	0,0	0,9	11,9	0,0	0,3	0,4
132	0,0	1,4	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0
133	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
141	0,3	5,0	0,0	0,3	0,0	0,4	2,3	0,0
142	3,5	5,1	0,8	1,5	0,4	0,0	1,6	0,3
211	390,4	230,2	431,5	395,9	376,3	595,8	461,8	496,3
222	6,0	90,3	0,0	0,0	1,7	2,2	0,5	0,3
231	138,1	100,0	146,3	111,9	69,8	47,8	76,8	44,7
242	0,0	7,7	0,0	2,5	1,1	0,0	0,0	0,7
243	13,7	9,4	11,2	3,9	29,9	20,5	20,0	16,2
311	38,9	45,3	15,1	24,0	56,6	3,4	60,4	27,8
312	246,8	287,1	325,7	320,7	316,6	231,1	224,1	278,1
313	15,0	30,8	11,5	14,7	31,4	9,5	46,1	21,9
321	9,4	14,4	1,0	35,5	0,0	2,1	2,3	44,1
322	0,4	1,6	0,0	7,4	19,5	28,5	5,7	11,2
324	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	7,6
331	0,0	0,6	0,0	10,7	0,0	0,0	0,0	0,8
333	1,0	0,7	0,0	5,1	0,0	1,7	0,0	1,2
411	10,3	3,2	0,7	0,7	0,6	2,2	2,0	0,0
511	8,7	0,8	5,1	5,5	5,7	3,1	7,5	1,1
512	39,0	52,6	2,3		4,6	0,3	0,8	1,4

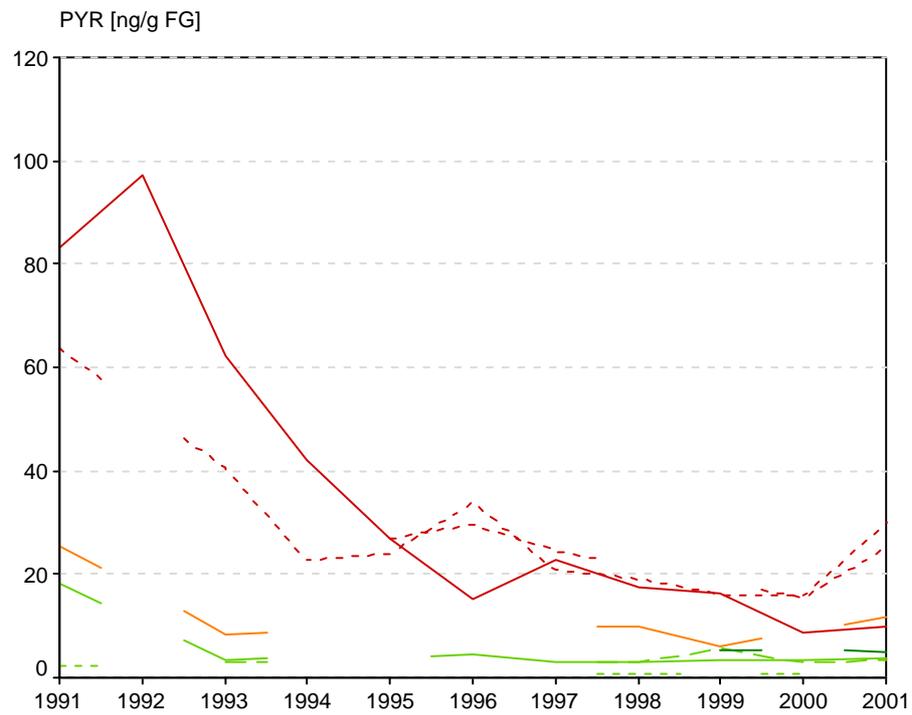
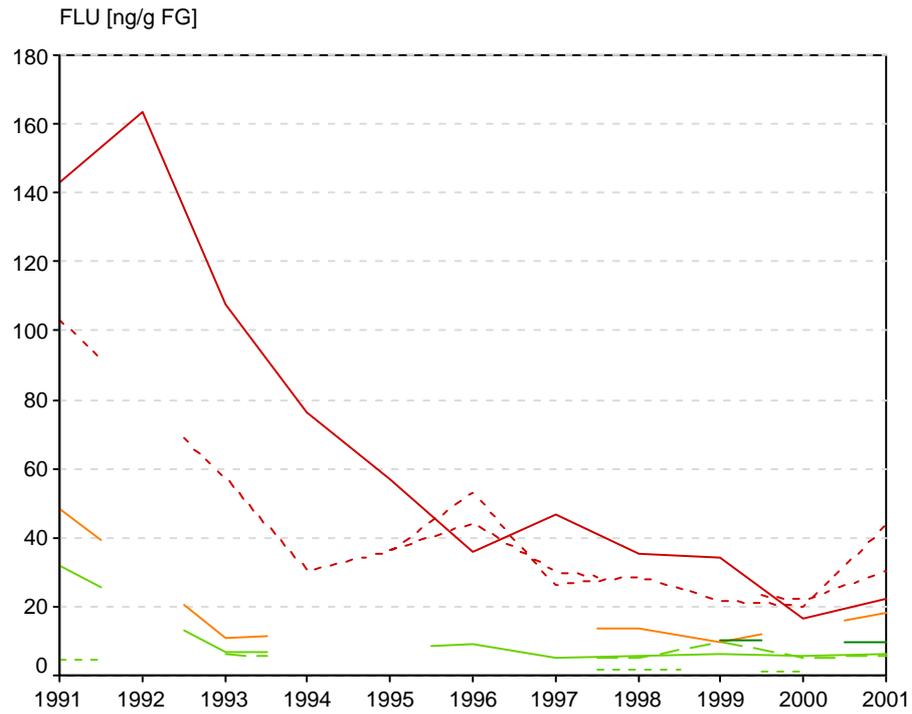
Flächenstatistik Belziger Vorfläming – Fläming aufgeteilt nach acht Sektoren – Radius 25 km

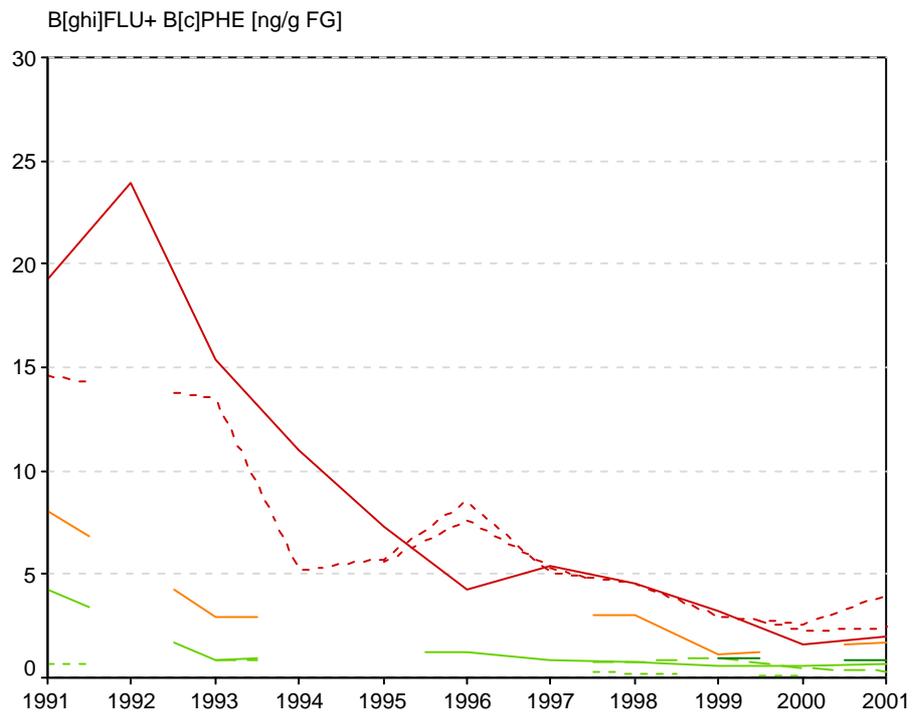
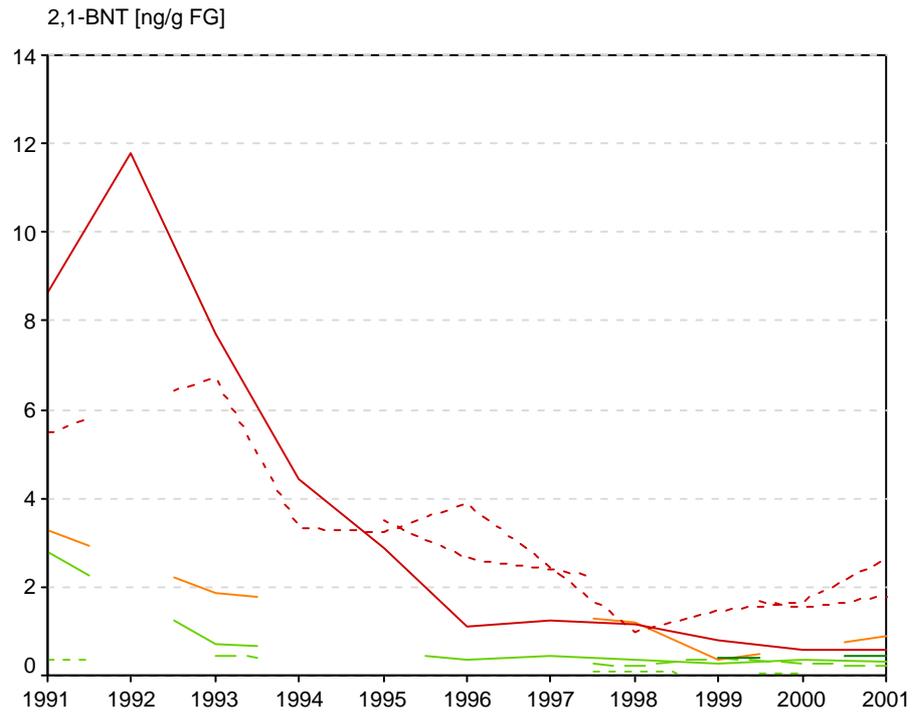
CORINE-Schlüssel	N	NO	NW	O	S			
112	5,7	7,5	3,4	9,1	1,9	2,9	5,4	4,7
121	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
124	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0
131	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
142	0,0	0,0	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
211	88,6	49,9	92,5	115,1	86,0	149,3	69,8	72,3
222	4,9	14,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3
231	18,4	37,1	33,0	31,7	2,3	1,9	10,6	3,3
243	0,3	1,5	0,7	0,6	2,5	3,3	1,5	2,2
311	10,9	4,6	0,2	2,9	3,7	0,2	13,3	7,2
312	107,7	113,9	112,1	84,2	144,8	85,6	134,6	104,0
313	1,7	3,3	2,3	0,7	4,1	0,5	9,8	5,0
321	2,4	8,1	1,0	0,1	0,0	0,0	0,0	30,9
322	0,0	1,6	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	6,0
324	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,6
331	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8
333	0,7	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2
512	4,3	1,2	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0

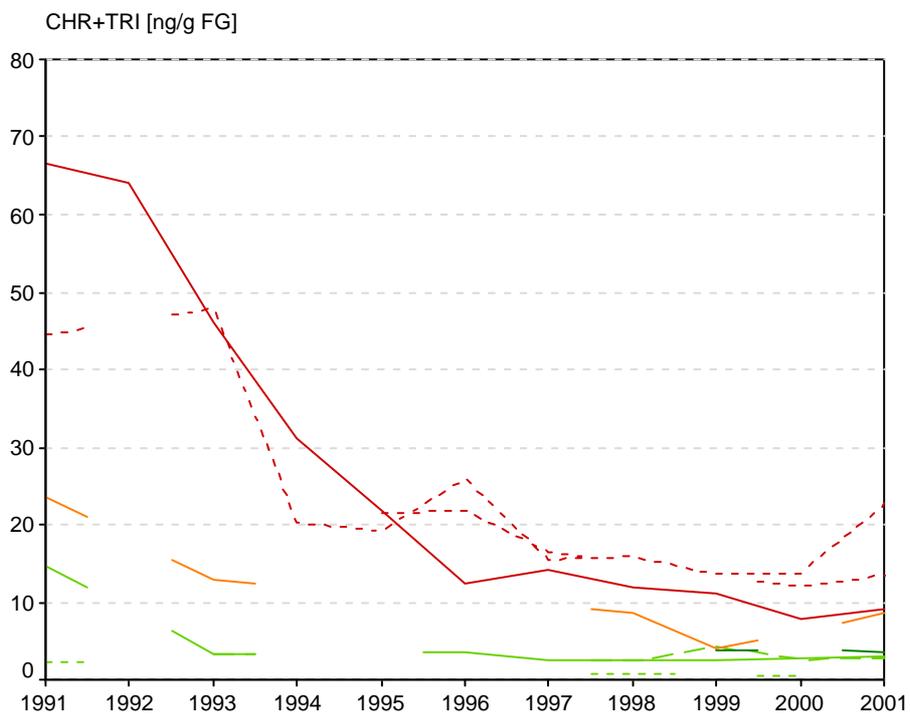
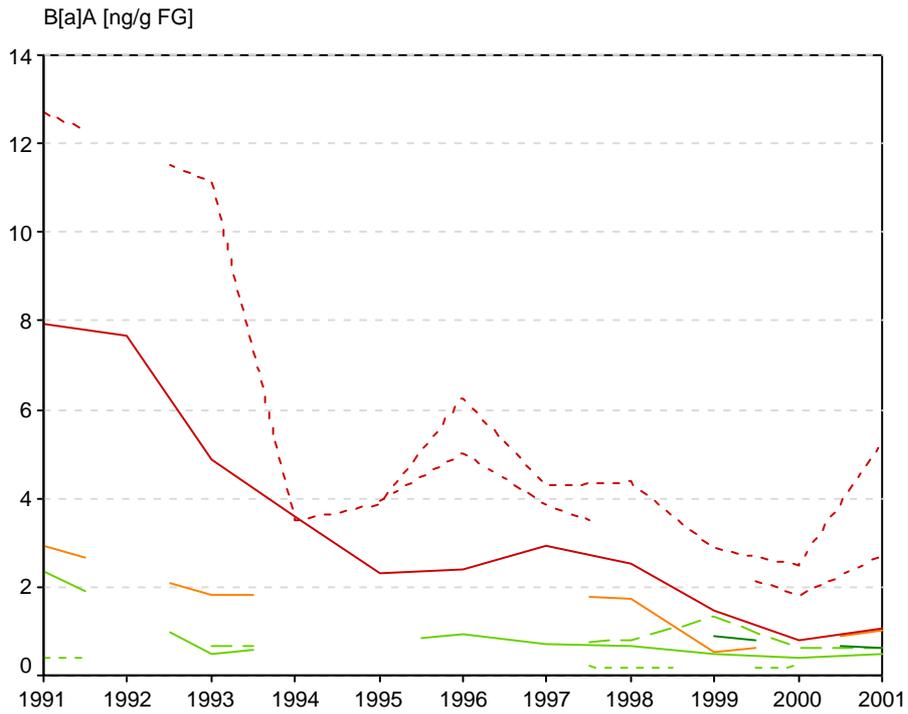
11.3 Anhang 3: Zeitreihen für die untersuchten PAK

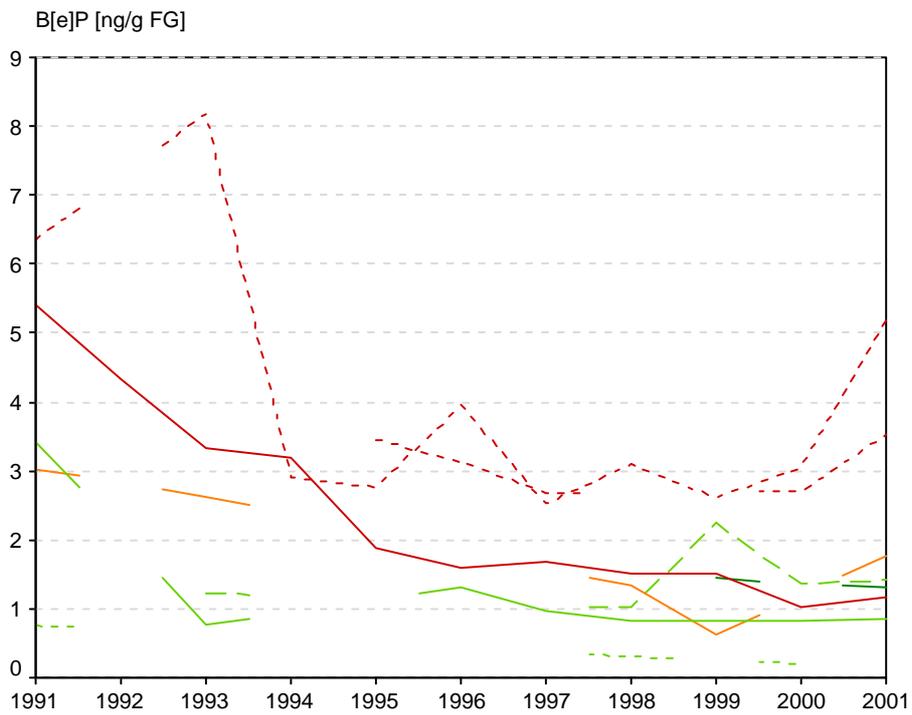
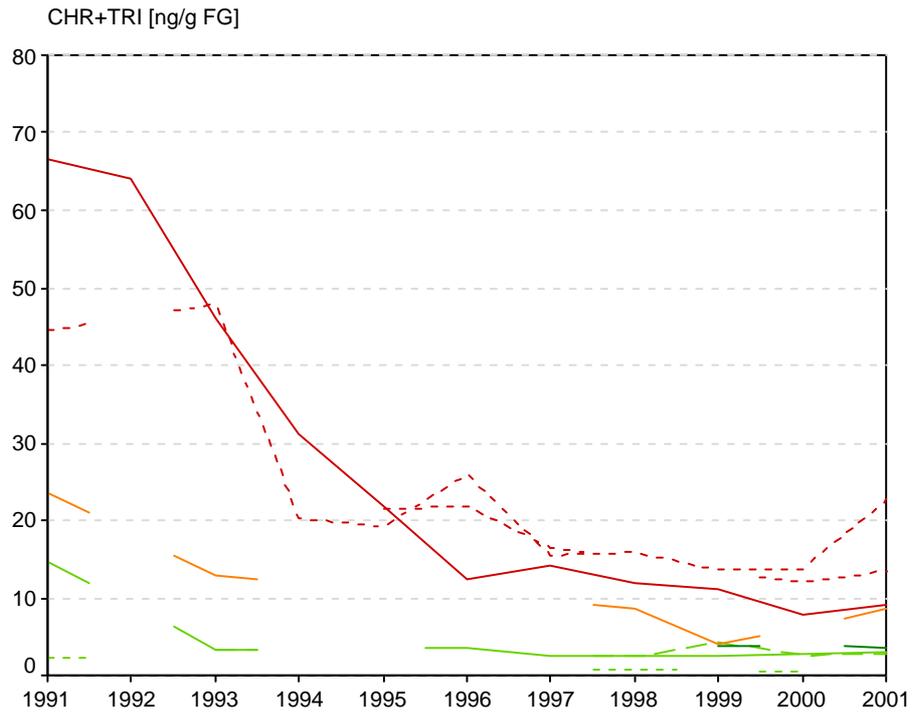
Die Legende für alle folgenden Abbildungen ist der ersten Abbildung dargestellt.

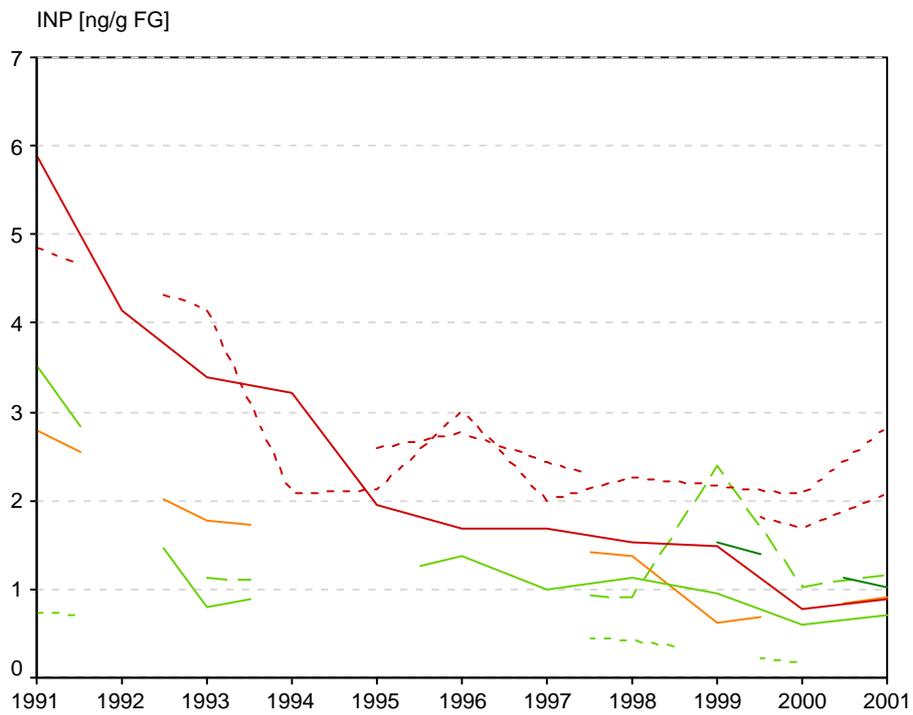
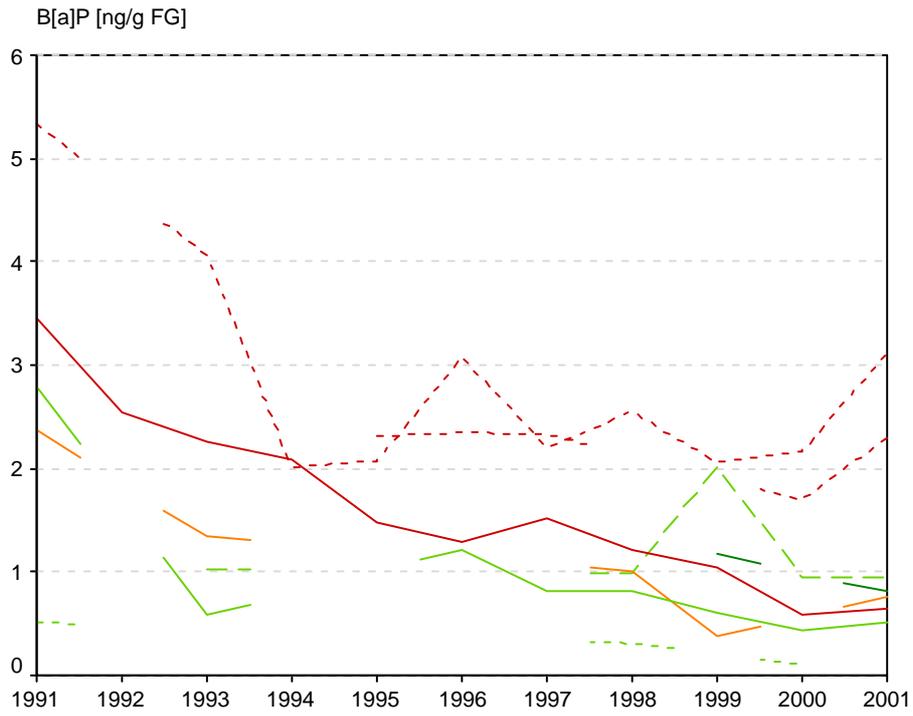


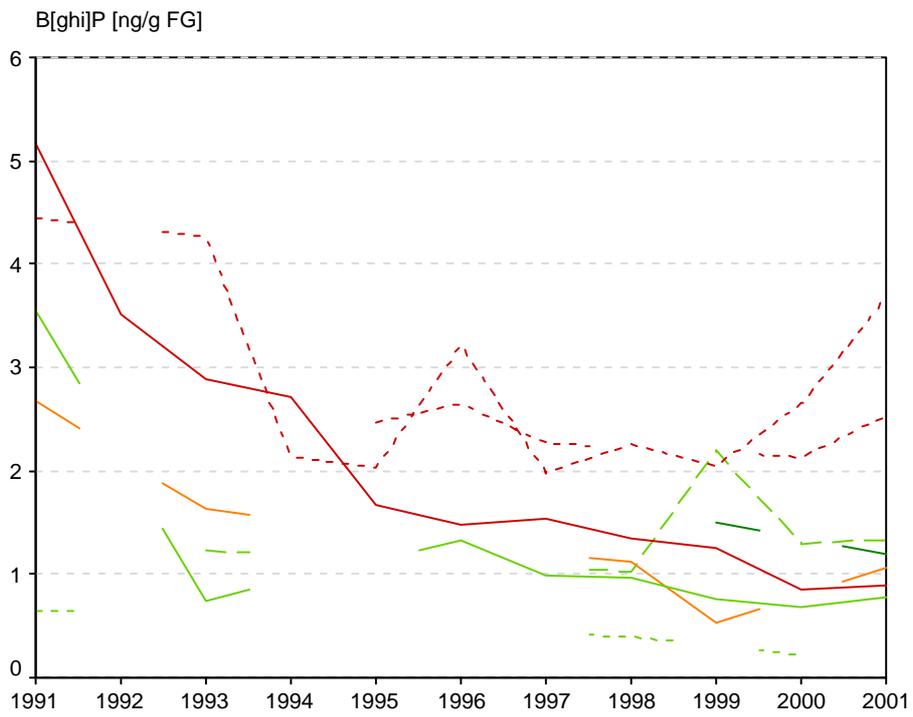
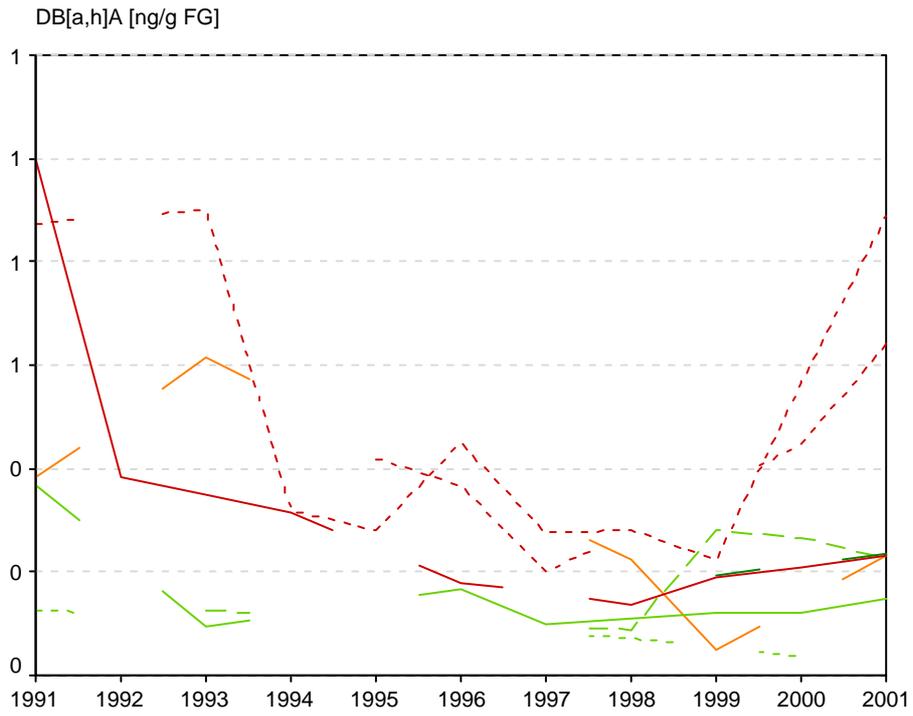


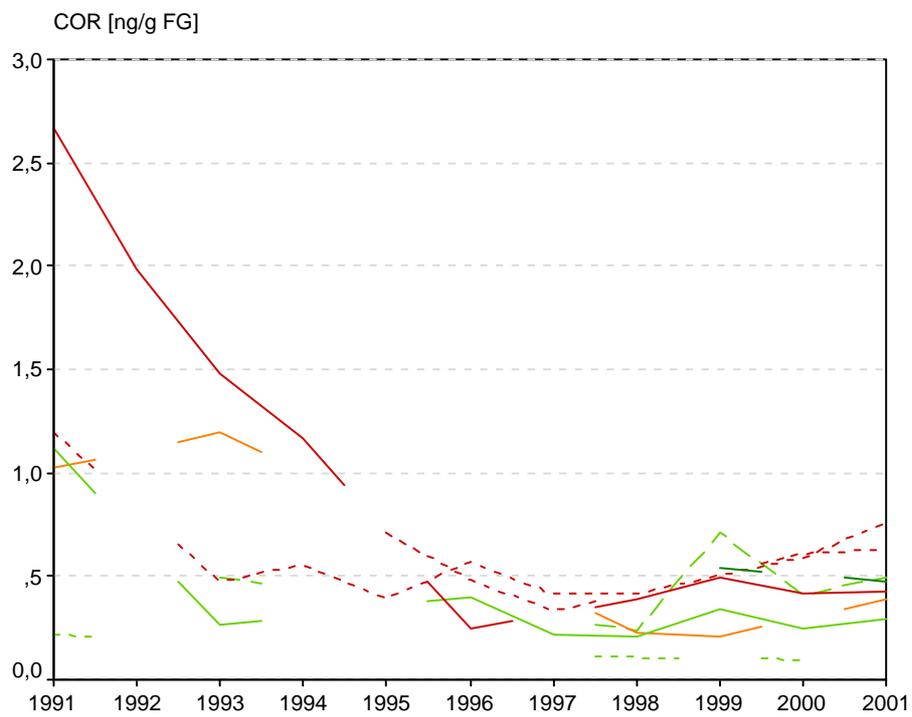
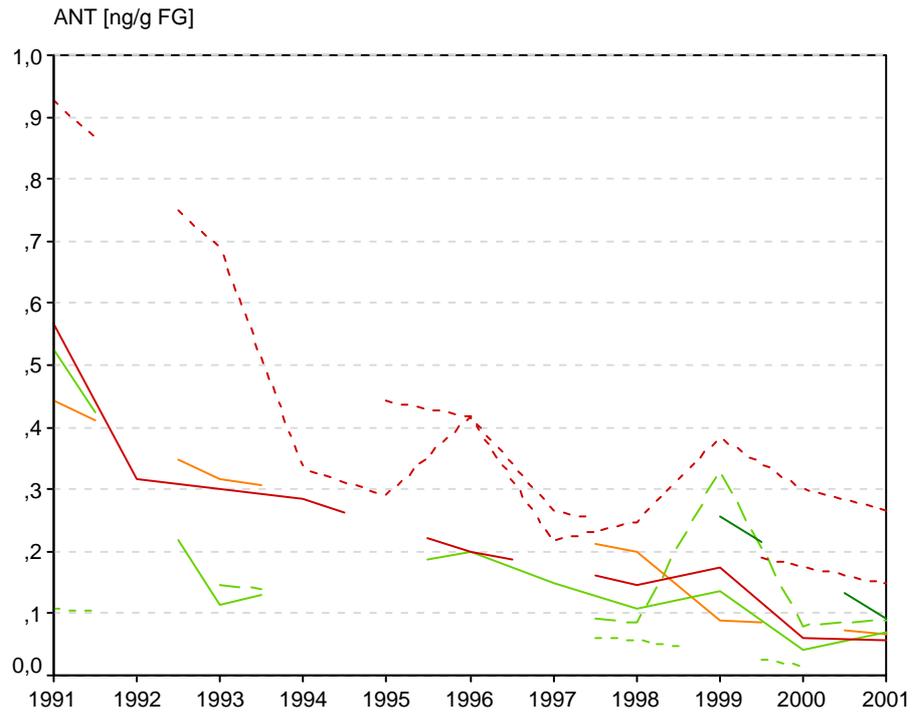












Lebenslauf

Persönliche Angaben

Name	Martina Bartel
Geburtsdatum	10. Oktober 1970 in Saarbrücken
Familienstand	ledig
Staatsangehörigkeit	deutsch

Schulausbildung

1981 – 1990	Besuch des Rotenbühlgyrnasiums in Saarbrücken bis zur Allgemeinen Hochschulreife
1977 – 1981	Besuch der Grundschule in Gersweiler

Studium

März 2001	Antrag auf Annahme als Doktorandin im Fachbereich VI
April 1998	Abschluss als Diplom-Geographin der Fachrichtung Biogeographie der Universität des Saarlandes
Diplomarbeit	Populationsgenetische Untersuchungen von Brassern (<i>Abramis brama</i> L.) aus dem Rhein zur Überprüfung der Repräsentativität von Umweltproben
1991 – 1998	Geographie-Studium an der Universität des Saarlandes mit folgenden Schwerpunkten: <ul style="list-style-type: none">• Biogeographie mit den Schwerpunkten (Bio-)Monitoring und Bioindikation• Anthropogeographie mit den Schwerpunkten Naturschutz und Landschaftspflege, Orts-, Regional- und Landesplanung, Raumordnung
1990 – 1991	Studium der Kunst- und Altertumswissenschaften an der Universität des Saarlandes

Berufserfahrung

ab August 2000	wissenschaftliche Mitarbeiterin an der Universität Trier im Fachbereich VI – Geographie/Geowissenschaften
Mai 1998 – Juli 2000	wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Biogeographie (Saarbrücken) im Rahmen des Forschungsprojekts „Erstellung gebietsbezogener Probenahmepläne und Vorbereitung der Routineprobenahme für die neuen Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes“ des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Juli 1993 – April 1998	wissenschaftliche Hilfskraft im Rahmen des Projekts „Umweltprobenbank des Bundes“ am Institut für Biogeographie, Saarbrücken
