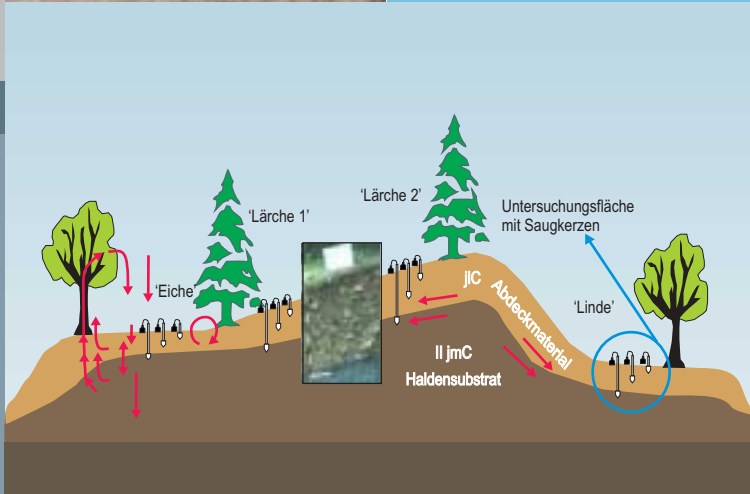


Bodenkunde Landschaftsökologie Quartärforschung



**Monitoringflächen
in Waldökosystemen Bayerns
zur Überwachung anthropogen
induzierter Radionuklid-Aktivitäten
am Beispiel von Radiocäsium**

**GIS-gestützte Konzeptionierung
und Umsetzung
anhand zweier Praxisbeispiele**



Jennifer WINKELBAUER

2008



Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung

Herausgegeben von JÖRG VÖLKELE
Band 14

WINKELBAUER, JENNIFER

Monitoringflächen in Waldökosystemen Bayerns zur
Überwachung anthropogen induzierter Radionuklid-Aktivitäten
am Beispiel von Radiocäsium

-

GIS-gestützte Konzeptionierung und deren Umsetzung
anhand zweier Praxisbeispiele

2008

Alle Rechte vorbehalten

Technische Universität München
Extraordinariat für Geomorphologie und Bodenkunde
Univ.-Prof. Dr. rer.nat. Jörg Völkel

Vorwort

Diese Diplomarbeit entstand am Institut für Geographie, Professur für Landschaftsökologie und Bodenkunde, an der Universität Regensburg unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. Jörg Völkel. Die Zielsetzung dieser Arbeit ist Teil des Forschungsvorhabens „Monitoring zur Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden“ im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz gemäß Bewilligungsschreiben vom 23.06.2006, AZ. 96f-U8803.03-2005/1-5.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Jörg Völkel für die Bereitschaft, mich mit diesem Projekt zu betrauen, sowie für die umfassende fachliche und organisatorische Unterstützung während des gesamten Umsetzungszeitraums.

Ebenso besonderer Dank für die umfassende Betreuung und Beratung hinsichtlich methodischer und fachlicher Probleme sowie der Unterstützung bei Geländearbeiten gilt Herrn PD Dr. Matthias Leopold.

Den Damen Frau Dr. Kerstin Hürkamp und Frau Tanja Lutter sei für die hilfsbereite Unterstützung im Zuge der durchgeführten Laboranalysen gedankt.

Des Weiteren ausdrücklich bedanken möchte ich mich bei allen Personen an den zuständigen Ämtern und Institutionen, ohne deren Entgegenkommen die Ausführung dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Dank gilt im Einzelnen:

Frau Margret Möges und Herrn Christian Fuhrmann sowie den Herren Bernhard Müller und Bernhard Preiß von den Bayerischen Staatsforsten für die überaus zuvorkommende Hilfsbereitschaft und die großzügige Bereitstellung umfassender forstkundlicher Datensätze,

Herrn Dipl.-Geogr. Alfred Schubert von der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft für die Aushändigung der Koordinaten zu den Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LWF,

den Herren Dr. Michael Joneck, Dr. Bernd Schilling, Dr. Timo Spörlein, Michael Außendorf und Joachim Nittka vom Bayerischen Landesamtes für Umwelt für ihre Kooperation und die Bereitstellung der benötigten Datensätze zu den Boden-Dauerbeobachtungsflächen im Verantwortungsbereich der LfU sowie zum Moos-Messnetz,

Herrn Dr. Martin Bleher vom Bundesamt für Strahlenschutz für die Bereitstellung der Koordinaten und ergänzender Informationen zum Messnetz des Integrierten Mess- und Informationssystems (IMIS) zur Überwachung der Ortsdosisleistung.

Besonderer Dank an dieser Stelle insbesondere auch an Herrn Ministerialrat a. D. Dr. Rudolf Dehos für die umfassende fachliche Unterstützung des gesamten Forschungsvorhabens.

– Inhaltsverzeichnis –

Abbildungsverzeichnis.....	XI
Abkürzungsverzeichnis.....	XIII
1. Einleitung	1
2. Zielsetzung und Inhalt der Arbeit	2
3. Stand der Wissenschaft.....	4
3.1. ¹³⁷ Cs in Waldökosystemen	4
3.2. Anforderungen an Konzepte zur Überwachung der Radiocäsiumkontamination.....	8
3.3. Anwendungen von Geoinformationssystemen auf dem Forschungsfeld der Radioökologie	10
3.4. Bestehende Monitoringprogramme zur Radioaktivitätsüberwachung in Bayern.....	13
3.4.1. Bundesweites Messnetz IMIS.....	13
3.4.2. Überwachung der Bodenkontamination in Bayern	14
4. Methodik.....	17
4.1. Übersicht.....	17
4.2. Methoden zur GIS-gestützten Auswahl der Monitoringflächen.....	17
4.2.1. Vorteile einer GIS-basierten Flächenauswahl	17
4.2.2. Kriterienkatalog zur Ermittlung geeigneter Monitoringflächen	18
4.2.2.1. Zentrale Kriterien gemäß Handlungsvorgabe	19
4.2.2.2. Ergänzende Kriterien gemäß Handlungsvorgabe	22
4.2.2.3. Sonstige Kriterien	23
4.2.3. Datenbankerstellung.....	25
4.2.3.1. Prozessprinzip	25
4.2.3.2. Naturräumliche Einheiten	26
4.2.3.3. Relief	27
4.2.3.4. Bestandsart	28
4.2.3.5. Arealgröße und Flächenhomogenität.....	29
4.2.3.6. Größe des Waldbestandes	29
4.2.3.7. Ausschluss der mechanischen Verlagerung	29
4.2.3.8. Zugänglichkeit der Fläche.....	30
4.2.3.9. Staatswald.....	30
4.2.3.10. Hinterlegung der Flächen mit Informationen zur Landschaftsökologie	30
4.2.3.11. Nähe zu bestehenden Messnetzen der Radioaktivitätsüberwachung	32

4.2.3.12. Nähe zu bestehenden Messnetzen im Aufgabenbereich des Umweltmonitorings..	34
4.2.3.13. Gleichmäßige Verteilung im Raum	37
4.2.3.14. Zuordnung zu administrativen Einheiten	37
4.2.4. Strukturierung des Auswahlprozesses.....	38
4.2.4.1. Anzahl der Flächen.....	38
4.2.4.2. Auswahlverfahren.....	38
4.3. Methoden zur Analyse der Untersuchungsgebiete	42
4.3.1. Geländeaufnahme	42
4.3.1.1. Verortung der Untersuchungsgebiete	42
4.3.1.2. Probennahme	42
4.3.2. Laboranalytische Methoden.....	44
4.3.2.1. Probenaufbereitung	45
4.3.2.2. Bodenchemische Analysen	45
4.3.2.3. Gammaskopimetrische Radionuklidmessung.....	46
5. Beschreibung der Untersuchungsgebiete.....	48
5.1. Untersuchungsgebiet Schrobenhausen.....	48
5.1.1. Naturraum Donau-Isar-Hügelland.....	49
5.1.2. Einordnung des Untersuchungsgebietes in den Naturraum	51
5.2. Untersuchungsgebiet Schwarzach	52
5.2.1. Naturraum Vorderer Bayerischer Wald	53
5.2.2. Einordnung des Untersuchungsgebietes in den Naturraum	55
6. Ergebnisse	56
6.1. Ausgewählte Monitoringflächen	56
6.1.1. Grundsätzliche Verteilung der Monitoringflächen.....	56
6.1.2. Analyse der Monitoringflächen bezüglich der angewandten Auswahlkriterien.....	57
6.2. Erhobene Gelände- und Laborbefunde.....	62
6.2.1. Feldbodenkundliche Erläuterungen zu den entnommenen Bodenmonolithen.....	62
6.2.1.1. Untersuchungsgebiet Schrobenhausen	62
6.2.1.2. Untersuchungsgebiet Schwarzach.....	65
6.2.2. Ergebnisse der Laboranalytik	68
6.2.2.1. Untersuchungsgebiet Schrobenhausen	68
6.2.2.2. Untersuchungsgebiet Schwarzach.....	71
7. Diskussion.....	75
7.1. Bewertung der GIS-gestützten Flächenauswahl	75
7.1.1. Auswahlkriterien	75

7.1.2. GIS-Datenbank.....	78
7.1.3. Zwischenresümee	80
7.2. Repräsentativität der Untersuchungsgebiete im Hinblick auf die zugrunde liegenden Naturräumlichen Einheiten	81
7.2.1. Untersuchungsgebiet Schrobenhausen	81
7.2.2. Untersuchungsgebiet Schwarzach	82
7.2.3. Zwischenresümee	82
7.3. Radiocäsiumkontamination in den Untersuchungsgebieten.....	83
7.3.1. Bodenökologische Voraussetzungen.....	83
7.3.2. Zusammenhang zwischen der Radiocäsiumkontamination und den boden- ökologischen Voraussetzungen.....	84
7.3.3. Gegenüberstellung der Radiocäsiumkontamination in den beiden Untersuchungsgebieten.....	85
7.3.4. Zwischenresümee	88
7.4. Beprobungsmethoden	90
8. Zusammenfassung und Ausblick.....	92
Literaturverzeichnis	95

Anhang

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Methodischer Aufbau der Arbeit	17
Abb. 2: Gliederung des Kriterienkatalogs	19
Abb. 3: Beprobungsschema - Anzahl und Art der Monitoringflächen je Relieftyp.....	21
Abb. 4: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung der <i>relevanten Höhenklassen</i>	27
Abb. 5: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung der Kriterien <i>Hangneigung, Bestandsart und Flächenzugänglichkeit</i>	28
Abb. 6: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung des Kriteriums <i>Größe des Waldbestandes</i>	29
Abb. 7: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung des Kriterienkomplexes <i>Hinterlegung der Flächen mit Informationen zur Landschaftsökologie</i>	31
Abb. 8: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung der Kriterienkomplexe <i>Nähe zu bestehenden Messnetzen der Radioaktivitätsüberwachung und Nähe zu bestehenden Messnetzen im Aufgabebereich des Umweltmonitorings</i>	34
Abb. 9: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung des Kriteriums <i>Zuordnung zu administrativen Einheiten</i>	37
Abb. 10: Räumliche Verschränkung der Informationen durch stufenweise Überlagerung der angefertigten Datensätze (Layer).....	39
Abb. 11: Strukturierung der beiden Auswahlverfahren nach Kriterienliste 1 und 2.....	41
Abb. 12: Untersuchungsgebiet Schrobenhausen.....	51
Abb. 13: Untersuchungsgebiet Schwarzach	55
Abb. 14: Erläuterung der Entfernungskategorien.....	59
Abb. 15: Entnahmestellen der Bodenmonolithen in den beiden Untersuchungsgebieten Schrobenhausen und Schwarzach.....	65
Abb. 16: Bodenmonolith SR1-1: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis).....	69
Abb. 17: Bodenmonolith SR1-2: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis).....	70
Abb. 18: Bodenmonolith SR1-3: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis).....	71

Abb. 19: Bodenmonolith SW1-1: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis).....	72
Abb. 20: Bodenmonolith SW1-2: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis).....	73
Abb. 21: Bodenmonolith SW1-3: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis).....	74
Abb. 22: Ermittelte ^{137}Cs -Gehalte nach Beprobungsart, Untersuchungsgebieten und Horizonten.....	86
Abb. 23: Vergleichende Darstellung der Radiocäsiumkontamination nach Horizonten für das Untersuchungsgebiet Schrobenshausen und Schwarzach.....	87

Abkürzungsverzeichnis

AVV – IMIS	Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz
BayFORKLIM	Bayerischer Klimaforschungsverbund
BayGLA / GLA	Bayerisches Geologisches Landesamt
BayLBP/ LBP	Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau
BayLfL / LfL	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
BayLfU / LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
BayLWF / LWF	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
BaySF	Bayerische Staatsforsten
BayStMUGV	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz
BDF	Boden-Dauerbeobachtungsfläche(n)
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BMJ	Bundesministerium für Justiz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
GRABEN	Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern
IAEO	Internationale Atomenergieorganisation
IMIS	Integriertes Mess- und Informationssystem
ODL	Ortsdosisleistung
PARK	Programmsystem zur Abschätzung und Begrenzung radiologischer Konsequenzen

1. Einleitung

Der anthropogen induzierte Eintrag künstlicher Radionuklide in die Umwelt kann die betroffenen Ökosysteme in erheblichem Maße beeinträchtigen. Probleme, die daraus erwachsen, können unterschiedlichster, sowohl kurzfristiger als auch langfristiger Natur sein. Maß und Dauer der Strahlenbelastung richten sich dabei nach der Halbwertszeit, der Zerfallsart und den grundlegenden biochemischen Eigenschaften der vorliegenden Radionuklide. Das größte aktuelle Belastungspotential in den Böden Mitteleuropas stellt nach allgemein gültiger Auffassung das radioaktive Isotop ^{137}Cs dar, das bereits während der Kernwaffentests in den 50er und 60er Jahren, jedoch insbesondere durch den Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahre 1986 in erheblichem Maße in die Umwelt eingetragen wurde. Aufgrund seiner vergleichsweise langen Halbwertszeit und seiner besonderen chemischen Beschaffenheit führt es anders als Radionuklide mit akut schädigender Wirkung wie ^{131}I auch auf lange Sicht zu einer erheblichen Strahlenbelastung der Umwelt (HOHMANN & HUCKSCHLAG 2005; RIESEN 2002; BUNZL et al. 2001; FIELITZ 2001; KRUYTS et al. 2000; DECORT et al. 1998). Entgegen anfänglicher Prognosen unterliegt ^{137}Cs häufig nicht der Tiefenverlagerung im Bodenprofil, sondern verbleibt in den obersten Zentimetern der Pedosphäre. Eine schnelle Translokation aus der Biosphäre ereignet sich allenfalls auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, wo Radiocäsium nicht auf natürliche Weise, sondern durch die mechanische Bodenbearbeitung in den Mineralboden tiefenverlagert wird und dort längerfristig in für Pflanzen nicht verfügbarer Form an Tonminerale gebunden wird. Waldökosysteme hingegen unterscheiden sich in ihrem Langzeitverhalten deutlich von landwirtschaftlich genutzten Landschaften. Die Tiefenverlagerung von Radionukliden obliegt hier ausschließlich natürlichen Prozessen des Stofftransportes. Dabei kommt den organischen Auflagen eine wesentliche Bedeutung zu (KRUSE-IRMER & GIANI 2003; KRUYTS & DELVAUX 2002; VÖLKELE 2002). Radiocäsium verhält sich in chemischer Hinsicht analog zu dem für Organismen essentiellen Nährstoff Kalium. Da Radiocäsium in organischen Auflagehorizonten in hohem Maße bioverfügbar ist, bleibt es in den Stoffkreislauf und somit in die Nahrungskette eingebunden. Es kommt zu einer kontinuierlichen Kontamination der daran angegliederten Fauna und Flora. Dies belegen die nach wie vor sehr hohen Kontaminationswerte von Pilzen und Wildbret. Waldökosysteme weisen somit auf lange Sicht eine nicht unbeachtliche Radionuklidbelastung auf. Insbesondere wenn derart kontaminierte Ökosysteme anthropogen genutzt werden, kann sich für bestimmte Bevölkerungsgruppen ein erhebliches Belastungspotential/-risiko ergeben, das es in jedem Fall zu minimieren gilt. Damit ein Monitoringkonzept das Ausmaß und Verhalten der Radiokontamination in einem gegebenen Raum adäquat erfassen und gegebenenfalls auch prognostizieren kann, muss es der besonderen Stellung der Waldökosysteme unbedingt Rechnung tragen und somit spezielle Maßstäbe bei der Auswahl und Beprobung von

Monitoringflächen ansetzen. Um die charakteristischen Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Humusmächtigkeiten und – variabilitäten der organischen Auflagen in den zu untersuchenden Waldökosystemen wiedergeben zu können, bedarf es unbedingt eines Monitoringkonzeptes auf Basis einer landschaftsökologischen Regionalisierung, da das landschaftsökologische Faktorengefüge die zentrale Steuergröße hinsichtlich der Ausbildung der organischen Auflagen darstellt (VÖLKELE & LEOPOLD 2006). Bisherige Maßnahmen zur Überwachung der Umweltradioaktivität lassen diese Zusammenhänge jedoch zumeist außer Acht. Unter diesen Voraussetzungen kann nur bedingt von einer aussagekräftigen Erfassung der Radiocäsiumkontamination ausgegangen werden. Vor diesem Hintergrund steht die hier ausgeführte Arbeit.

2. Zielsetzung und Inhalt der Arbeit

Ziel der Arbeit ist es, die Waldökosysteme Bayerns mit Monitoringflächen zur Überwachung anthropogen induzierter Radionuklid-Aktivitäten zu belegen. Aufgrund der speziellen radioökologischen Bedeutung von ^{137}Cs in den Böden Mitteleuropas wurde dessen Überwachung exemplarisch für die Radionuklidüberwachung im Allgemeinen herausgegriffen. Das radioaktive Cäsiumisotop ^{134}Cs wurde bei der Bearbeitung der Fragestellung außen vor gelassen, weil es aufgrund seiner kurzen Halbwertszeit kein längerfristiges Belastungspotential der Umwelt darstellt. Um im Gegensatz zu den bisherigen Ansätzen der Radionuklid-Überwachung in Bayern eine verbesserte Aussagekraft zu erreichen, wird das Auswahlverfahren der Monitoringflächen auf Basis einer landschaftsökologischen Regionalisierung der Waldökosysteme Bayerns durchgeführt. Als Grundlage der Regionalisierung dienen die von der Arbeitsgruppe von MEYNEN et al. (1962a+b) für die Bundesrepublik ausgewiesenen Naturräumlichen Einheiten, innerhalb derer von einem weitestgehend einheitlichen landschaftsökologischen Faktorengefüge ausgegangen werden kann.

Die Arbeit gliedert sich dabei in zwei Teilbereiche. Zunächst wird mit Hilfe eines Geoinformationssystems eine Datenbank angelegt, durch deren Analyse die Auswahl der Monitoringflächen erfolgt. Anschließend werden aus der getroffenen Auswahl zwei Flächen eingehend beschrieben und auf ihre Eignung als Monitoringflächen hin diskutiert. Dies ist nötig, da GIS-basierte Analyseverfahren zwar eine sehr hilfreiche und zuverlässige Methode bei der Auswahl von Monitoringflächen darstellen, damit allerdings die reale Landschaftsausstattung aufgrund der zugrunde gelegten mehr oder minder stark generalisierten Datensätze nicht in letzter Konsequenz erfasst werden kann. Bevor ein ausgewählter Standort tatsächlich als Monitoringfläche ausgewiesen werden kann, bedarf es daher zunächst einer Überprüfung in der Praxis durch Gelände- und Laboruntersuchungen. Um einen Standort als

geeignet bewerten zu können, muss zum einen überprüft werden, ob die landschaftsökologischen Rahmenbedingungen am Standort in repräsentativer Weise die Grundzüge der Landschaftsökologie der zugehörigen Naturräumlichen Einheit widerspiegeln. Zum anderen muss auch die am Standort vorliegende Cäsiumkontamination mit den Erwartungswerten unter den jeweiligen landschaftsökologischen Verhältnissen abgeglichen werden, um festzustellen, ob es sich um einen durch Extremwerte gekennzeichneten Sonderstandort handelt, oder ob er sich im Rahmen der für die Naturräumliche Einheit charakteristischen Schwankungsbreite bewegt. Da nicht alle Flächen im Rahmen dieser Arbeit hinsichtlich ihrer Eignung überprüft werden können, wurde die Beurteilung exemplarisch nur anhand zweier Beispielflächen durchgeführt. Die Erfassung der Radiocäsiumgehalte in den Untersuchungsgebieten erfolgt dabei vergleichend anhand zweier unterschiedlicher Beprobungsmethoden - der Beprobung über Bodenmonolithen einerseits und der Beprobung über Mischproben andererseits, wodurch grundsätzliche Unterschiede in der Aussagekraft der beiden Methoden aufgezeigt werden sollen.

3. Stand der Wissenschaft

3.1. ^{137}Cs in Waldökosystemen

Cäsium ist ein einwertig positives Element der Alkalimetallgruppe mit einer Löslichkeit zwischen pH 1-14 (ZAPATA BLOSA 1994). Aufgrund der Ähnlichkeit des Ionendurchmessers und der Hydratationsenergie gilt Cäsium als chemisch analog zu dem für Organismen essentiellen Nährstoff Kalium, das heißt beide weisen vergleichbare physiko-chemische Eigenschaften im Hinblick auf gewisse Sorptionsmechanismen auf (SHAW & BELL 1994; SCHALLER et al. 1993; BILO 1991). Zwar ist vielen Pflanzen eine selektive Aufnahme und somit Diskriminierung zwischen Kalium und Cäsium durchaus möglich (ROCA & VALLEJO 1995), allerdings tritt diese angesichts des Mangels an Kalium in vielen Böden in den Hintergrund (KRUYTS et al. 2000, SCHELL & TOBIN 1990; VANVORIS et al. 1990). Das radioaktive Isotop ^{137}Cs emittiert sowohl kurzwellige Beta- als auch langwellige Gammastrahlung (BUNZL 1997). Daraus resultiert neben der möglichen internen Strahlenbelastung auch eine externe Strahlenexposition. Die vergleichsweise lange Halbwertszeit von ^{137}Cs beträgt 30,17 Jahre (BUNZL 1997). Eine Verringerung der Kontamination von Umweltmedien allein aufgrund des radioaktiven Zerfalls geht somit nur sehr langsam vonstatten. Die Mobilität des Cäsiums innerhalb eines Bodens hängt von seiner Assoziation mit verschiedenen Kationenaustauschern (BUNZL 1997) und zudem von der damit verbundenen Pflanzenverfügbarkeit ab. Tonminerale ermöglichen neben der unspezifischen Bindung an oberflächlichen Austauschplätze zudem eine spezifische, längerfristige Bindung der Cäsiumkationen. Die besonders effektive Bindung an den randlichen Aufweitungen des Zweischichttonminerals Illit, den so genannten frayed edge sites, sowie in den Zwischenschichten der Dreischichtminerale Vermiculit und Smectit ist durch zahlreiche wissenschaftliche Veröffentlichungen belegt (DEKONING et al. 2007; KRUSE-IRMER & GIANI 2003; MAES et al. 1999; HIRD et al. 1996; ANTONOPOULOS-DOMIS et al. 1995; BILO 1991; COMANS et al. 1991; SCHALLER et al. 1990; CREMERS et al. 1988; SAWHNEY 1972). Eine umfassende Abhandlung zu diesem Thema findet sich bei DELVAUX et al. (2001). Diese Formen der Adsorption weisen im Allgemeinen eine hohe Bindungsstärke auf. Jedoch weisen einige Veröffentlichungen darauf hin, dass insbesondere im Falle der Adsorption an die frayed edge sites von Illit die Fixierung keinesfalls als irreversibel angesehen werden kann, sondern sehr wohl, wie zum Beispiel durch die Konkurrenz mit K^+ und NH_4^+ , Desorptionsprozesse auftreten können (DEKONING et al. 2007; DEKONING & COMANS 2004). Dennoch gilt die Fixierung von Cäsium durch Tonminerale als äußerst effektiv. Auf diese Weise kann das Radiocäsium zwar nicht mehr in die Tiefe verlagert werden und verweilt im Boden, jedoch wird es dadurch in nicht bioverfügbarer Form der Biosphäre und somit der Nahrungskette entzogen. Die Adsorption an organische Substanz erfolgt hingegen nur in unspezifischer Form und vergleichsweise geringer Bindungsstärke an den funktionellen Gruppen der

Huminstoffe (KRUSE-IRMER & GIANI 2003; SWEECK et al. 1990; CREMERS et al. 1988). Zwar kann aufgrund der hohen spezifischen Oberfläche der organischen Substanz prinzipiell sehr viel Cäsium adsorbiert werden, allerdings nur in leicht reversibler Form. Radiocäsium kann dabei an allen Humusfraktionen assoziiert sein (BUNZL 1997). Besonders häufig kommt Cäsium dabei in Verbindung mit Umwandlungsprodukten der Lignine vor (ANDOLINA & GUILLITTE 1990). Jene schlecht löslichen Bestandteile liegen insbesondere in unvollständig zersetzter organischer Substanz vor. Dementsprechend erweist sich nach Untersuchungen von KRUYTS et al. (2000) insbesondere der Of- Horizont von Böden als derjenige Horizont, der das meiste pflanzenverfügbare Cs enthält. Weil Huminstoffe über Wurzel austauschreaktionen als wichtige Nährstoffversorger fungieren, kommt es zu einer hohen Pflanzenverfügbarkeit der daran gebundenen Cäsiumkationen. In vereinfachter Form kann dabei eine negative Korrelation zum Tongehalt der Böden und eine positive Korrelation zum Gehalt an organischer Substanz und der damit verbundenen Kationenaustauschkapazität festgestellt werden (VANVORIS et al. 1990). Ist Cäsium leicht pflanzenverfügbar, so wird es analog zu Kalium über Protonenaustauschvorgänge aus dem Wurzelraum aufgenommen und in den Stoffkreislauf eingebunden. Über Phloem und Xylem gelangt es in alle Pflanzenteile (PRÖHL 2003; RIESEN 2002). Von dort wird es über den Streufall entweder wieder den organischen Auflagen zugeführt oder gelangt in weitere Stufen der Nahrungskette. Die organischen Auflagen wirken folglich als Senken für Radiocäsium (SHCHEGLOV et al. 2001: 180), auch wenn das Radiocäsium innerhalb des Stoffkreislaufes durchaus dynamischen Prozessen unterliegt. Um den Transfer von Radiocäsium in die Vegetation und Nahrungskette zu unterbinden, bedarf es daher der Verlagerung in die tonmineralführenden Mineralbodenhorizonte.

Die schnelle Aktivitätsabnahme von ^{137}Cs in Ackerböden ist allein auf die mechanische Verlagerung und Durchmischung durch Umpflügen der Oberbodenhorizonte zurückzuführen, vollzieht sich also weitestgehend unabhängig von landschaftsökologischen Parametern und ihren Auswirkungen auf die organische Substanz. Zudem weisen diese Böden aufgrund von Düngemaßnahmen zumeist eine bessere Kaliumversorgung und einen günstigeren pH-Wert auf, was im Allgemeinen die Aufnahme von Cäsium durch Pflanzen reduziert (BLOCK 1993). In Waldböden, in denen keine künstlichen Eingriffe in das Bodengefüge vorgenommen werden, hängt die Tiefenverlagerung allein von natürlichen Verlagerungsprozessen ab. Die landschaftsökologischen Voraussetzungen in Waldökosystemen bewirken jedoch häufig die Ausbildung mächtiger organischer Auflagen. Je mächtiger diese Auflagen und somit der Anteil an organischer Substanz, die Cäsium in bioverfügbarer Form speichert, desto größer ist auch ihre Barrierewirkung entgegen der Cäsiumverlagerung in den Mineralboden (KRUYTS & DELVAUX 2002; VÖLKELE 2002; SHCHEGLOV et al. 2001; THIRY et al. 2000; ANDOLINA & GUILLITTE 1990). Hinzu kommt, dass der ausgeprägte Kaliummangel, der im Allgemeinen in

Waldökosystemen mit einer weit fortgeschrittenen Bodenversauerung einhergeht, die Aufnahme von Radiocäsium und somit Einbindung in den Stoffkreislauf in erheblichem Maße unterstützt (VÖLKELE 2003: 115). Das komplexe Zusammenspiel schwer zersetzbarer Streu, niedriger pH- Werte, unzureichender Kaliumversorgung und verminderter Aktivität der Bodenorganismen bilden optimale Voraussetzungen für eine hohe Rückhaltewirkung (KRUYTS & DELVAUX 2002; VÖLKELE 1998). In Waldböden kommt es somit zu keiner beziehungsweise allenfalls nur sehr geringen Tiefenverlagerung.

Die Tatsache, dass Waldökosysteme langfristig ein ganz anderes Kontaminationspotential als landwirtschaftlich genutzte Böden besitzen, ist umfassend durch zahlreiche Untersuchungen dokumentiert. Während Ackerböden in Bayern heute im Mittel nur noch sehr geringe Cäsiumgehalte von ca. 37 Bq/kg aufweisen (BAYLFU 2006a), liegen die Maximalwerte der ¹³⁷Cs-Kontamination in Waldböden auch mehr als 20 Jahre nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl noch immer deutlich in den Of- und Oh-Horizonten der organischen Auflagen (VÖLKELE & LEOPOLD 2006; VÖLKELE 2002; PIETRZAK-FLIS et al. 1996; KAMMERER et al. 1994). So können zum Beispiel in den Mittelgebirgen (Hinterer Bayerischer Wald) und im Alpenraum (Mangfall- und Wettersteingebirge) durchaus in vielen Fällen noch Werte zwischen 1.000 – 4.000 Bq/kg in den Of- und Oh-Horizonten nachgewiesen werden, selbst in den weniger belasteten Gebieten des Tertiärhügellandes und der Muschelkalkregionen des Schichtstufenlandes lassen sich noch Werte um die 500 – 1.000 Bq/kg nachweisen (VÖLKELE 2002). Eine zusammenfassende Darstellung zu diesem Thema findet sich auch unter VÖLKELE (2003).

Ebenso hinreichend untersucht ist die lang anhaltende Kontamination von pflanzlichen sowie tierischen Nahrungsmitteln aus Waldökosystemen. Zu diesen gehören insbesondere diverse Pilzarten und Wildbret. Pilzart mit den höchsten Belastungswerten ist aktuell der Maronenröhrling, im Falle des Wildbrets weisen Wildschweinpopulationen (Schwarzwild) die höchsten Werte auf (BAYLFU 2006b). Hinsichtlich der Kontamination von Pilzen stellen RÜHM et al. (1997) eine allgemein höhere Belastung in Nadelwäldern im Vergleich zu Laubwaldbeständen fest. Die zeitliche Entwicklung der Pilzkontamination steht in deutlichem Zusammenhang mit der Tiefenverlagerung der ¹³⁷Cs-Maxima im Boden (RÜHM et al. 1998; RÜHM et al. 1997; RÖMMELT et al. 1990). Symbiotisch vergesellschaftete Mykorrhiza-Arten, die maßgeblich an der Pflanzenernährung beteiligt sind, sind dabei wesentlich stärker belastet als saprophytische und parasitische Arten (STEINER et al. 2002; GILLET & CROUT 2000; GUILLITTE et al. 1994; KAMMERER et al. 1994). Niedrige pH-Werte und hohe C-Gehalte, typisch für Humusformen mit schlechter Umsetzung der organischen Substanz, bilden allgemein gute Voraussetzungen für die Verbreitung von Pilzmyzelien (STEMMER et al. 2005), wodurch sich für derartige Humusformen hohe Cäsiumgehalte vermuten lassen. Zudem werden für einige Arten Mechanismen des aktiven Einbaus über so genannte Liganden wie

zum Beispiel den Hutfarbstoff des Maronenröhrlings als mögliche Ursachen der hohen Kontaminationswerte diskutiert (AUMANN et al. 1989). BRÜCKMANN & WOLTERS (1994) beziffern den in der Mikroflora gespeicherten Anteil an Cäsium in den organischen Auflagen mit einem Mittelwert von 13 %, die Spannweite der Einzelergebnisse liegt dabei zwischen 1 – 56 %. Somit liefern auch sie einen wesentlichen Beitrag zum Senkeneffekt organischer Auflagen. Das Belastungsbild von Wildbret wird gesteuert durch ihre grundsätzliche Ernährungsweise in Kombination mit deren saisonbedingter Schwankung (HOHMANN & HUCKSCHLAG 2005; AVILA et al. 1999; FIELITZ-VOGEL 1992). Grundsätzlich lässt sich zwar ein Rückgang der Radiocäsiumwerte erkennen, allerdings vollzieht sich dieser nur sehr langsam. Hohe Belastungen werden vor allem dann festgestellt, wenn die Tiere einen hohen Anteil an Pilzen oder anderen höher belasteten Pflanzen wie zum Beispiel bestimmten Farnarten zu sich nehmen (KIEFER et al. 1996). Dieser Anteil wiederum steht in Zusammenhang mit dem Pilzvorkommen je nach Jahreszeit und Jahrgang, aber auch mit der Entfernung des Waldrevieres von anderen Äsungsrevieren geringerer Kontamination wie zum Beispiel landwirtschaftlichen Nutzflächen (KIEFER et al. 1996; FIELITZ-VOGEL 1992). Wildschweine sind deshalb so extrem hoch belastet, da die Bodenwühler ihre Nahrung zum Großteil aus den organischen Auflagen beziehen. Größte Belastungsquelle ist dabei der Hirschtrüffel (HOHMANN & HUCKSCHLAG 2005; PUTYRSKAYA et al. 2003). Anhand von Veröffentlichungen des Bayerischen Landesamtes für Umwelt lässt sich für Maronenröhrlinge und Wildschweinfleisch nachvollziehen, dass in den Jahren 2000 – 2005 der von der Europäischen Union für Radiocäsium bei 600 Bq/kg Frischmasse veranschlagte Grenzwert für die Verkehrsfähigkeit von Lebensmitteln (BAYLFU 2007e) in vielen Fällen deutlich überschritten wurde (vgl. BAYLFU 2006b: 26f). Erst im Oktober 2007 wurde im Landkreis Cham ein Wildschwein mit einer ^{137}Cs -Kontamination von 22.800 Bq/kg Frischmasse Fleisch ermittelt. In den letzten zwei Jahren wiesen ca. 60 Fälle eine spezifische Aktivität über 600 Bq/kg Frischmasse auf, wobei es sich bis auf zwei Rehe mit Kontaminationswerten knapp über dem Grenzwert ausnahmslos um Wildschweine handelte. Die höchstkontaminierten Individuen mit einer ^{137}Cs -Belastung zwischen 1.000 – 22.800 Bq/kg FM traten auffälligerweise in den Landkreisen Cham, Regen, Freyung-Grafenau und dem Ostallgäu (BAYLFU 2007d, Online-Datenbankabfrage) auf. Bei den Pilzarten überschritten in den letzten zwei Jahren bis auf vereinzelte Ausnahmen in Form von Reifpilz, Butterpilz und Rotkappe lediglich Maronenpilze den Grenzwert. Der Höchstwert wurde im Landkreis Mühldorf am Inn ermittelt. Insgesamt lagen in den letzten zwei Jahren ca. 20 Proben in einem Bereich von 617 – 1.750 Bq/kg. Auffallend viele der stärker kontaminierten Pilze kamen dabei aus dem Landkreis Neuburg-Schrobenhausen, in welchem eines der beiden hier behandelten Untersuchungsgebiete liegt.

3.2. Anforderungen an Konzepte zur Überwachung der Radiocäsiumkontamination

In dem vorangegangenen Kapitel konnte aufgezeigt werden, dass die Radiocäsiumkontamination eines Waldökosystems in vielfacher Weise beeinflusst wird durch die Beschaffenheiten der humosen Horizonte und somit durch die jeweiligen landschaftsökologischen Parameter, die die Bildung der humosen Horizonte steuern. Aus diesem Zusammenhang erwächst die logische Konsequenz, dass die raum-zeitliche Erfassung von Radiocäsium in Waldböden in Form eines Monitoringprogrammes in jedem Falle in Kombination mit einer landschaftsökologischen Typisierung und Differenzierung des Untersuchungsgebietes einhergehen muss. Zahlreiche einschlägige Publikationen bestätigen diese Notwendigkeit. Arbeiten, die sich mit dieser Problematik befasst haben, finden sich unter anderem in einer umfassenden Veröffentlichung von DUBOIS et al. (2003) zum Thema der Kartierung von Radioaktivität in der Umwelt. Der darin enthaltene Artikel von BOSSEW (2003) diskutiert ausführlich das Kriterium der Repräsentativität von beprobten Standorten. Diese sei nur zu erreichen, wenn die Beprobungsflächen, die einen bestimmten Raum charakterisieren sollen, auch in typischer Form die jeweiligen landschaftsökologischen Bedingungen wiedergeben (BOSSEW 2003: 7f). Demgegenüber treten Rasterbeprobungen und auch Beprobungsansätze, die weitestgehend nur langfristig stabile Standorte (ohne erheblichen Stoffein- oder Austrag) berücksichtigen, in ihrer Repräsentativität und somit Aussagekraft deutlich zurück. Es wird zwar eingeräumt, dass für eine verallgemeinernde Wiedergabe von Durchschnittsbelastungen Rasterbeprobungen und ähnliche Herangehensweisen durchaus zu guten Ergebnissen führen, für die Ermittlung von Extremwerten diese Verfahren jedoch nicht die nötige Präzision ermöglichen. Wenn jedoch Monitoringprogramme nicht bloß der Darstellung, sondern auch der Unterstützung des Strahlenschutzes dienen sollen, bedarf es präzise differenzierter Ergebnisse. Um Aussagen über den Eintrag von Radiocäsium in die Nahrungskette treffen zu können, ist es unabdingbar, über das Monitoringkonzept einen Bezug zur gesamten Landschaftsökologie herstellen zu können und somit Risikogebiete mit vermehrtem Eintrag in die Biosphäre deklarieren und gegebenenfalls auch quantifizieren zu können (DUBOIS et al. 2004; BOSSEW 2003). Diese Feststellung wird auch durch die Aussagen der Internationalen Atomenergieorganisation (IAEO) im Hinblick auf die generelle Auswahl von Beprobungspunkten bestätigt (BOSSEW 2003). Neben willkürlichen, systematisch an einem Raster orientierten oder auf rein persönlichen Erfahrungen und Einschätzungen basierten Verteilungsschemen stellt die Verteilung von Beprobungspunkten auf Basis zuvor angestellter Regionalisierungen und der Ausweisung dafür typischer Beprobungspunkte die präzisesten Ergebnisse (BOSSEW 2003). Als Grundlage der Regionalisierung bedarf es gesonderter Erkenntnisse darüber, unter welchen Voraussetzungen annähernd gleiche

Kontaminationen erreicht werden. Allgemein wird eine unzureichende Berücksichtigung dieses Sachverhaltes bei bisherigen Erfassungsmethodiken bemängelt (BOSSEW 2003).

Eine ausführliche Auseinandersetzung mit diesem Thema liegt durch die Veröffentlichungen der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Völkel an der Universität Regensburg (seit 2007 TU München), basierend auf einer langen und intensiven Forschungstätigkeit im Bereich der Radioökologie, vor. Speziell die in den letzten Jahren angestellten Untersuchungen über die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium sowie über die räumliche Variabilität der Cäsiumkontamination von Böden liefern wichtige Erkenntnisse darüber, in welcher Weise man sich dem Problem der Erfassung der Cäsiumkontamination nähern muss, um zu verlässlichen Aussagen über mögliche Risikogebiete kommen zu können. VÖLKELE (2002) weist markante Unterschiede der Radiocäsiumkontamination und der Bioverfügbarkeit zwischen den Naturräumlichen Einheiten Bayerns auf. Er kommt daher zu dem Schluss, dass jede Naturräumliche Einheit mit eigenen Monitoringflächen abgedeckt werden muss. Diese Herangehensweise wird unterstützt durch vergleichende Studien von LETTNER et al. (1994). Diese zeigen, dass Beprobungen auf Bezugseinheiten kleiner 1 ha in der Regel keine extremen Variationskoeffizienten ermitteln, während im Gegensatz dazu bei Untersuchungen auf Arealen größer 1 ha die Variationskoeffizienten deutlich erhöht sind, was auf das Vorliegen unterschiedlicher landschaftsökologischer Rahmenbedingungen innerhalb von Raumeinheiten dieser Größe zurückgeführt wird (LETTNER et al. 1994).

Weiters kann mit steigender Höhenlage der Böden eine generelle Zunahme der Humusmächtigkeiten sowie der Humusvariabilitäten und somit eine zunehmende Schwankungsbreite der Radiocäsiumkontamination festgestellt werden (VÖLKELE 2002). Aus diesem Grund sind nach VÖLKELE & LEOPOLD (2006) in einer Naturräumlichen Einheit der Mittel- und Hochgebirge zum einen mehr Monitoringflächen nötig, um die Schwankungen umfassend ermitteln zu können. Zugleich bedarf es einer weiteren Feindifferenzierung der Standorte nach Hangneigung und Bestandsart, da auch in diesem Fall ein starker Einfluss auf die Humusbeschaffenheiten vorliegt. So müssen die Monitoringflächen einer Naturräumlichen Einheit sowohl Laub- als auch Nadelwaldbestände und hierbei sowohl flache als auch steile Areale abdecken (VÖLKELE & LEOPOLD 2006). Die ermittelten Kriterien und Modalitäten, die es bei der Umsetzung eines Radiocäsium-Monitoringkonzeptes zu berücksichtigen gilt, sind in detaillierter Weise in Form einer Handlungsvorgabe hinsichtlich der Auswahl und Verteilung geeigneter Monitoringflächen sowie der erforderlichen Beprobungsstandards zusammengefasst (VÖLKELE & LEOPOLD 2006). Die hier vorliegende Arbeit orientiert sich maßgeblich an jener Handlungsvorgabe. Eine ausführliche Beschreibung dazu findet sich in den Kapiteln 4.2.2.1. und 4.2.2.2.

3.3. Anwendungen von Geoinformationssystemen auf dem Forschungsfeld der Radioökologie

Datenverwaltungs- und Analysesysteme nach dem Prinzip eines Geoinformationssystems stellen mittlerweile gängige Instrumente im Bereich räumlicher Planung dar, unter anderem auch zunehmend vor dem Hintergrund landschaftsökologischer Fragestellungen, wie zum Beispiel in Bereichen der Landschaftsplanung, der Umweltverträglichkeitsprüfung oder auch des Naturgefahrenmanagements (LANG & BLASCHKE 2007). Sie ermöglichen die räumliche Verortung und Verschneidung einer Vielzahl digitaler Informationen, was bei der Betrachtung komplexer Wirkzusammenhänge innerhalb einer Landschaft von äußerster Wichtigkeit ist. Anhang 1 zeigt dazu eine Übersicht über die allgemeinen Anwendungsmöglichkeiten eines Geoinformationssystems hinsichtlich landschaftsökologischer und landschaftsplanerischer Fragestellungen. Auf der Basis von Geoinformationssystemen ist nicht nur die Erfassung von momentanen Ist-Zuständen möglich, sondern auch Modellierungen bezüglich der zeitlichen Veränderung des Kontaminationsbildes und daraus resultierender Gefahren für die Bevölkerung. Von Seiten der Radioökologie wird den Geoinformationssystemen dementsprechend eine immense Bedeutung beigemessen (BOSSEW 2003, KOLEJKA 2002). In Kombination mit digitalen Geländemodellen können so zum Beispiel Verlagerungsprozesse von Radionukliden in der Landschaft nachvollzogen werden (KOLEJKA 2002). Es gab bereits verschiedenste Ansätze, um die radioökologischen Folgen des Reaktorunfalls von Tschernobyl mit Hilfe von GIS-Analysen zu erfassen. Einfachste Anwendungen von GIS-Systemen werden bei der Erstellung von Kartenwerken über die räumliche Verteilung der Radionuklidkontamination angewandt (DENOOIJER & CHABANYUK 2002). Bestes Beispiel hierfür ist der von der Europäischen Union herausgegebene „Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident“ (DECORT et al. 1998). Wie im Falle des Europäischen Atlas werden im Rahmen solcher rein deskriptiven Darstellungen in der Regel keine komplexeren Standortanalysen durchgeführt, sondern lediglich die erhobenen Cäsiumwerte über Interpolationen zu flächenhaften Daten verarbeitet. Eine Arbeit von KRIVORUCHKO (1998) beschäftigt sich dahingehend ausführlich mit der Anwendbarkeit unterschiedlicher GIS-basierter Interpolationsmethoden in der Radioökologie vor dem Hintergrund der räumlichen Erfassung der Radiocäsiumkontamination und der daraus resultierenden Strahlenbelastung der Bevölkerung am Beispiel Weißrusslands. Komplexere Ansätze liefern jene Forschungsbereiche der Radioökologie, die sich mit der Modellierung der räumlichen Verteilung der Radionuklidkontamination in Abhängigkeit landschaftsökologischer Parameter sowie deren Veränderung in Abhängigkeit von der Zeit befassen. Vielschichtiger Verwendung fanden Geoinformationssysteme zum Beispiel im Rahmen des so genannten „Chernobyl GIS“-Projektes. Hier wurden mit Hilfe eines Geoinformationssystems die Auswirkungen von diversen Naturereignissen wie zum Beispiel von Überschwemmungen und Waldbränden auf die Remobilisierung von Radionukliden in der Umgebung

Tschernobyls untersucht. Dafür wurden die verschiedensten Parameter über Landschaftsausstattung, Kontaminationshintergrund und Witterungsverhältnisse miteinander verschränkt, um im Falle solcher Naturereignisse mögliche Risiken abschätzen zu können (SIEGEL & PALKO 2002). In ähnlicher Weise gestaltet sich auch ein von DEVILLE-CAVELIN et al. (2002) ausgearbeitetes Konzept zur Abschätzung der ökologischen Folgen in unmittelbarer Nähe des Reaktors. Hier wurden Böden hinsichtlich der Radiocäsiumtransferraten zu Pflanzen klassifiziert, digitalisiert und mit einer Vielzahl landschaftsökologischer und nutzungsspezifischer Parameter verschränkt. Die Konzepte SAVE, RIFE, FORM, LANDSCAPE, STRATEGY und FORESTLAND sind diesbezüglich neuere Ansätze aus dem Förderbereich der Europäischen Union. Sie alle zielen auf die Ermittlung von Kontaminationsrisiken und daraus abgeleitete Entscheidungshilfen ab. Nach SCHELL & LINKOV (2001) kann bezüglich solcher Modellierungen aus der Verschränkung mit Geoinformationssystemen ein wesentlicher Nutzen gezogen werden. SAVE modelliert insbesondere die Transferraten von Radiocäsium auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Abhängigkeit von Tongehalt, organischer Substanz, pH-Wert und austauschbarem Kalium (TARSITANO et al. 2005; DUBOIS et al. 2004). Daran angelehnt modellieren RIFE, FORM und LANDSCAPE hingegen speziell die Kontamination von forstwirtschaftlich genutzten Ökosystemen, insbesondere von Nutzholz (TARSITANO et al. 2005). Über das Modul STRATEGY sollen zudem Prognosen über den Erfolg diverser Gegenmaßnahmen ermöglicht werden (TARSITANO et al. 2005). Den Ansatz der Effektivitätsprognose von Gegenmaßnahmen unter diversen landschaftsökologischen und nutzungsspezifischen Voraussetzungen verfolgt auch das Modell FORESTPATH (SCHELL & LINKOV 1996). Das Kompartimentmodell bezieht nicht nur den Einfluss von Vegetationsparametern mit in die Simulationen ein, sondern unterscheidet zudem zwischen organischen Auflagen und Mineralböden. In ähnlicher Weise aufgebaut ist das neuere Modell FORESTLAND. Anhand dieser beiden Modelle lässt sich also ein sehr differenziertes Bild der Landschaft nachzeichnen, wenn auch angesichts der immensen Komplexität des Cäsium-Waldökosystem-Wirkgefüges nach wie vor einige Prozesszusammenhänge nur ungenügend wiedergegeben werden können. Dies wird auch durch vergleichende Studien von SHAW et al. (2005) bestätigt. Danach kann die Kontamination in den einzelnen Horizonten der organischen Auflagen durch das Modell FORESTLAND mit sehr präziser Wahrscheinlichkeit berechnet werden, die durch FORESTPATH erzielten Ergebnisse können ebenso als zuverlässig bewertet werden. Im Vergleich dazu kann diese Präzision von den anderen derzeit geläufigen Modellen nicht erreicht werden. Zudem stellt das Modell FORESTLAND den Versuch an, die zugrunde liegende Modellstruktur mit Informationen zu den geologischen und klimatischen Voraussetzungen in einer Bezugseinheit zu verschränken und somit auch raum-zeitliche Analysen durchführen zu können (SHAW et al. 2003). Nach Meinung der Autoren stellen

Geoinformationssysteme einen äußerst wichtigen Ansatzpunkt für die Realisierung derartiger Vorhaben.

Es zeigt sich, dass Geoinformationssysteme auf dem Forschungsgebiet der Radioökologie ein breites Anwendungsfeld gefunden haben. Sie ermöglichen anders als alternative Herangehensweisen neben der simplen Deskription der Radiokontamination ebenso die Kopplung dieser Erkenntnisse an die normative Ebene im Zuge des Strahlenschutzes wie zum Beispiel durch Modelle zur Ausweisung von Gegenmaßnahmen (KOLEJKA 2002). Daher fiel die Entscheidung bei der Frage nach der methodischen Umsetzung der Standortauswahl der Monitoringflächen eindeutig auf eine GIS-basierte Konzeptgestaltung.

Weiterer Entscheidungsgrund für die Umsetzung mittels eines GIS-Projektes ist der Umstand, dass immer mehr amtliche Institutionen bei der Verwaltung, Analyse und Präsentation der von ihnen erhobenen Daten auf Geoinformationssysteme zurückgreifen. Führend im Bereich der GIS Software ist die Firma ESRI. In den letzten Jahren gab es vor allem auch im Bereich der staatlichen Verwaltungsorgane kontinuierlich Umstellungen auf ESRI-Software, um eine einheitliche Datenerfassung sowie einen schnellen Datenaustausch zu ermöglichen. Diese Software wird auch vom Institut für Geographie verwendet. Deshalb lag es auf der Hand die Auswahl der Monitoringflächen innerhalb einer GIS-Datenbank zu realisieren. So ließen sich von den Ämtern bereitgestellte Informationen leicht innerhalb der Datenbank vereinen und es konnte zudem eine interdisziplinäre Verknüpfung der Ergebnisse mit bestehenden Umweltmonitoringprogrammen in Aussicht gestellt werden.

In der Literatur konnten jedoch keine Fragestellungen und Verfahrensweisen ermittelt werden, die sich konkret mit einer GIS-basierten Ausweisung von Monitoringflächen zur Erfassung der Radiocäsiumkontamination beschäftigen. Die Realisierung der Datenbank fußt daher maßgeblich auf allgemeinen Erkenntnissen bezüglich der Funktionalitäten von Geoinformationssystemen aus einschlägiger Fachliteratur (LIEBIG & MUMMENTEY 2005a+b; BERNHARDSEN 2002; HAINES-YOUNG 1998) und orientiert sich daneben an thematisch ähnlichen Ansätzen aus der Radioökologie wie den bereits vorgestellten, insbesondere hinsichtlich der Ermittlung jener Informationsgrundlagen, die ein GIS-Projekt mit radioökologischem Hintergrund in jedem Falle beinhalten sollte und hinsichtlich späterer Erweiterungsmöglichkeiten, wie zum Beispiel der Verschränkung mit Prozessmodellen. Die mit Abstand wichtigsten Vorgaben bei der Erstellung der Datenbank kommen jedoch aus der Handlungsvorgabe von VÖLKELE & LEOPOLD (2006). Die darin enthaltenen Kriterien zur Umsetzung eines fachlich aussagekräftigen Radiocäsium-Monitoringprogrammes bilden die maßgebliche Grundlage von Datenbankinhalt und -struktur.

3.4. Bestehende Monitoringprogramme zur Radioaktivitätsüberwachung in Bayern

3.4.1. Bundesweites Messnetz IMIS

Das 1986 in Kraft getretene Gesetz zum „Vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung“, kurz „Strahlenschutzvorsorgegesetz“ bildet die wichtigste Grundlage der Radioaktivitätsüberwachung innerhalb Deutschlands. Ein Teilbereich des Gesetzes verlangt dabei explizit die Überwachung der Umweltradioaktivität. Verantwortliche Instanz für die Regelung der Umsetzung ist das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Im Zuge des Gesetzes wurde ein bundesweites Überwachungskonzept verabschiedet, das so genannte „Integrierte Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Umweltradioaktivität“ (IMIS) (BAYER 1993; WEISS 1992). Es untergliedert sich in ein Bundesmessnetz und in Messnetze der Länder. Über das Bundesmessnetz werden in diesem Falle die Aktivitäten in Luft, Niederschlag und den Bundeswasserstraßen ermittelt. Die Bundesländer hingegen sind zur Überwachung der Radioaktivität in den Bereichen Lebensmittel, Futtermittel, Trinkwasser, Grundwasser, oberirdischen Gewässern, Abwässern, Klärschlamm, Abfällen, Boden und Pflanzen verpflichtet (BMJ 2006: 10). Die Ausführung ist dabei weitestgehend den Ländern überlassen, lediglich in den Grundzügen der Durchführung gibt es feste Regelungen in Form der Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (AVV-IMIS) (BMJ 2006). Bezüglich des Messbetriebs muss differenziert werden zwischen dem Routinemessbetrieb und dem Intensivbetrieb, der kurzfristig über die Dauer radioaktiver Immissionen nach einem Reaktorunfall den Normalbetrieb ersetzt, um das Depositionsgeschehen optimal erfassen zu können. Für das Langzeitmonitoring von Umweltradioaktivität sind die Regelungen des Normalbetriebs ausschlaggebend. Das System ist so ausgerichtet, dass alle erhobenen Daten in einer gemeinsamen zentralen EDV-Datenbank an der Zentralstelle des Bundes zur Überwachung der Umweltradioaktivität zusammenlaufen (BMU 2006a). In Bayern gibt es derzeit 404 IMIS-Bundesmessstellen, an denen kontinuierlich die Ortsdosisleistung in nSv/h zur Echtzeit-Erfassung der Umweltradioaktivität ermittelt wird (BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ, 2006, pers. Mitteilung). Die Koordination und Verwaltung der Daten obliegt dem Bundesamt für Strahlenschutz. Für das Medium Boden wird nach der AVV-IMIS eine jährliche Beprobung von Seiten des Bundes gefordert, sowohl anhand von Bodenproben als auch anhand der in-situ-Gammaspektrometrie (BMJ 2006). Die Verteilung der Messflächen sollte dabei „möglichst“ gleichmäßig über den gesamten zu überwachenden Raum erfolgen (BMJ 2006), die Anzahl der Flächen auf Waldböden darf dabei maximal 20 % betragen, der Schwerpunkt hingegen sollte auf landwirtschaftlich genutzten Flächen liegen (BMJ 2006). Neben dem vom Bund vorgeschriebenen Mindestprogramm können die Länder natürlich auch zusätzliche Monitoringprogramme von beliebiger Messnetzdichte und

Messintensität einrichten. Prinzipiell sollte den Ländern in Anbetracht der Komplexität der Kontaminationsverteilung daran gelegen sein, ihre Programme zu präzisieren. Um den gesetzlichen Verpflichtungen Folge leisten zu können, wurde in Bayern zu Zwecken der Bodenüberwachung maßgeblich auf das Instrument der Boden-Dauerbeobachtungsflächen zurückgegriffen.

3.4.2. Überwachung der Bodenkontamination in Bayern

Derzeit stellen in Bayern die so genannten Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) das wichtigste Instrument zur Überwachung der Radionuklidkonzentration in Böden dar. Die Zielsetzung dieser Art von Monitoringflächen ist sehr breit gefächert und in erster Linie nicht vorrangig auf die Überwachung der Radionuklidkontamination ausgelegt. Vielmehr dienen sie ganz allgemein der Erfassung jedweder Veränderungen der Bodeneigenschaften und -funktionen sowie der zugrunde liegenden Ökosystemfaktoren. Aus den in regelmäßigen Abständen ermittelten pedologischen und landschaftsökologischen Parametern sollen durch vergleichende Zeitreihen Rückschlüsse über mögliche auftretende Prozessveränderungen in Abhängigkeit von bestimmten Umwelteinflüssen gezogen werden. Die Einrichtung und Beprobung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen obliegt folgenden drei Institutionen: der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) (ehemals Aufgabenbereich des Bayerischen Geologischen Landesamtes, GLA) und der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (ehemals Aufgabenbereich der Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, LBP). Art und Umfang der erhobenen Parameter richten sich dabei nach den speziellen Aufgabenbereichen der jeweiligen Institution. So bestehen die Boden-Dauerbeobachtungsflächen der bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft ausschließlich aus landwirtschaftlichen Nutzflächen. Im Vordergrund steht hierbei die Frage nach der Ertragsfähigkeit und den Auswirkungen bestimmter Nutzungsformen. Derzeit betreut die Landesanstalt 132 Basis-Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BAYLFU 2007a). Der Gehalt an Radionukliden (insbesondere ^{137}Cs und ^{90}Sr) wird prinzipiell an allen Standorten ermittelt (BAYLFL 2005). 44 davon werden als Teil des IMIS-Routinemessprogramms in einjährigem Turnus beprobt, Messreihen dazu laufen seit dem Jahr 1990 (SCHILLING et al. 2005a). Die LfL stellt den größten Anteil an Radiocäsium-Monitoringflächen in Bayern.

Die Boden-Dauerbeobachtungsflächen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft hingegen liegen alle unter Wald. Über die Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LWF ist jedes Wuchsgebiet Bayerns abgedeckt, je nach Waldanteil mit einer unterschiedlichen Zahl an Messflächen (SCHUBERT 2002). Zum momentanen Zeitpunkt beläuft sich die Gesamtzahl auf 78 Stück (BAYLFU 2007a). Die Analytik zielt auf die Erfassung von Schäden an Waldökosystemen als Resultat anthropogen induzierter Boden-

Veränderungen ab, insbesondere infolge von Schadstoffimmissionen. Auch wird standardmäßig auf allen Flächen die Kontamination durch ^{137}Cs ermittelt (DALHÄUSER & SCHUBERT 1989; SCHUBERT 1998). Die LWF begann 1986 an ursprünglich 56 Boden-Dauerbeobachtungsflächen ihre Messreihen, wobei die kompletten Datensätze aus den Erstbeprobungen größtenteils seit 1990 vorliegen (SCHUBERT 2002).

Im Gegensatz zu den mehr oder minder stark unter anthropogener Nutzung stehenden, allenfalls quasinatürlichen Kulturlandschaftsräumen stehen mit den Boden-Dauerbeobachtungsflächen des Bayerischen Geologischen Landesamtes weitestgehend natürliche Landschaftsräume, wie zum Beispiel Naturschutz- oder Landschaftsschutzgebiete, im Blickfeld der Langzeitüberwachung. Die erhobenen Parameter dienen einer frühzeitigen Erfassung von Veränderungen in deren Prozessgefüge und Landschaftshaushalt (SCHILLING et al. 2005b). Insgesamt betreut das Landesamt für Umwelt 61 Basis-Boden-Dauerbeobachtungsflächen und vier Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BAYLFU 2007a). Die Standardanalytik der Basis-BDF wird auf den Intensiv-BDF zusätzlich durch Messeinrichtungen zur Ermittlung von Stoffeinträgen und Stoffflüssen erweitert. Die Radionuklidkontamination wird auf allen 65 Flächen überwacht (SCHILLING et al. 2005a+b). Zusätzlich wurden acht der bereits vorhandenen Basis-BDF als so genannte Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen ausgewiesen. Diese sind ebenfalls Teil des IMIS-Routinemessprogramms (SCHILLING et al. 2005a). Beprobungen finden dementsprechend in einjährigem Turnus statt. Die zugehörigen Messreihen führen zurück in das Jahr 1990, die der Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen in das Jahr 2001 (SCHILLING et al. 2005a+b).

Insgesamt wird die Kontamination der Pedosphäre mit Radionukliden demnach an ca. 270 Stellen in Bayern überwacht, wobei die genaue Zahl aufgrund kleinerer Modifikationen, sprich aufgrund von Neueinrichtungen oder Auflösungen, aktuell immer etwas schwanken kann. Der Radionuklidüberwachung im Sinne des bundesweiten IMIS-Routinemessprogramms sind dabei ca. 54 Flächen aus den Verantwortungsbereichen des LfU und der LfL gewidmet. Die restlichen Boden-Dauerbeobachtungsflächen des LfU und der LfL sowie der LWF bilden zusätzliche ländereigene Messstellen. Anhang 2A gibt eine Übersicht über die Lage aller Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Ergänzend dazu sind auch die Messstationen des Bundes zur Überwachung der Ortsdosisleistung (IMIS-ODL) eingetragen. Auf den ersten Blick erscheint die Anzahl an Flächen, auf denen ein bodenbezogenes Radiocäsium-Monitoring stattfindet, als durchaus ausreichend, um die räumliche Verteilung der Kontamination wiederzugeben. Das Hauptaugenmerk liegt dabei allerdings auf Böden, die landwirtschaftlich genutzt werden. Sie stellen den größten Anteil innerhalb des Überwachungsmessnetzes dar. Die Anzahl der in Waldökosystemen positionierten Flächen ist vergleichsweise gering. Sie stellen nur knapp halb so viele

Monitoringflächen. Diese Gewichtung ist durchaus berechtigt, wenn es um die Erstfolgen eines erneuten Kontaminationsereignisses geht, da auf diesen intensiv genutzten Kulturlandschaften der Großteil der Nahrungsmittelproduktion erfolgt. Geht es jedoch um die Langzeitfolgen einer solchen Kontamination, so weist das bestehende System erhebliche Unzulänglichkeiten auf. Von Waldökosystemen geprägte Landschaften tragen ein erhöhtes Langzeitrisiko und sind weitaus diversifizierter in ihrem Erscheinungsbild und ihrer Funktionsweise als Landschaften unter ackerbaulicher Nutzung. Die Anzahl an speziellen Monitoringflächen in Waldökosystemen müsste daher eigentlich gleich, wenn nicht sogar höher sein. Auch innerhalb der Regelungen des Strahlenschutzgesetzes wird dieser bedeutende Stellenwert der Waldökosysteme unterschätzt. Die offiziellen Vorgaben sehen lediglich bis zu 20 % Waldflächen für die IMIS-Überwachung vor, in Bayern beläuft sich die Zahl auf nur acht Flächen für das gesamte Staatsgebiet. Die speziell für IMIS eingerichteten acht Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen haben zudem den Nachteil, dass sie alle aus Gründen der in-situ-Gammaspektrometrie auf annähernd gleichen Ausgangssubstraten (Lößlehm) lokalisiert sind. Eine Erfassung von substratabhängigen Schwankungen ist somit kaum möglich. Immerhin decken die Standorte unterschiedliche Höhenstufen ab. Des Weiteren wird die spezifische Radionuklid-Aktivität lediglich in Form von Mischproben an 20 Entnahmestellen auf einer 100 x 100 m großen Fläche ermittelt (SCHILLING et al. 2005a). Hierbei wird nicht nach einzelnen Horizonten, sondern nur nach den organischen Auflagen sowie den Tiefenbereichen 0 – 10 cm und 10 – 30 cm des Mineralbodens unterschieden. In ähnlicher Weise ist dies der Fall auf den IMIS-Flächen der Landesanstalt für Landwirtschaft. Grünlandflächen werden hier in den Tiefenstufen 0 – 10 cm, 10 – 20 cm und 20 – 30 cm beprobt, Ackerflächen ohne weitere Differenzierung innerhalb der gesamten Krume (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU 1997). Auch auf den Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LWF werden die Cäsiumgehalte nur verallgemeinernd mit einer Probe über die gesamte organische Auflage hinweg an insgesamt neun Punkten einer 50 x 50m Fläche ermittelt (DALHÄUSER & SCHUBERT 1989). Charakteristische Verteilungen der spezifischen ¹³⁷Cs-Aktivität innerhalb der einzelnen Horizonte der organischen Auflagen, die Rückschlüsse über die Bioverfügbarkeit des Cäsiums erlauben, können somit nicht erfasst werden. Von Seiten der ländereigenen Radioaktivitätsüberwachung besteht demnach ein erheblicher Handlungsbedarf. Zur Verdeutlichung dieser Problematik wurde in dieser Arbeit neben einer horizontbezogenen Beprobung auch auf die Methode der Mischbeprobung zurückgegriffen und beide Ergebnisse einander gegenübergestellt.

4. Methodik

4.1. Übersicht

Zur Bearbeitung der vorliegenden Fragestellung und Zielsetzung kommen zwei wesentliche Arbeitsschritte zum Zuge. Erstens erfordert die Fragestellung die Auswahl von Monitoringflächen unter Berücksichtigung der jeweiligen Landschaftsökologie. Zweitens sollen zu Kontrollzwecken beispielhaft zwei der dadurch ausgewählten Standorte hinsichtlich ihrer Eignung als Monitoringfläche überprüft werden. Diese

Arbeit teilt sich daher ebenso in zwei unterschiedliche Methodenblöcke auf (siehe dazu Abbildung 1). Der erste, den es zu nennen gilt, umfasst diejenigen Methoden, die zur Auswahl der Monitoringflächen benötigt werden. Im Detail handelt es sich dabei um die Anfertigung einer GIS-Datenbank sowie der anschließenden Analyse der darin enthaltenen Datensätze, an deren Ende die Auswahl der Monitoringflächen steht. Im Zuge der Datenbankerstellung muss zunächst ein Katalog erstellt werden, der die für die Flächenauswahl relevanten Kriterien vorgibt. Anschließend müssen Datensätze ausgewählt werden, die die nötigen Kriterien wiedergeben und räumlich erfassen. Der letzte Schritt der Datenbankerstellung umfasst die rechnergestützte Verarbeitung aller Datensätze zu einem einheitlichen GIS-Projekt. Auf dessen Grundlage kann abschließend die Datenbankanalyse und somit Flächenauswahl erfolgen.

Der zweite Methodenblock beinhaltet all diejenigen Arbeitsschritte, die im Rahmen der beispielhaften Flächenanalyse zur Anwendung kommen. Dazu gehören im Einzelnen die feldbodenkundliche Geländeaufnahme der beiden Gebiete, die Entnahme von Bodenproben anhand zweier unterschiedlicher Beprobungsmodalitäten sowie die daran anschließende laboranalytische Untersuchung der Bodenproben.

4.2. Methoden zur GIS-gestützten Auswahl der Monitoringflächen

4.2.1. Vorteile einer GIS-basierten Flächenauswahl

Die Beweggründe für die Verwendung eines Geoinformationssystems zur Umsetzung der hier bearbeiteten Fragestellung wurden bereits in Kapitel 3.3. deutlich herausgestellt. Einer der bereits genannten Vorteile eines GIS ist der räumliche Bezug, in den die Daten gestellt werden können.

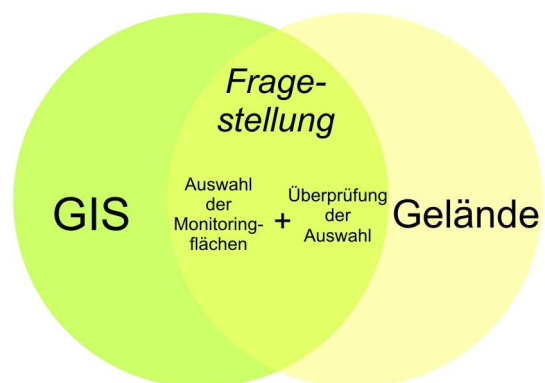


Abb. 1: Methodischer Aufbau der Arbeit

Im speziellen Fall eines Umweltmonitorings können somit Messpunkte und/oder -flächen exakt in ihrer Lage verortet werden. Im aller einfachsten Fall ermöglicht dies die Kartierung der jeweiligen Informationen. Durch rechnergestützte Datenprozessierung sind jedoch auch Analysen über die relative Lage der Informationen zueinander möglich. Zudem können die erfassten Punkte und Flächen auch mit einer Attributstabelle versehen werden, in denen Angaben zu deren Eigenschaften oder auch zu bestimmten Messwerten gemacht werden können. Gerade für die Durchführung einer landschaftsökologischen Standortanalyse auf Basis des Bayerischen Staatsgebietes sind zahlreiche topographische und thematische Karten über die Naturraumausstattung nötig. Würden diese Karten in analoger Form als Grundlage verwendet, wäre die Standortanalyse mit einem erheblichen Zeitaufwand verbunden. Über ein GIS kann dagegen die Gesamtheit aller Daten übersichtlich für ganz Bayern dargestellt und analysiert werden. Verdeutlicht man sich den Umstand, dass die Standortanalyse nur einen kleinen Teilschritt innerhalb des gesamten Monitoringprogrammes darstellt, so wird ein zweiter wichtiger Vorteil der Umsetzung anhand eines GIS ersichtlich. Die Flächenauswahl an sich bildet lediglich die Vorarbeit für die eigentliche Überwachung der Radiocäsiumkontamination. Zentraler Bestandteil eines Monitorings sind jedoch die tatsächlichen Beprobungen. Sind die Monitoringflächen in einem GIS erfasst, so lassen sich die auf ihnen erhobenen Messwerte problemlos in die Datenbank aufnehmen und als Input statistischer Berechnungen verwenden. Interpolationsverfahren ermöglichen zum Beispiel die Umlegung der erhobenen Punktinformationen in die Fläche, was ohnehin nur unter Zuhilfenahme von rechnergestützten Analyseprogrammen möglich ist. Innerhalb eines GIS kann dies jedoch sofort in den Kontext aller verwerteter Hintergrundinformationen gestellt werden. Ein GIS-Projekt kann zudem jederzeit, je nach Fragestellung, erweitert werden, indem zum Beispiel neue Kartenwerke oder sonstige Informationen eingefügt werden.

4.2.2. Kriterienkatalog zur Ermittlung geeigneter Monitoringflächen

Die Ausweisung von Monitoringflächen zur Überwachung der Radiocäsiumaktivität in Waldökosystemen Bayerns erfordert die Berücksichtigung einer Vielzahl radioökologisch relevanter Informationen. Die Auswahl der Informationen darf dabei keineswegs willkürlich vonstatten gehen. Insbesondere muss darauf geachtet werden, dass anhand der aufgenommenen Datensätze Aussagen über jene Parameter ermöglicht werden, die entscheidend für die korrekte Erfassung der Humusvariabilität sind. Allen voran sind dies die nach VÖLKEL & LEOPOLD (2006) als grundlegende Steuerungsgrößen fungierenden landschaftsökologischen Rahmenbedingungen in Form der Naturräumlichen Einheiten, des Reliefs (Höhenlage und Hangneigung) und der Bestandsart. Eine Erläuterung dazu findet sich in Kapitel 4.2.2.1. wieder. Zusätzliche Kriterien, denen es aus Gründen einer

unverfälschten Erfassung der Cäsiumgehalte Rechnung zu tragen gilt, finden sich ebenfalls in ausführlicher Weise in der bereits zitierten Handlungsvorgabe. Im Einzelnen werden diese unter Kapitel 4.2.2.2. aufgeführt. Gleichzeitig sollte sich die Datenbank in einen umfassenderen Projektzusammenhang eingliedern lassen und somit auch wichtige organisatorische Hintergrundinformationen beinhalten, die zukünftige Arbeiten im Rahmen des Radiocäsium-Monitorings vorbereiten und erleichtern, wie zum Beispiel die abschließenden Flächenbeprobungen, die landschaftsökologische Bewertung der Monitoringflächen oder den Anschluss der Monitoringergebnisse an die bereits bestehenden Messnetze der Radioaktivitätsüberwachung. Diese Kriterien werden schließlich in Kapitel 4.2.2.3. beschrieben. Abbildung 2 gibt zudem eine Übersicht über die Gliederung des Kriterienkatalogs.

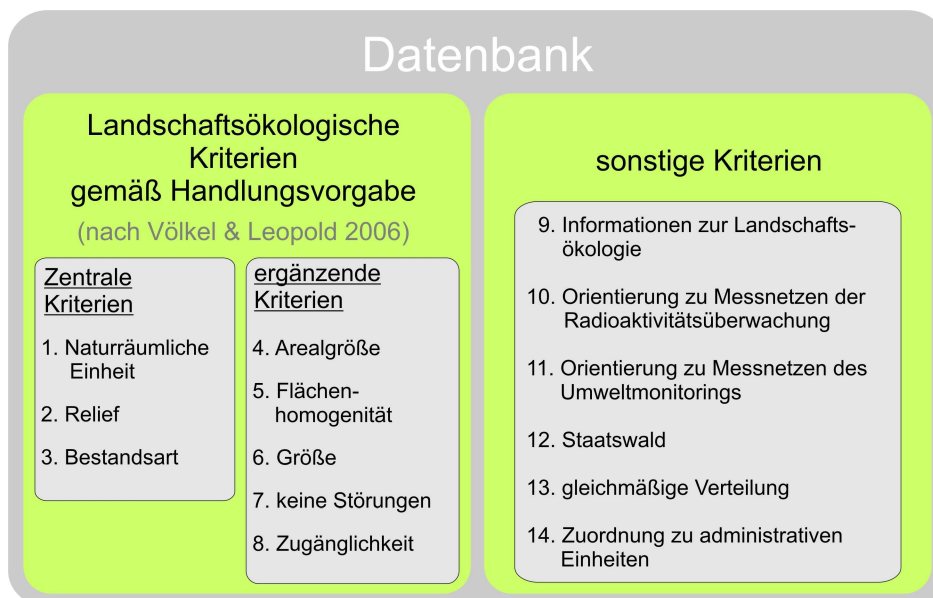


Abb. 2: Gliederung des Kriterienkatalogs

4.2.2.1. Zentrale Kriterien gemäß Handlungsvorgabe

Naturräumlichen Einheiten

Die Zuordnung zu einer bestimmten Naturräumlichen Einheit bildet das zentrale Element der Flächenauswahl. Dadurch wird eine Untergliederung des Bayerischen Staatsgebietes in Raumeinheiten ermöglicht, die in sich hinsichtlich ihrer landschaftsökologischen Charakteristiken homogen sind und dadurch annähernd gleiche abiotische und biotische Grundbedingungen für die Ausprägung der organischen Auflagen erwarten lassen. Das Konzept der Landschaftsgliederung anhand der so genannten Naturräumlichen Einheiten basiert auf Veröffentlichungen einer Arbeitsgruppe um Emil Meynen und Josef Schmithüsen. Unter der Federführung der damaligen Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung wurde im Rahmen dieser Arbeiten während der 50er und frühen 60er Jahre das gesamte Staatsgebiet Deutschlands nach landschaftsökologischen Gesichtspunkten auf

verschiedenen Maßstabsebenen regionalisiert, um Bezugseinheiten für Planungen mit landschaftsökologischem Hintergrund zu liefern (MEYNEN et al. 1962a). Insgesamt sind für Bayern 95 Naturräumliche Einheiten ausgewiesen. Diese werden in Anhang 3A anhand einer Karte dargestellt. Der in Anhang 3B angegliederten Tabelle können die offiziellen Kennzahlen der jeweiligen Einheiten entnommen werden. Arbeiten von VÖLKE (2002) und VÖLKE & LEOPOLD (2006) bestätigen anhand umfassender Untersuchungen einen Zusammenhang zwischen den Naturräumlichen Einheiten und der Humusvariabilität und stellen die besondere Bedeutung eines auf Basis dieser Raumeinheiten differenzierten Beprobungsschemas klar heraus. Aufgrund dieser Feststellung werden sie im weiteren Verlauf dieser Arbeit als maßgebliche Grundlage für den Prozess der Flächenauswahl verwendet. Allerdings müssen Studien auf Basis von Regionalisierungen kleineren Maßstabs stets unter dem Vorbehalt der Generalisierung betrachtet werden. Um diesem Problem zu begegnen, werden die landschaftsökologischen Parameter Relief und Bestandsart innerhalb einer Einheit nicht als homogen angenommen, sondern als eigenständig zu untersuchende Kriterien ausgegliedert und detailliert betrachtet. Idealerweise sollen die dadurch ausgewählten Flächen eine repräsentative landschaftsökologische Vielfalt innerhalb einer Naturräumlichen Einheit wiedergeben, über die sich das Maß der Humus- und somit Radiocäsiumvariabilität ableiten lassen kann.

Relief

Aufgrund des nachweisbar starken Einflusses der Höhenlage auf die Humusvariabilität ist eine starke Gewichtung dieses Parameters erforderlich. Je höher die Lage, desto größer die zu erwartende Humusmächtigkeit und desto höher zugleich die zu erfassenden Mächtigkeitsschwankungen (VÖLKE & LEOPOLD 2006). Um diesem Sachverhalt Rechnung tragen zu können, wird die Anzahl der Monitoringflächen je Naturräumlicher Einheit von zwei auf vier Flächen erhöht, wenn diese überwiegend Höhen über 500 m NN aufweisen (siehe dazu Abbildung 3). Eine Analyse der Flächen in Bezug auf ihre Höhe ist somit unabdingbares Element des Auswahlprozesses.

Zusätzlich zu berücksichtigen ist der meist gravitativ bedingte Einfluss der Hangneigung auf die Humusvariabilität, da sich je nach Hangneigung unterschiedliche Stoffverlagerungsprozesse ereignen können, die für eine ausgeprägte Feindifferenzierung von Humusausprägung und Radiocäsiumverteilung sorgen können. Gemäß der Handlungsvorgabe muss dabei unterschieden werden zwischen flachen und steilen Monitoringflächen (VÖLKE & LEOPOLD 2006). Die Grenze dafür wird in Anlehnung an BASTIAN (1999) und der AG BODEN (1994) bei einem Wert von 10 - 15° angesetzt. Nach BASTIAN (1999) liegen steile Hänge ab einem Neigungswinkel von über 15° vor. Zwar werden nach AG BODEN (1994) Hänge erst ab einem Neigungswinkel von über 20° explizit als steil definiert, allerdings gelten laut dieser

Einteilung Hänge ab 10° als stark bis sehr stark geneigt und sollten daher auch in diese Kategorie aufgenommen werden. Das Kriterium der Hangneigung wird innerhalb des vorgeschriebenen Beprobungsschemas gemäß der Handlungsvorgabe mit dem Kriterium der Höhenlage (Relieftyp) miteinander verschränkt. In Einheiten unter 500 m NN werden demnach lediglich flache Areale als Monitoringflächen ausgewiesen, in Einheiten über 500 m NN hingegen jeweils zwei flache und zwei steile Areale (siehe dazu Abbildung 3).

Die Exposition besitzt zwar aufgrund der Modifikation der klimatischen Bedingungen (insbesondere des Niederschlags) ebenso Relevanz bezüglich der Ausprägung der organischen Auflagen, allerdings wird diesem Kriterium nur eine untergeordnete Bedeutung zugewiesen. In der Handlungsvorgabe geht dieser Parameter nicht explizit in das Beprobungsschema mit ein.

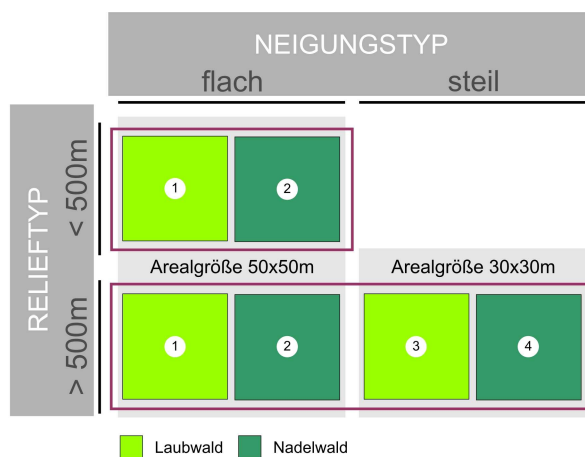


Abb. 3: Beprobungsschema - Anzahl und Art der Monitoringflächen je Relieftyp (nach VÖLKEL & LEOPOLD 2006)

Bestandsart

Laub- und Nadelwaldbestände weisen erhebliche Unterschiede in der Zusammensetzung und somit Abbaufähigkeit der Streu auf. Konsequenterweise lässt sich der Einfluss der Bestandsart auch bezüglich Form und Mächtigkeit der organischen Auflagen erkennen. Hinzu kommt, dass Unterschiede in Kronendurchlass und Stammabflussverhalten ein jeweils charakteristisches, feindifferenziertes Kontaminationsmuster verursachen (VÖLKEL 1995a). Eine Unterscheidung des Bewuchses muss somit in jedem Fall mit in die Untersuchungen eingehen. Die Handlungsvorgabe schreibt dahingehend eine Abdeckung beider Bestandsarten zu gleichen Teilen vor. Für die Flächenauswahl heißt dies, dass je Naturräumlicher Einheit unter 500 m NN jeweils ein Areal unter Laubwald und ein Areal unter Nadelwald verortet sein muss, in Einheiten über 500 m NN jeweils zwei jeder Art (siehe dazu auch Abbildung 3).

4.2.2.2. Ergänzende Kriterien gemäß Handlungsvorgabe

Arealgröße

Um die charakteristische Schwankungsbreite der Humusmächtigkeiten innerhalb der Naturräumlichen Einheit über Stichproben erfassen zu können, muss das Untersuchungsgebiet ausreichend groß sein. Da die Humusvariabilität mit zunehmender Höhe steigt, wird für Einheiten über 500 m NN eine Arealgröße von 30 x 30 m in der Handlungsvorgabe als ausreichend veranschlagt. Bei Einheiten unter 500 m NN und somit geringerer Humusvariabilität bedarf es dagegen einer etwas größeren Fläche von 50 x 50 m, um mit ausreichender Wahrscheinlichkeit die vorliegende Humusvariabilität abdecken zu können (VÖLKEL & LEOPOLD 2006).

Flächenhomogenität

Um die landschaftsökologischen Bedingungen an einem potentiellen Standort eindeutig charakterisieren und definieren zu können, sollten die Flächen zudem in sich homogen sein und nicht in Übergangsbereichen unterschiedlicher Naturräumlicher Einheiten, Höhenklassen oder Bestandsarten liegen.

Größe des Waldbestandes

In radioökologischer Hinsicht bilden großflächig zusammenhängende Waldgebiete Regionen mit erhöhtem Gefährdungspotential für die Nahrungskette, da sich das Äsungsrevier der dort ansässigen Wildtiere meist allein auf das Waldgebiet beschränkt. Dadurch wird verhältnismäßig mehr kontaminiertes Material aufgenommen als von Wildtieren, deren Äsungsrevier sich auch auf angrenzende weniger kontaminierte landwirtschaftliche Flächen erstreckt (KIEFER et al. 1996; FIELITZ-VOGEL 1992). Da die Umsetzung des hier ausgeführten Konzeptes auf eine verbesserte Erfassung eben dieser Risikogebiete abzielt, sollten sich die ausgewählten Flächen deshalb auch auf jene größeren Waldgebiete konzentrieren. Die Handlungsvorgabe schlägt dafür eine Ausdehnung von mindestens 1-2 ha vor (VÖLKEL & LEOPOLD 2006).

Ausschluss der mechanischen Verlagerung von Radiocäsium

Um die auf natürliche Weise stattfindende Verlagerung von Radiocäsium nach einem kerntechnischen Unfall analysieren zu können, muss ausgeschlossen werden, dass sich auf den Flächen seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl Prozesse der mechanischen Verlagerung beziehungsweise der Homogenisierung ereignet haben. In Waldökosystemen sorgen vor allem Windwurf und Durchforstungsmaßnahmen für eine Durchmischung organischer Auflagen mit Mineralbodenhorizonten, wodurch der Eindruck einer schnellen natürlichen Tiefenverlagerung entstehen kann und schwerwiegende Fehlinterpretationen die

Folge sein können. Derartig veränderte Landschaftsausschnitte sollten nicht als Monitoringflächen herangezogen werden (VÖLKEL & LEOPOLD 2006).

Zugänglichkeit der Flächen

Im Interesse einer problemlosen Durchführung des eigentlichen Monitorings, sollte idealerweise auf eine gute Erreichbarkeit der Flächen mit der für die Erhebungen benötigten Ausrüstung geachtet werden (VÖLKEL & LEOPOLD 2006). Hierbei handelt es sich um ein rein pragmatisches Kriterium. Auf die Eignung der Fläche zur Wiedergabe des Kontaminationsbildes hat dieses Kriterium keinerlei Einfluss und wird somit auch nur nachrangig verfolgt.

4.2.2.3. Sonstige Kriterien

Staatswald

Ein eher banal erscheinendes, aber durchaus wichtiges Kriterium bildet die bevorzugte Selektion von Staatswäldern als potentielle Monitoringflächen. Im Falle der auf lange Zeiträume ausgelegten Monitoringprogramme ist es prinzipiell anzuraten, die Monitoringflächen in Staatswaldsflächen anzulegen, weil hier Zugangs- und Forschungsberechtigungen in der Regel problemlos und dauerhaft gewährt werden können, während die Einrichtung in Privatwäldern von dem persönlichen Einverständnis der Besitzer abhängig ist und die Längerfristigkeit der Messreihen somit nicht gesichert ist.

Hinterlegung der Flächen mit Informationen zur Landschaftsökologie

Innerhalb der an sich landschaftsökologisch homogenen Naturräumlichen Einheiten können aufgrund der bereits angesprochenen Generalisierungen nicht zu vernachlässigende Abweichungen auftreten. Deshalb wurde der Kriterienkatalog um die Forderung nach einer umfassenden Hinterlegung mit landschaftsökologisch relevanten Datensätzen, wie zum Beispiel mit geologischen und bodenkundlichen Kartenwerken, erweitert, um die Eignung der Flächen später im Gelände ausreichend verifizieren zu können.

Nähe zu bestehenden Messnetzen der Radioaktivitätsüberwachung

Die Ausrichtung der Monitoringflächen an bereits bestehenden Messnetzen, die der Überwachung der Umweltradioaktivität dienen, ist nicht explizit in der Handlungsvorgabe gefordert. Dennoch lässt sich dieses Kriterium in gewisser Weise aus ihr ableiten. Das Konzept der Handlungsvorgabe ist stark anwendungsbezogen. Die Autoren decken klar das Defizit der derzeitigen Radioaktivitätsüberwachung hinsichtlich der Erfassung von Risikogebieten auf und postulieren die Notwendigkeit einer verbesserten Verfahrensweise vor dem Hintergrund des Strahlenschutzes (VÖLKEL & LEOPOLD 2006). Um das darauf aufbauende Monitoringprogramm auf normativer Ebene verankern zu können, muss unbedingt eine Ver-

schränkung mit bestehenden Instrumenten der Radioaktivitätsüberwachung erreicht werden. Im Vordergrund stehen hierbei die IMIS-Stationen des Bundes zur Überwachung der Ortsdosisleistung (IMIS-ODL-Stationen) sowie die ländereigenen Messflächen des Freistaates Bayern zur Überwachung der Bodenradioaktivität, die bereits in Kapitel 3.4 ausführlich erläutert wurden.

Nähe zu bestehenden Messnetzen im Aufgabenbereich des Umweltmonitorings

Die Konzeptionierung eines radioökologischen Monitorings kann aufgrund der bereits erläuterten komplexen landschaftsökologischen Zusammenhänge zudem niemals ohne Bezug zu diversen anderen Umweltparametern realisiert werden. Der Prozess der Flächenauswahl sollte daher stets mit einer weitreichenden Informationsbasis in diesem Bereich hinterlegt werden, um die Flächen bestmöglich hinsichtlich ihrer landschaftsökologischen Funktionsweise charakterisieren und interpretieren zu können. So lassen sich plausible Rückschlüsse von den einzelnen Monitoringflächen auf die gesamte Naturräumliche Einheit ziehen. Um einen möglichst großen Synergieeffekt zu erreichen, sollte man die räumliche Nähe zu bereits bestehenden Messnetzen, an denen Umweltparameter jedweder Art erhoben werden, berücksichtigen und erstreben, soweit dies mit den anderen Kriterien vereinbar ist.

Gleichmäßige Verteilung im Raum

Zwar soll die Auswahl der Monitoringflächen aufgrund des verfolgten landschaftsökologischen Ansatzes eine Verteilung anstreben, die in erster Linie die Vielfalt der unterschiedlichen abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen hinsichtlich der Cäsiummobilität wiedergibt. Dennoch wird ergänzend dazu ein weiteres Kriterium in den Katalog integriert, das nach der AVV-IMIS („Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt“) bei der Verteilung der Flächen möglichst zu berücksichtigen ist. Es handelt sich dabei um die Forderung, dass die ausgewählten Flächen möglichst gleichmäßig verteilt innerhalb der jeweiligen Bezugsräume zu liegen haben (BMJ 2006: 12). Eine Konzentration von Monitoringflächen ist deshalb nicht wünschenswert, weil dadurch Teilräume möglicherweise unerfasst bleiben und somit keine ganzheitliche Wiedergabe der Radiocäsiumkontamination möglich ist. Im Hinblick auf eine spätere Verschränkung mit dem IMIS-System sollte dieses Kriterium nicht außer Acht gelassen werden.

Zuordnung zu administrativen Einheiten

Für die Einholung diverser Genehmigungen müssen die jeweils zuständigen Forstbetriebe bekannt sein. Ebenso sind viele Informationen über die Staatswälder nur über die Forstverwaltung direkt zugänglich. Deshalb sollten die Zuständigkeitsbereiche der Ämter für

Landwirtschaft und Forsten sowie der Forstbetriebe der Bayerischen Staatsforsten zusammen mit den jeweiligen Kontaktadressen erfasst werden. Dies erleichtert eine problemlose Informationsabfrage im Vorfeld der Feldkampagnen zur eigentlichen Flächenbeprobung und ist somit wichtiges Kriterium für die Umsetzbarkeit des Monitoringprogrammes.

4.2.3. Datenbankerstellung

Anhand des vorliegenden Kriterienkatalogs werden anschließend Datensätze ausgesucht, mit Hilfe derer eine Bestimmung der jeweiligen Anforderungen möglich ist. Im Folgenden werden diese Datensätze zum einen hinsichtlich der zugrunde liegenden Auswahlkriterien und Zielsetzungen ausführlich erläutert, zum anderen werden die einzelnen Schritte der Datenprozessierung, die für die Vorbereitung der späteren Flächenauswahl nötig sind, kurz umrissen. Ergänzt werden die Erläuterungen zu jedem Kriterienblock stets mit einer schematischen Darstellung zu den durchgeführten Verarbeitungsprozessen. Datensätze, die am Ende dieser Prozessreihen stehen, sind jeweils durch eine blaue Farbgebung hervorgehoben. Es handelt sich hierbei um jene Datensätze, die als Analyse- und Entscheidungsgrundlage für die Auswahl der Flächen in das GIS-Projekt eingehen. Alle diese Dateien finden sich auch in Anhang 4 wieder, wo eine Übersicht über den Inhalt und die Strukturierung des GIS-Projektes gegeben wird. Die angefertigte GIS-Datenbank selbst ist vollständig für den gesamten Untersuchungsraum auf der beigefügten DVD hinterlegt und kann von dort aus mittels der zugehörigen Software in funktionsfähiger Weise abgerufen werden (siehe dazu DVD, Verzeichnis „Datenbank zur Flächenauswahl gesamt“).

4.2.3.1. Prozessprinzip

Sämtliche Schritte der Datenprozessierung, von der Inventarisierung bis hin zur Präsentation, werden unter Verwendung des Programmpakets ArcGIS 9.1 (Fa. ESRI) bewerkstelligt. Die Grundstrukturierung und die wichtigsten zweidimensionalen Analysen werden hauptsächlich über die darin enthaltene Benutzeroberfläche ArcMap bewerkstelligt. Analysen bezüglich des Reliefs werden zudem anhand eines digitalen Geländemodells über die Benutzeroberfläche ArcScene beziehungsweise direkt über das digitale topographische Kartenwerk der Bayerischen Vermessungsverwaltung namens Bayern3D, Version 2.0, im Maßstab 1:25.000 (Fa. MagicMaps GmbH) ausgeführt. Anfallende Koordinatentransformationen werden mit Hilfe der Software Transdat (Fa. C. Killet Software Ing.-GbR) durchgeführt. In der Regel wird im Vorfeld der eigentlichen Flächenauswahl stets das gleiche Grundprinzip der Datenprozessierung verwendet. Die Rohdaten werden zunächst allesamt in ArcGIS-kompatible Formate überführt und georeferenziert, um sie einheitlich innerhalb des Gauß-Krüger-Koordinatensystems erfassen zu können. Die Daten

werden dabei stets in Bezug auf den 4. Referenzstreifen östlicher Länge verortet. Die Digitalisierung erfolgt entweder als Vektordatei im programmspezifischen Shapefile-Format (*.shp) oder aber als Rasterdatei in Form der gängigsten Formate (*.bmp, *.jpg, *.tiff). Falls Datensätze bereits in digitaler, GIS-kompatibler Form vorliegen, entfallen diese Schritte. Diese Daten müssen gegebenenfalls lediglich in das Gauß-Krüger-Koordinatensystem eingepasst werden. Die dafür nötigen Projektionen werden ebenfalls mit Hilfe der ArcGIS Software durchgeführt. Auf der Grundlage des daraus resultierenden konkreten und einheitlichen Raumbezugs können sie in ihrer Gesamtheit durch den rechnergestützten Arbeitsschritt der Geoprozessierung, sprich der räumlichen Verschneidung von Informationen aufgrund ihrer Lagebeziehungen, in einem zusammenhängenden Kontext analysiert werden. Zu Zwecken einer einfachen Handhabung werden alle Datensätze in einem gemeinsamen Arbeitsordner vereint. Zudem wird für jede Naturräumliche Einheit ein eigener Arbeitsordner erstellt, der nur die für den jeweiligen Raumausschnitt relevanten Informationen enthält. Gekennzeichnet werden diese Arbeitsordner und die zugehörigen Dateien jeweils mit der offiziellen Naturraum-Kennzahl nach MEYNEN et al. (1962a+b), die dem ursprünglichen Dateinamen nachgestellt wird. Die somit erreichte Struktur der Datenbank ist in Anhang 4 anhand eines Bildschirmausdruckes der GIS-Benutzeroberfläche dargestellt. Linkerhand ist die Aufgliederung in einen allgemeinen Arbeitsordner auf der einen Seite und in Arbeitsordner der einzelnen Naturräumlichen Einheiten auf der anderen Seite dargestellt, wobei die Datensätze des allgemeinen Arbeitsordners detailliert aufgelistet werden. Rechterhand wird anhand des Arbeitsordners der Naturräumlichen Einheit des Bregenzer Waldes die spezifische Kennzeichnung der Datensätze (in diesem Fall mit der Kennzahl 010) verdeutlicht. Die einzelnen Arbeitsordner erlauben einen schnellen Zugriff auf die Informationen bei der Analyse der jeweiligen Naturräumlichen Einheit sowie der späteren Darstellung der Ergebnisse (Hinweis: aufgrund der großen Datenmenge ist dieser Ordner nicht auf der DVD enthalten). Der allgemeine Arbeitsordner wiederum erlaubt eine einheitsübergreifende Datenanalyse. Je nach anfallender Aufgabenstellung sind somit mehrere Verfahrensoptionen gegeben. Im Folgenden werden nun die einzelnen Verarbeitungsschritte je Kriterienkomplex erläutert.

4.2.3.2. Naturräumliche Einheiten

Für die Verortung der Naturräumlichen Einheiten dient als Datengrundlage ein online verfügbares Shapefile des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 1). Format und Koordinatensystem erfordern in diesem Fall keine weitere Verarbeitung, der Datensatz kann direkt für die nachfolgenden Analysen verwendet werden (Dateiname: „naturraeume.shp“).

4.2.3.3. Relief

Um im Zuge der Flächenauswahl mit dem Relief verbundene Fragestellungen genauestens analysieren zu können, wird ein digitales Geländemodell für ganz Bayern erstellt. Die Verwendung von digitalen Geländemodellen der Bayerischen Vermessungsverwaltung hätte einen erheblichen Kostenaufwand verursacht und stellt daher keine Verfahrensoption dar. Deshalb wird das digitale Höhenmodell eigens aus Primärdaten erstellt. Bei der Suche nach geeigneten Datensätzen fiel die Wahl auf kostenlos verfügbare Geländeaufnahmen aus der Shuttle Radar Topography Mission der NASA (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 2). Diese Dateien enthalten Informationen zur Höhe des Geländes in einer Auflösung von 90 x 90 m, was für die hier zugrunde liegende Fragestellung als völlig ausreichend bewertet werden kann. Diese liegen ursprünglich in einem ArcGIS-inkompatiblen Format (*.hgt) vor und können somit nicht ohne Vorverarbeitung nicht verwendet werden (siehe dazu Abbildung 4). Zu Zwecken der erforderlichen Unterscheidung in drei Höhenklassen werden die Pixel anschließend in ArcMap gemäß den für die Flächenanalyse notwendigen Höhenstufen unter 500 m NN (Höheklasse 1), 500 bis 1000 m NN (Höheklasse 2) und über 1000 m NN (Höheklasse 3) klassifiziert und in Shapefiles umgewandelt.

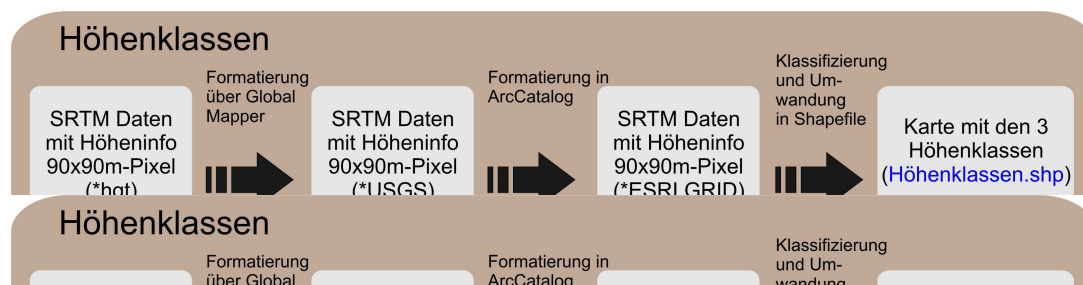


Abb. 4: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung der relevanten *Höhenklassen* (Kapitel 4.2.3.3.)

Die Analyse der Hangneigung wird dagegen nicht über die SRTM-Datensätze bewerkstelligt. Für die korrekte Wiedergabe der Neigungsverhältnisse auf den jeweiligen Monitoringflächen (30 x 30 m beziehungsweise 50 x 50 m) erscheint die Auflösung von 90 x 90 m als nicht ausreichend differenziert. Alternativ dazu wird die Unterteilung der beiden Neigungskategorien anhand der amtlichen topographischen Karten angestellt. Datengrundlage hierfür bildet das amtliche digitale Kartenwerk der Bayerischen Vermessungsverwaltung mit den topographischen Karten im Maßstab 1:50.000 in Form des Programms TOP50, Version 1.2 (Fa. Daimler Benz Aerospace, Dornier) (siehe Anhang 5, Nr. 3). Das digitale Kartenwerk Bayern3D im Maßstab 1:25.000 der Firma MagicMaps kann dafür leider nicht verwendet werden, da die Kartenausschnitte nicht mit Bezug zu den Koordinaten der jeweiligen Eckpunkte ausgelesen werden können. Die Georeferenzierung in ArcGIS würde somit einen mit einem erheblichen Aufwand verbundenen Arbeitsschritt

bedeuten. In TOP50 können hingegen die Kartenausschnitte unter Angabe der Eckkoordinaten im *.tiff-Format ausgelesen werden und anhand dieser in ArcMap georeferenziert werden. Dadurch kann die Datenbank flächendeckend für ganz Bayern mit den topographischen Karten hinterlegt werden (siehe dazu Abbildung 5). So können anhand der Höhenlinien Informationen zur Neigung abgeleitet werden. Von einer GIS-gestützte Vektorisierung der Höhenlinien, die eine automatische Berechnung der Hangneigungen ermöglicht, muss abgesehen werden, da dies mit den hier verwendeten Rasterdaten nicht beziehungsweise nur unter erheblichem Zeitaufwand bewerkstelligt werden könnte und derartige automatische Vektorisierungen von Rasterdaten ohnehin nur bedingt zuverlässige Ergebnisse liefern. Zur Kontrolle können die exakten Neigungswinkel nach der Flächenauswahl ergänzend über das Programm Bayern3D überprüft werden. Mit Hilfe der Software kann hier innerhalb der ausgewählten Monitoringflächen eine Böschungslinie gezeichnet werden, deren Neigung dann automatisch berechnet wird. Sollten die Hangneigungen nicht korrekt bestimmt worden sein, so müssen die Flächen nochmals neu positioniert werden.



Abb. 5: Schematische Übersicht über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung der Kriterien *Hangneigung* (Kapitel 4.2.2.3.), *Bestandsart* (Kapitel 4.2.3.4.) und *Flächenzugänglichkeit* (Kapitel 4.2.3.9.)

4.2.3.4. Bestandsart

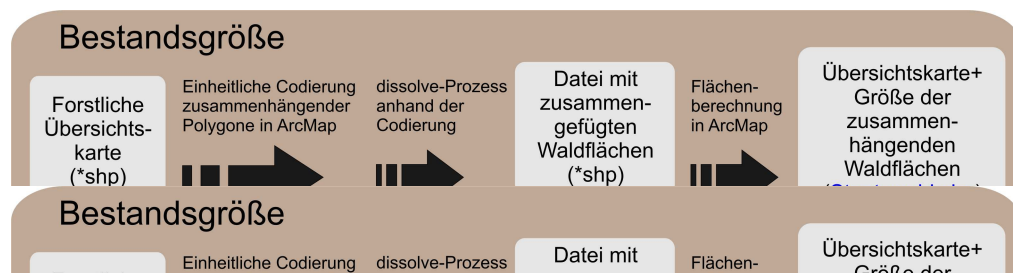
Für die Bestimmung der Bestandsart wird ebenso wie im Falle der Hangneigung auf die georeferenzierten Blätter der TK50 zurückgegriffen (siehe dazu Abbildung 5). Eine Alternative zu dieser Vorgehensweise hätte in der Verwendung von Satellitenbildern als Datengrundlage bestanden. Über eine rechnergestützte überwachte Klassifikation wäre auch hier eine Differenzierung in Laub- und Nadelwaldbestände möglich gewesen, die unter Umständen sogar einfacher zu bewerkstelligen gewesen wäre und zudem aktuellere Informationen geliefert hätte. Aufgrund der Kostspieligkeit und immensen Speicherplatzbelegung eines bayernweit flächendeckenden Datensatzes in guter Auflösung, wie zum Beispiel von ASTER-Satellitenbildern, wurde diese Vorgehensweise jedoch nicht in Betracht gezogen, zumal die Georeferenzierung der topographischen Karten ohnehin für die Umsetzung anderer Analysen durchgeführt werden muss und somit kein zusätzlicher Mehraufwand verursacht wird.

4.2.3.5. Arealgröße und Flächenhomogenität

Flächen können in ArcGIS abgemessen werden. Es kann somit direkt kontrolliert werden, ob entscheidende Parameter wie zum Beispiel Hangneigung oder Bestandsart innerhalb einer vorgegebenen Arealfläche wechseln oder nicht. Die Analyse der Flächenhomogenität innerhalb einer definierten Arealgröße (30 x 30 m, 50 x 50 m) erfordert daher keine Vorverarbeitung von Datengrundlagen.

4.2.3.6. Größe des Waldbestandes

Auch für die Analyse der Waldflächengröße wird das Shapefile der Forstlichen Übersichtskarte 1:50.000 herangezogen. Da die im Shapefile enthaltenen Staatswaldflächen in einzelne Parzellen unterteilt vorliegen, muss der Datensatz modifiziert werden, um größere Zusammenhänge darstellen zu können. Dazu werden über den ArcGIS Editor die Einzelpolygone eines zusammenhängenden Waldgebietes mit einer einheitlichen Ziffer codiert, auf Basis dieser Codierung zusammengefasst und anschließend ihre Flächengröße berechnet (siehe dazu Abbildung 6).



4.2.3.7. Ausschluss der mechanischen Verlagerung

Da Informationen zu Durchforstungsmaßnahmen nur aus den Forstbetriebskarten beziehungsweise aus persönlichen Auskünften der Forstbetriebe in Erfahrung zu bringen sind, hätte die umfassende Analyse dieses Kriteriums in Anbetracht des zeitlichen Rahmens ein nur schwer zu bewältigendes Datenpensum bedeutet. Außerdem ist die Forderung, dass innerhalb der letzten 20 Jahre keine Durchforstungsmaßnahmen in den Monitoringgebieten durchgeführt wurden, aufgrund des stetigen Nutzungseinflusses in den meisten Staatswäldern ohnehin nicht haltbar. Ausnahme dazu stellen die Naturwaldreservate dar. Dies sind eigens ausgewiesene staatliche Waldflächen, die zur Beobachtung der natürlichen Waldentwicklung von Durchforstungsmaßnahmen und sonstigen Eingriffen ausgenommen sind. Bei der Durchführung der Standortauswahl wird deshalb diesen Flächen gegenüber den normalen Staatswäldern Vorzug eingeräumt. Digitale Datengrundlage hierfür bildet ein Shapefile der Bayerischen Forstverwaltung mit der zugehörigen Kartierung (Quelle siehe

Anhang 5, Nr. 5). Neben der Arealgröße sind darin auch Informationen zur Vegetation enthalten, was bei der späteren Flächenauswahl die Identifikation als Laub- oder Nadelwaldbestand erheblich erleichtert. Das Shapefile muss nicht weiter verarbeitet werden (Dateiname: „nwr.shp“). Auf Monitoringflächen, die außerhalb von Naturwaldreservaten positioniert werden, bleiben letzten Endes nach der Datenanalyse anthropogene Einflüsse über die Forstbetriebe in Erfahrung zu bringen und hinsichtlich ihres Einflusses auf die Tiefenverlagerung zu bewerten. Zudem müssen alle Flächen entweder im Gelände oder über Informationen der Forstbetriebe auf mögliche natürliche Turbationsprozesse wie zum Beispiel Windwurf hin analysiert werden.

4.2.3.8. Zugänglichkeit der Fläche

Die Frage nach der Zugänglichkeit der Flächen bestätigt nochmals die Notwendigkeit der Hinterlegung des GIS-Projektes mit georeferenzierten topographischen Karten. Spätestens an dieser Stelle ist diese Vorgehensweise auf alle Fälle nötig, da keine alternative Möglichkeit besteht, den Anschluss der Flächen an das Wegenetz nachzuvollziehen. Zur Verfahrensweise siehe Abbildung 5.

4.2.3.9. Staatswald

Für die Verortung der Staatswaldsflächen wird eine als Shapefile vorliegende digitale Kartierung auf Basis der Forstlichen Übersichtskarte der Bayerischen Forstverwaltung im Maßstab 1:50.000 verwendet (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 4). Jeder kartierten Fläche ist darin als erweiterte Information der zuständige Forstbetrieb zugeordnet. Die zugrunde liegenden Kartierungen stammen aus den 90er Jahren, entsprechen also unter Umständen nicht dem aktuellen Stand. Auch wurde im Rahmen einer persönlichen Auskunft auf kleinere Fehler bei der Zuweisung der Forstbetriebe hingewiesen. Der Datensatz kann jedoch trotz der aufgezeigten Vorbehalte als optimale Datengrundlage für die Umsetzung dieses Kriteriums bewertet werden, da eine Digitalisierung und Georeferenzierung aktueller analoger Kartierungen wie zum Beispiel der Forstlichen Betriebskarte 1:5.000 erneut einen viel zu großen Aufwand an Zeit und Speicherkapazität darstellen würde, der sich deutlich dem zeitlichen Rahmen dieser Arbeit entzöge. Um das Shapefile für die räumliche Verortung der Staatswälder verwenden zu können, ist keine weitere Datenverarbeitung nötig (Dateiname: „Staatswald.shp“).

4.2.3.10. Hinterlegung der Flächen mit Informationen zur Landschaftsökologie

Zur Abdeckung des Datennetzes mit Informationen über die Geologie der Naturräume werden ausschließlich Daten des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (ehemals Bay. Geologisches Landesamt) verwendet. In das Projekt aufgenommen werden Informationen über die Verfügbarkeit der Geologischen Karte 1:25.000, der Historischen Geologischen

Karte 1:25.000 sowie der Geologischen Manuskriptkarte 1:25.000. Um die Abdeckung der Flächen mit den jeweiligen Kartenblättern ermitteln zu können, wird als Datengrundlage ein Shapefile der Bayerischen Vermessungsverwaltung mit dem Kartengitter der Topographischen Karte 1:25.000 verwendet (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 6). Die Information über die Verfügbarkeit der jeweiligen geologischen Kartenwerke wird ergänzend dazu aus einer Übersichtskarte des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) entnommen (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 7). Zur Verarbeitung wird das Shapefile für jedes der 3 Kartenwerke kopiert, die Kartenblätter je nach Verfügbarkeit codiert und anschließend nicht verfügbare Kartenblätter gelöscht. Die Digitalisierung von Sonderformaten wird auf Grundlage der georeferenzierten Übersichtskarte des LfU durchgeführt. Die Shapefiles sind dabei so ausgestattet, dass jede verfügbare Karte inklusive der zugehörigen Kartenummer in ihrer räumlichen Ausdehnung erfasst ist. Eine Übersicht über die jeweiligen Verarbeitungsschritte findet sich in Abbildung 7 wieder.

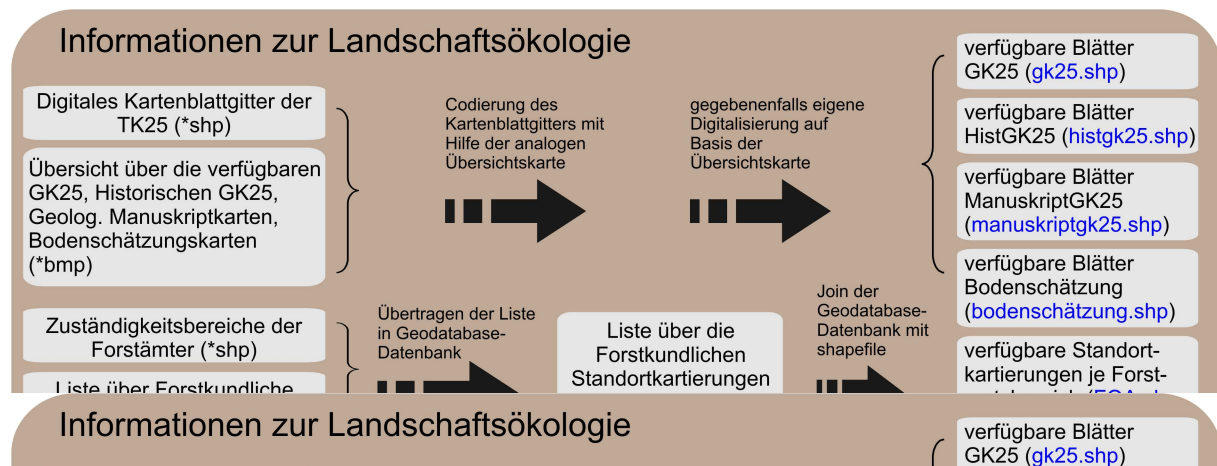


Abb. 7: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung des Kriterienkomplexes *Hinterlegung der Flächen mit Informationen zur Landschaftsökologie* (Kapitel 4.2.3.10.)

Hinsichtlich des Parameters Boden werden die Kartenblätter der Bodenschätzungskarte 1:25.000 des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (ehemals BayGLA) und die Forstlichen Standortkartierungen der Bayerischen Staatsforsten in das Inventar aufgenommen. Die Bodenschätzungskarte wird deshalb aufgenommen, weil sie eine flächendeckende Informationsgrundlage darstellt. Andere Bodenkarten sind zumeist nur sehr spärlich für einzelne Teilräume vorhanden. Sie bilden somit keine ideale Auswahlbasis. Die Bodenschätzungskarte birgt allerdings den Nachteil, dass sie sich nur auf landwirtschaftlich genutzte Böden bezieht. Als Ergänzung wurde daher das Kartenwerk der Forstlichen Standortkartierung in die Analyse miteinbezogen. Diese Kartierungen liefern detaillierte Informationen über Bodentyp und Wasserregime in den Staatswäldern.

Die Verarbeitung der Informationen über die Verfügbarkeit der Bodenschätzungskartierungen wird wie die der geologischen Karten bewerkstelligt (siehe Abbildung 7). Die Verfügbarkeit der Karten wird in diesem Fall aus einer Übersichtskarte über die Bodenschätzungskarten ermittelt (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 8). Als Grundlage für die forstlichen Standortkartierungen dient eine Liste der Bayerischen Staatsforsten über alle vorhandenen Kartenblätter (Quelle siehe Anhang 5, Nr.9). Diese Liste besitzt keinen räumlichen Bezug und kann daher zunächst nicht innerhalb des GIS-Projektes dargestellt werden. Allerdings sind den Kartenblättern die Zuständigkeitsbereiche der ehemaligen Forstämter zugeordnet. Um die Informationen in das Geoinformationssystem einzugliedern, wird die Liste in eine *.dbf-Tabelle übertragen, die mit einem Shapefile über die Zuständigkeitsbereiche der ehemaligen Forstämter („FOA.shp“) (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 10) verschränkt werden kann (siehe dazu Abbildung 7). Aus diesen Informationen kann ermittelt werden welche forstlichen Standortkartierungen für die jeweiligen Bereiche der ehemaligen Forstämter vorliegen und ob diese Karten in analoger oder bereits digitaler Form vorliegen. Derzeit erfolgt durch die Bayerische Forstverwaltung eine schrittweise Digitalisierung aller forstlichen Standortkartierungen in ArcGIS-kompatible Formate. Sobald also Karten in digitaler Form vorliegen, können diese problemlos in die Datenbank mit aufgenommen werden und für weitere Analysen verwendet werden.

4.2.3.11. Nähe zu bestehenden Messnetzen der Radioaktivitätsüberwachung

IMIS-ODL-Messnetz

Die wichtigsten Instrumente der Radioaktivitätsüberwachung in Bayern wurden bereits in Kapitel 3.4 eingehend erläutert. Aufgrund des hohen Stellenwertes muss in jedem Fall das Messnetz des Bundes zur Überwachung der Ortsdosisleistung (IMIS-ODL) mit in die Datenbank aufgenommen werden. Durch die Orientierung der Monitoringflächen am IMIS-ODL-Messnetz können bei Auftreten eines erneuten Reaktorunfalles Depositionsmengen von benachbarten IMIS-ODL-Stationen abgeleitet werden und zudem Messwerte von den Monitoringflächen in die zentrale IMIS-Datenbank eingespeist werden. Somit stehen sie auch der Verarbeitung in dem daran angegliederten Prognose- und Entscheidungsfindungsmodell PARK („Programmsystem zur Abschätzung und Begrenzung radiologischer Konsequenzen“) zur Verfügung (STAPEL 1993). Der Datensatz mit den entsprechenden Koordinaten wurde von dem zuständigen Sachbearbeiter am Bundesamt für Strahlenschutz bereitgestellt (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 11). Durch Konvertierung des Datensatzes in eine *.dbf-Datei können die Koordinaten beim Einlesen in ArcMap automatisch digitalisiert und als Shapefile exportiert werden (siehe dazu Abbildung 8).

Boden-Dauerbeobachtungsflächen

Weitere zu berücksichtigende Messnetze stellen außerdem die Boden-Dauerbeobachtungsflächen dar, an denen Radioaktivitätsüberwachung stattfindet. Auch diese wurden bereits in Kapitel 3.4. eingehend erläutert. Synergieeffekte durch die Orientierung an den dazu eingerichteten Messstellen sind äußerst wünschenswert, da die Komplexität der Radiocäsiumkontamination den Zugriff auf einen möglichst ausführlichen und differenzierten Datenpool erfordert. Über die räumliche Nähe können Erhebungen der einzelnen Messprogramme vereint und vergleichend interpretiert werden. Zudem ergibt ein verdichtetes Messnetz im Falle einer erneuten Deposition ein umfassenderes Bild des Kontaminationsmusters, wodurch eventuelle Depositions-Hotspots besser lokalisiert werden können. Aufzunehmen sind deshalb prinzipiell alle Boden-Dauerbeobachtungsflächen der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) und des Landesamtes für Umwelt (LfU), da an ihnen allen Radioaktivitätsüberwachung in mehr oder weniger großem Umfang betrieben wird. Des Weiteren liefern sie diverse Informationen über wichtige landschaftsökologische Parameter. Die Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LWF stellen eine besonders wichtige ergänzende Datengrundlage bezüglich des Monitorings der Radioaktivität in Waldökosystemen dar, da es sich hierbei durchgehend um Standorte in Waldökosystemen handelt und sich die Flächen somit hinsichtlich ihrer grundsätzlichen Funktionsweise gleichen. Durch die Dauerbeobachtung festgestellte Tendenzen bezüglich des Stoffhaushalts oder anderen Parametern können daher eventuell auf Monitoringflächen in der direkten Umgebung, gleiche landschaftsökologische Rahmenbedingungen vorausgesetzt, übertragen werden. Die Basis-Boden-Dauerbeobachtungsflächen des LfU stellen eine breite Basis der verschiedensten bodenphysikalischen und bodenchemischen Parameter zur Überwachung der Nährstoffversorgung, Bodenazidität und Schadstoffbelastung bereit (SCHILLING 1994). Aus den hier ermittelten Werten können sich Rückschlüsse über mögliche Änderungen in der Landschaftsökologie benachbarter Monitoringflächen ableiten lassen. Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen überwachen unter anderem die Zusammensetzung von Niederschlags- und Sickerwasser, was insbesondere im Hinblick auf die Ermittlung von Depositionsmengen nach einem erneuten Reaktorunfall aber auch für die Ermittlung von Transportraten ins Grundwasser wichtig ist. Das Boden-Dauerbeobachtungsmessnetz der Landesanstalt für Landwirtschaft ist allerdings im Rahmen eines Monitorings von Waldökosystemen nur von nachrangigem Interesse, da es sich bei allen Flächen um landwirtschaftliche Nutzflächen handelt und nicht um Waldböden. Weil sich das Langzeitverhalten von Radionukliden in diesen beiden Landschaftstypen ganz wesentlich unterscheidet, sind die Daten an sich für eine Charakterisierung umliegender Waldstandorte nur bedingt geeignet. Trotzdem wurde das Messnetz mit aufgenommen, da es im Hinblick

auf mögliche Vergleiche zwischen landwirtschaftlichen Nutzflächen und Waldstandorten sehr wohl eine wichtige Datengrundlage darstellt.

Die Lage der Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LfL wird anhand einer von der Arbeitsgruppe Boden-Dauerbeobachtung veröffentlichten Übersichtskarte mit dem Titel „Bodenbezogene Umweltmonitoringprogramme in Bayern“ (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 12) digitalisiert (siehe Abbildung 8). Die Koordinaten der Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LWF (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 13) werden als *.dbf-Tabelle eingelesen und automatisch digitalisiert (siehe Abbildung 8). Als Datengrundlage für die Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen, die Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen sowie die Basis-Boden-Dauerbeobachtungsflächen wird eine gemeinsame Auflistung der Koordinaten aller vom LfU unterhaltenen Boden-Dauerbeobachtungsflächen verwendet (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 14). Die Digitalisierung erfolgt erneut automatisch über das Einlesen als *.dbf-Tabelle.

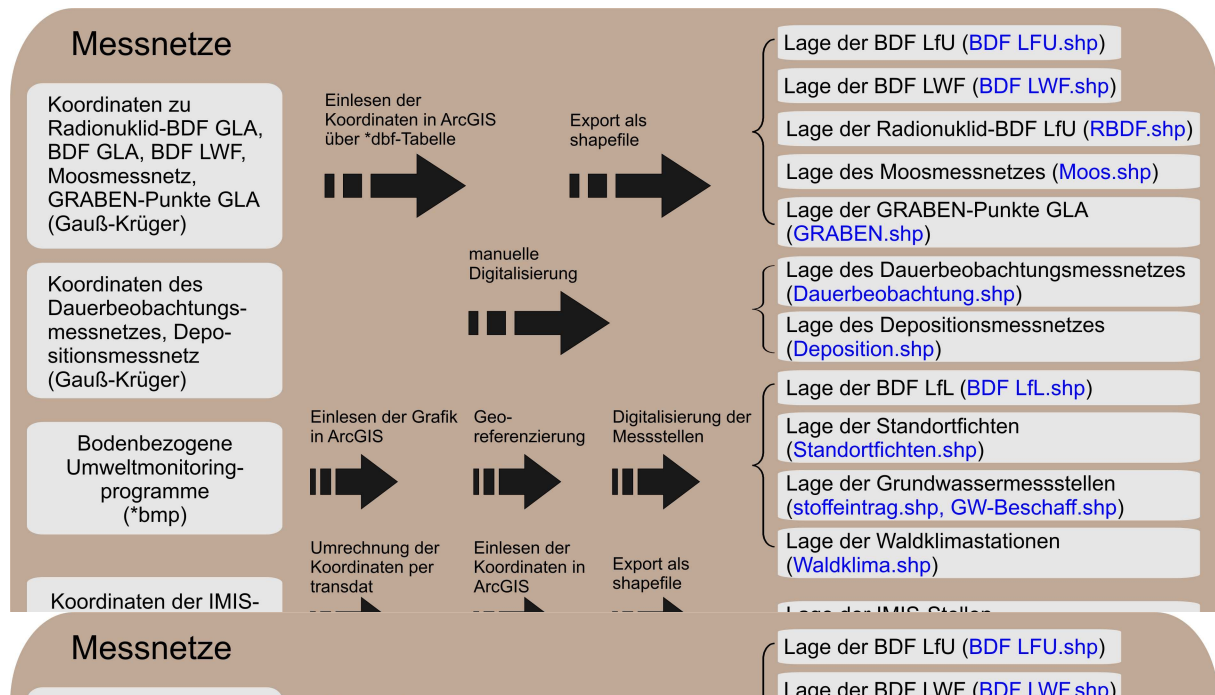


Abb. 8: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung der Kriterienkomplexe *Nähe zu bestehenden Messnetzen der Radioaktivitätsüberwachung* (Kapitel 4.2.3.11.) und *Nähe zu bestehenden Messnetzen im Aufgabenbereich des Umweltmonitorings* (4.2.3.12.)

4.2.3.12. Nähe zu bestehenden Messnetzen im Aufgabenbereich des Umweltmonitorings

Als Grundlage für die Berücksichtigung weiterer Messstationen und Messflächen innerhalb Bayerns dient in erster Linie die bereits erwähnte Übersichtskarte „Bodenbezogene Umweltmonitoringprogramme in Bayern“ (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 12). Alle darin abgebildeten Monitoringmessnetze werden mit in die GIS-Datenbank aufgenommen, da sie wichtige Informationen über Stoffhaushalt und Belastungssituationen einzelner Landschaften

liefern können. Zu den aufgenommenen Messnetzen zählen die von der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft unterhaltenen Waldklimastationen, das vom Landesamt für Umwelt betreute Immissionsökologische Messnetz sowie das ebenfalls vom LfU angelegte Messnetz in Verbindung mit dem Projekt „Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern“ (kurz: GRABEN-Projekt). Eine Übersicht über die genannten Messnetze findet sich in Anhang 2B.

Waldklimastationen

Die Waldklimastationen der LWF erheben neben den gängigen meteorologischen Parametern wie Niederschlag und Temperatur auch Werte zum Kronendurchlass und Stammabfluss, zum Stoffeintrag, zu Menge und Zusammensetzung der Streu, zu Bodenfeuchte und –temperatur sowie zum Bodenwasser (SCHUBERT 1998). Gerade mit der hier angewandten Kombination von meteorologischen und standortkundlichen Parametern lassen sich im Falle eines erneuten Depositionsereignisses möglicherweise wichtige Informationen über Kontaminationsstrukturen und dem Zusammenhang zwischen Standort und Deposition ableiten. Die Positionen der Waldklimastationen werden in gleicher Weise wie auch die Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LfL auf Basis der Übersichtskarte digitalisiert (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 12), zur Datenprozessierung siehe Abbildung 8.

Immissionsökologisches Messnetz

Eine ebenso wichtige Datengrundlage für die Beurteilung radioökologischer Monitoringflächen stellt das Immissionsökologische Messnetz des Bayerischen Landesamtes für Umwelt dar. Dieses setzt sich aus mehreren thematisch spezifizierten Messnetzen zusammen, im Einzelnen aus dem Depositions-, dem Dauerbeobachtungs-, dem Moos- sowie dem Standortfichten-Messnetz. An den 20 Messstellen des Depositionsmessnetzes wird regelmäßig der Eintrag der im Regenwasser gelösten Säurebildner SO_2 , NO_x und NH_3 gemessen (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2003). Die somit erhaltenen Daten geben Aufschluss über mögliche Prädispositionen gegenüber der Bodenversauerung, was unter anderem über die Veränderung des pH-Wertes einen erheblichen Einfluss auf das radioökologische Langzeitverhalten der Böden besitzen kann. Das Dauerbeobachtungsmessnetz umfasst acht Flächen, die sich in ihrer Lage vor allem an den Einflussbereichen wichtiger Schwermetalle orientieren (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2003). Die Erfassung der Schwermetalleinträge ist eher von nachrangigem Belang für die Problematik der Cäsiumkontamination, jedoch werden an diesen Stellen ebenso Analysen an Regenwasser durchgeführt (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2003). Somit stellen sie eine erweiterte Informationsgrundlage im Hinblick auf den Säureeintrag in Böden dar. Das Moos-Messnetz dient dem Monitoring von Schwermetalleinträgen in die Biosphäre von Waldökosystemen. Es umfasst 298

Messstellen. Die 191 Standorte des Standortfichten-Messnetzes orientieren sich an dem gleichen Messraster und fallen daher größtenteils mit den Messstellen des Moosmessnetzes zusammen. Es liefert über die Beprobung von Fichtennadeln spezielle Daten zur Schwefelbelastung in den jeweiligen Gebieten (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2003).

Das Dauerbeobachtungsmessnetz und das Depositionsmessnetz der LfU werden anhand der manuellen Eingabe der Koordinaten digitalisiert (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 15+16). Die Koordinaten der Messstellen des Moos-Messnetzes (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 17) werden dagegen automatisch anhand einer *.dbf-Tabelle digitalisiert (siehe Abbildung 8). Als Grundlage für die Digitalisierung des Standortfichten-Messnetzes dient die georeferenzierte Übersichtskarte „Bodenbezogene Umweltmonitoringprogramme in Bayern“ (Quelle siehe Anhang 5, Nr.12). Alle dafür nötigen Schritte der Datenprozessierung sind in Abbildung 8 schematisch wiedergegeben.

Messnetze zur Grundwasserüberwachung

Das Messnetz Stoffeintrag-Grundwasser erfasst an sieben Stationen Parameter im Bereich der Bodenhydrologie. Es ermittelt daraus Erkenntnisse bezüglich des Stofftransports in der Landschaft über Bodensickerwasser und Oberflächenabfluss (BAYLFU 2007b). Eine Aufnahme in die GIS-Datenbank erscheint durchaus hilfreich, um Rückschlüsse über Tiefenverlagerungsprozesse ermitteln zu können und vor allem, um bei späteren Projekterweiterungen durch die Kopplung der Messnetze risikobehaftete Verlagerungsprozesse aus der Pedosphäre in die Hydrosphäre evaluieren zu können.

Das Messnetz Grundwasserbeschaffenheit erhebt im Zuge der regelmäßigen Grundwasserüberwachung eine Reihe von Standardparametern bezüglich der Belastung mit Schadstoffen, unter anderem auch den Gehalt an Radionukliden wie ^{137}Cs (BAYLFU 2007c). Einträge von Radiocäsium in das Grundwasser können dadurch nachvollzogen werden. Auch hier besteht die Möglichkeit einer späteren Kopplung im Rahmen von Prozessmodellierungen im Hinblick auf künftige Gefährdungspotentiale.

Zur Datenquelle siehe Anhang 5, Nr. 12, zur Datenprozessierung siehe Abbildung 8.

Bodenprofile des GRABEN-Projektes

Die Profilaufnahmen und –beprobungen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz im Rahmen des so genannten GRABEN-Projektes stellen eine sehr wichtige erweiternde Datengrundlage für das Radiocäsium-Monitoring dar. Ursprünglich wurden die Profile, initiiert durch das 1999 erlassene Bodenschutzgesetz, zur flächendeckenden Ermittlung geogener und nutzungsbedingter Schwermetallgehalte und Gehalte an organischen Schadstoffen angelegt. Hierzu fanden detaillierte Profilsprachen inklusive der organischen Auflagen statt. Insgesamt umfasst die Datenbank 1.134 Standorte, die ein 8 x 8 km Raster

nachzeichnen (JONECK et al. 2006). Die dadurch ermittelte breite Basis an Informationen über die Mächtigkeit der organischen Auflagen stellt eine optimale Grundlage für spätere Interpolationen der durch das Radiocäsium-Monitoring ermittelten Messwerte auf der Ebene der Naturräumlichen Einheiten dar. Zudem können wiederum Rückschlüsse über diverse andere Bodenkontaminationen gezogen werden. Als Datengrundlage dienen die vom LfU bereitgestellten Koordinaten der Profile (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 18). Zur Datenprozessierung siehe Abbildung 8.

4.2.3.13. Gleichmäßige Verteilung im Raum

Für die gleichmäßige Verteilung im Raum ist kein eigenständiger Datensatz nötig. Die Analyse erfolgt über die visuelle Kontrolle der räumlichen Verteilung der Monitoringflächen, sowohl in Bezug auf die einzelnen Naturräumlichen Einheiten als auch in Bezug auf das Bayerische Staatsgebiet.

4.2.3.14. Zuordnung zu administrativen Einheiten

Um die zuständigen Ämter für Landwirtschaft und Forsten innerhalb einer Naturräumlichen Einheit ermitteln zu können, wird als Grundlage ein am Institut vorhandenes Shapefile über die Landkreise Bayerns (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 19) sowie eine Karte der Amtsgrenzen von der Website der Ämter für Landwirtschaft und Forsten (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 20) verwendet. Anhand der Karte werden die Landkreise nach Amtsbereichen codiert und zusammengefasst (siehe dazu Abbildung 9).

Die Zuständigkeiten der Forstbetriebe in Bayern können dem von den Bayerischen Staatsforsten bereitgestellten Shapefile „Staatswald.shp“ entnommen werden (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 4). Als Erweiterung dazu wird eine *.dbf-Datenbank mit den Kontaktadressen der Forstbetriebe (Quelle siehe Anhang 5, Nr. 21) erstellt und in ArcMap mit dem Shapefile verschränkt (siehe dazu Abbildung 9).

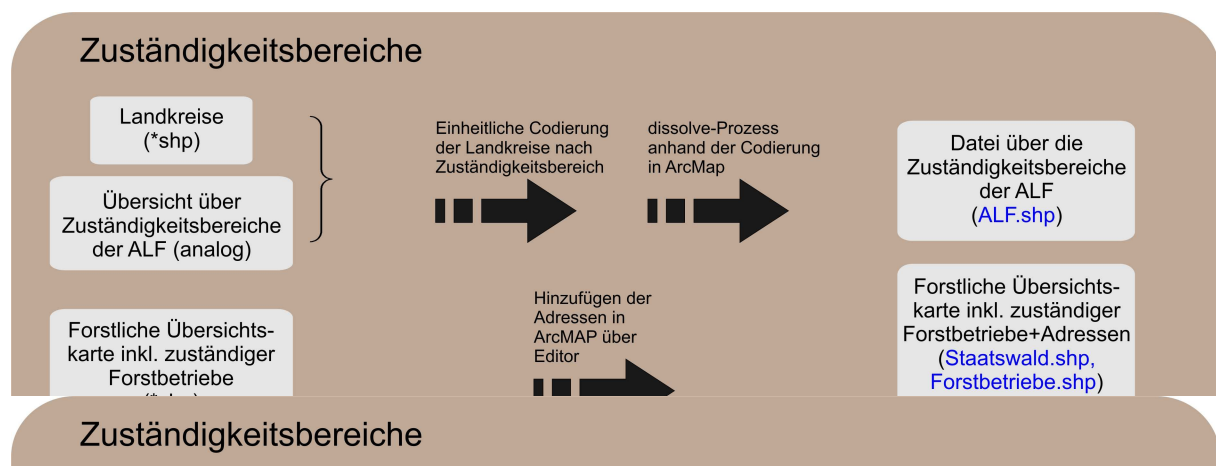


Abb. 9: Schematischer Überblick über die Schritte der Datenprozessierung zur Bestimmung des Kriteriums *Zuordnung zu administrativen Einheiten* (Kapitel 4.2.3.13.)

4.2.4. Strukturierung des Auswahlprozesses

4.2.4.1. Anzahl der Flächen

Bevor der eigentliche Auswahlprozess anlaufen kann, muss zuerst für jede Naturräumliche Einheit die Anzahl der Monitoringflächen festgelegt werden. Dazu werden Karten erstellt, die die einzelnen Höhenklassen in der Naturräumlichen Einheit wiedergeben (siehe dazu DVD, Verzeichnis „Karten mit Höhenklassifizierung“) und anhand dieser die Reliefcharakteristika der Naturräumlichen Einheit bestimmt. Wird das Relief der Naturräumlichen Einheit mehrheitlich von Höhen unter 500 m NN (Höhenklasse 1) bestimmt, so werden zwei Flächen beprobt (Laubwald flach, Nadelwald flach), bestimmen Höhen über 500 m NN (Höhenklasse 2+3) das Relief, so werden hingegen vier Flächen beprobt (Laubwald flach, Nadelwald flach, Laubwald steil, Nadelwald steil) (siehe dazu auch Abbildung 3). Liegen einzelne Teilräume einer Einheit sowohl unter 500 m NN als auch über 500 m NN, so wird in der Regel danach entschieden, welche der beiden Relieftypen den größten Flächenanteil besitzt. Rückschlüsse über den Reliefcharakter aus anderen Quellen, zum Beispiel der Ausführung zu den Naturräumlichen Einheiten nach MEYNEN et al. (1962a+b), können dabei ebenso in die Abwägung miteinbezogen werden. Eine Auflistung der so ermittelten Flächenzahl je Naturräumlicher Einheit findet sich in Anhang 3B wieder.

4.2.4.2. Auswahlverfahren

Nach der Vorverarbeitung der einzelnen Datensätze werden diese gemeinsam in die Benutzeroberfläche des GIS-Projekts eingefügt und darauf aufbauend die Analyseschritte zur Auswahl geeigneter Flächen durchgeführt. Abbildung 10 gibt dazu einen schematischen Überblick. Da die Informationen über Hangneigung, Bestandsart und Zugänglichkeit lediglich über die Topographische Karte ermittelt werden können, werden die erforderlichen Shapefiles über die jeweiligen Oberflächen der Dateien TK50_gk3.mxd, TK50_west.mxd, TK50_ost.mxd und TK50_gk5.mxd gelegt. Zur Erleichterung des Auswahlprozesses werden ergänzend dazu nochmals die Karten der Höhenklassifizierung verwendet, um die erforderlichen Höhenstufen innerhalb der Naturräumlichen Einheiten in übersichtlicher Weise lokalisieren zu können. Des Weiteren wird für jede Naturräumliche Einheit eine separate Karte angefertigt, die die Naturräumliche Einheit, die Staatswälder, sämtliche Messnetze und sämtliche verfügbare Kartenwerke enthält (siehe dazu DVD, Verzeichnis „Kartierungen zur Flächenauswahl“). Zunächst werden dann anhand dieser beiden Arbeitskarten generell in Frage kommende Flächen lokalisiert und anschließend über die Detailbetrachtung anhand der topographischen Karten in ihrer Eignung bezüglich der Kriterien Bestandsart und Hangneigung sowie Zugänglichkeit analysiert.

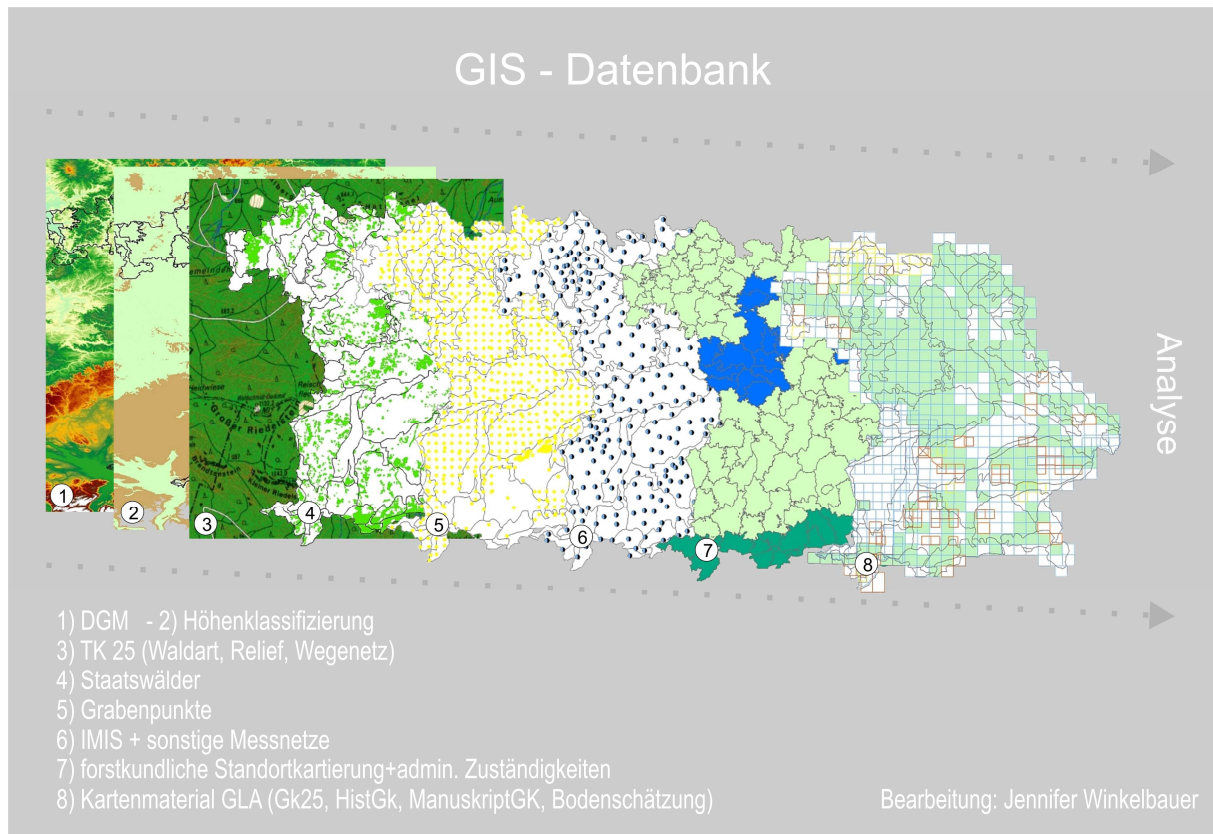


Abb. 10: Räumliche Verschränkung der Informationen durch stufenweise Überlagerung der angefertigten Datensätze (Layer)

Die Auswahl erfolgt dabei nicht willkürlich, sondern nach zuvor festgelegten Konzepten zum Aufbau des Auswahlprozesses. Diese Konzepte regeln die Gewichtung und Abfolge der einzelnen Datensätze und somit der einzelnen Kriterien. Dies ist erforderlich, damit allen Monitoringflächen derselbe Auswahlprozess zugrunde liegt. Im Rahmen der Arbeit wurden zwei solcher Konzepte erstellt, im Nachfolgenden bezeichnet als Kriterienliste 1 und Kriterienliste 2 (siehe dazu Abbildung 11). Jedes dieser Konzepte besitzt eine eigene Zielsetzung, die es durch den Auswahlprozess in bestmöglicher Form wiederzugeben gilt. Dadurch sollen zwei alternative Handlungsmöglichkeiten aufgezeigt werden. Kriterienliste 1 stellt einen etwas vereinfachten und somit auch schnelleren Analyseprozess dar. Hier geht es nur darum, jene Flächen zu finden, die den besten Anschluss an vorhandene Messnetze und die beste Abdeckung mit weiterführenden landschaftsökologisch relevanten Kartierungen besitzen. Kriterienliste 2 stellt die ausführlichere und somit im wissenschaftlichen Sinne auch wünschenswertere Variante dar. Hier werden ebenso die Kriterien der Liste 1 berücksichtigt. Allerdings werden ergänzend dazu zum Teil bereits im Vorfeld verfeinernde Auswahlprozesse angesetzt, die die Flächen danach beurteilen, ob ihre Höhenlage die Reliefeigenheiten der Naturräumlichen Einheiten wiedergibt, ob die Flächen gleichmäßig innerhalb der Naturräumlichen Einheiten verteilt liegen und ob sie sich innerhalb größerer, zusammenhängender Waldareale befinden.

Als wichtigstes Kriterium innerhalb des Auswahlprozesses nach Kriterienliste 1 gilt die Lage der Flächen im Staatswald. Dies wird als wesentliche Voraussetzung angesehen. Diese Gebiete müssen dann zunächst hinsichtlich ihrer Bestandsart unterschieden werden, um die vorgegebene, in Abbildung 3 beschriebene Systematik einhalten zu können. Gleiches gilt auch für die nachfolgende Differenzierung der Hangneigung. Als nächstes wird die Auswahl auf jene Flächen innerhalb der Staatswälder eingeschränkt, die möglichst nah an IMIS-Stationen des Bundes zur Überwachung der Ortsdosisleistung (IMIS-ODL-Stationen) liegen. Dem folgt die Orientierung an den Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Insbesondere gilt dies für die Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LWF sowie der Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen des LfU. Ihre Bedeutung kommt in etwa der der IMIS-ODL-Messstationen gleich, da sie wichtige Parameter einer umfassenden Radioaktivitätsüberwachung darstellen. Danach folgen sonstige Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LfU. Unbedeutender sind hingegen die Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LfL an denen zwar Radioaktivitätskontrollen im Zuge des Strahlenschutzvorsorgegesetzes durchgeführt werden, die jedoch aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzung nur bedingt repräsentativ für das Kontaminationsverhalten von Waldökosystemen sind. Anschließend besitzt die Auswahl von Flächen, die umfassend mit Kartenmaterial hinterlegt sind, größte Bedeutung, da dies die Grundlage für eine eingehende und aussagekräftige Charakterisierung der an den Standorten wirksamen landschaftsökologischen Voraussetzungen bildet. Demgegenüber als nachrangig bewertet wird die Nähe zu den beschriebenen Messnetzen des Umweltmonitorings. Diese können zwar durchaus sinnvolle ergänzende Angaben zu gewissen Umweltparametern liefern, sind jedoch für eine landschaftsökologische Bewertung der Flächen im engeren Sinne nicht erforderlich. Sind in der Naturräumlichen Einheit Naturwaldreservate vorhanden, so sind diese bevorzugt auszuwählen, sofern sie die passende Bestandsart und Hangneigung aufweisen. Mit diesem Punkt ist die nach Kriterienliste 1 zu berücksichtigende Auswahlabfolge abgeschlossen.

Zu Beginn der Kriterienliste 2 steht ebenso die obligatorische Lage im Staatswald. Hier erfordert der Auswahlprozesses als nächstes jedoch eine Beschränkung auf Flächen, die charakteristisch für das Relief der Naturräumlichen Einheit sind. Die Höhenlage einer Monitoringfläche soll deshalb der am häufigsten vorkommenden Höhenklasse entsprechen. Die zu berücksichtigenden Höhenklassen sind in diesem Fall aufgeteilt in Höhenbereiche, zwischen denen charakteristische Unterschiede in der Humusvariabilität zu erwarten sind, entsprechen also den Bereichen unter 500 m NN, 500 bis 1000 m NN sowie über 1000 m NN (VÖLKEL & LEOPOLD 2006). Sind zwei Höhenklassen annähernd gleich stark vertreten, so sind beide zu gleichen Teilen von den Monitoringflächen abzudecken. Diese Auswahlbeschränkung verkompliziert den Auswahlprozess erheblich. Vor allem wenn für eine Naturräumliche Einheit der Wechsel zweier oder mehrerer Höhenklassen

charakteristisch ist, bedarf es eines aufwändigen Abgleichs der bisherigen Kriterien mit den einzelnen Höhenklassen. Will man eine korrekte Erfassung der Radiocäsiumkontamination erreichen, so muss dieses Kriterium jedoch auf jeden Fall berücksichtigt werden. Der Höhenlage untergeordnet folgt der gleiche Kriterienblock wie auch in Kriterienliste 1. Des Weiteren soll nach Kriterienliste 2 in jedem Fall auch die gleichmäßige Verteilung der Flächen innerhalb der Naturräumlichen Einheit angestrebt werden. Wenn möglich sollte in einem größeren Zusammenhang auch die Verteilung der Flächen über ganz Bayern überprüft werden. Abschließend sind Flächen, die in einem größeren zusammenhängenden Waldstück liegen, bevorzugt auszuwählen.

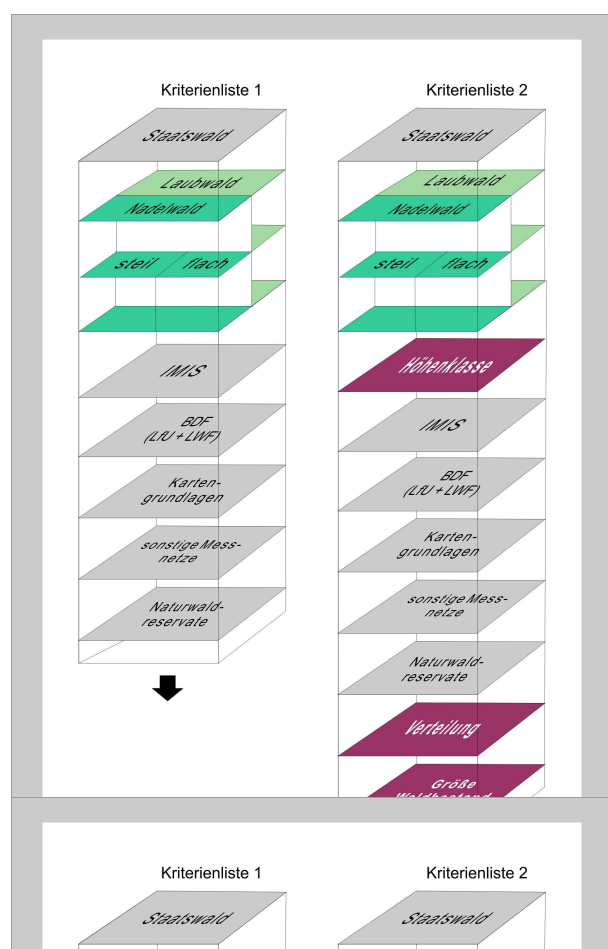


Abb. 11: Strukturierung der beiden Auswahlverfahren nach Kriterienliste 1 und 2 (Filterebenen, die nur in Kriterienliste 2 Anwendung finden, sind durch rote Farbgebung hervorgehoben)

Es bleibt anzumerken, dass während des eigentlichen Auswahlprozesses teilweise leichte Modifikationen in der Gewichtung vorgenommen werden müssen. Im Idealfall erfüllt die Monitoringfläche alle Bedingungen. In der Realität ist dieser Fall angesichts der Vielzahl an Anforderungen jedoch häufig nicht zu bewerkstelligen. Wenn es nicht möglich ist, für eine Naturräumliche Einheit Flächen zu finden, die allen Anforderungen gerecht werden, so werden sie im Einzelfall nach persönlicher Abwägung ausgewiesen, natürlich unter Wahrung so vieler Kriterien als möglich. Um das zugrunde liegende Flächenauswahlkonzept gemäß der Handlungsvorgabe einhalten zu können, ist jedoch die Abdeckung aller erforderlichen Bestands- und Hangneigungstypen unumgänglich. Andernfalls würde dem Auswahlprozess die komplette Grundlage entzogen. Häufig muss daher auf die

Erfüllung zweitrangiger Kriterien, so zum Beispiel auch der Lage in einem Staatswald, verzichtet werden. Obwohl dieses Kriterium bei beiden Auswahlverfahren an erster Stelle steht, ist es letzten Endes nur von organisatorischer Bedeutung und kann daher erforderlichenfalls unberücksichtigt bleiben.

4.3. Methoden zur Analyse der Untersuchungsgebiete

4.3.1. Geländeaufnahme

4.3.1.1. Verortung der Untersuchungsgebiete

Die Lage der beiden Untersuchungsgebiete wird zum einen über die in der GIS-Datenbank definierten Koordinaten bestimmt. Für eine erleichterte Verortung im Gelände wird zudem ein Ausdruck des zugehörigen Blattausschnittes der hinterlegten Topographischen Karte 1:50.000 und dem darin eingezeichneten Untersuchungsgebiet angefertigt. Für das Untersuchungsgebiet Schrobenshausen SR1 wird gemäß der Bestimmungen der Handlungsvorgabe für flache Areale eine Fläche von 50 x 50 m eingemessen. Für das als steil ausgewiesene Untersuchungsgebiet SW1 in Schwarzach dementsprechend nur eine Fläche von 30 x 30 m. Die Gebietseinmessung erfolgt mittels Maßband und Kompass, die Eckpunkte werden nach der Einmessung mit Pfosten markiert.

4.3.1.2. Probennahme

Die Beprobung des Untersuchungsgebietes wird anhand zweier unterschiedlicher Methoden durchgeführt. Zum einen werden gemäß der Handlungsvorgabe Bodenmonolithen ausgestochen und diese horizontbezogen beprobt (vgl. VÖLKELE & LEOPOLD 2006), zum anderen wird eine Beprobung anhand von Mischproben durchgeführt, bei denen lediglich zwischen organischen Auflagen und Mineralboden unterschieden wird. Letzteres Probennahmeprinzip ist angelehnt an die standardisierte Vorgehensweise für Beprobungen nach der Richtlinie zur Emission- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (vgl. BMU 1998).

Probennahme anhand von Bodenmonolithen

Insgesamt werden jeweils drei Bodenmonolithen beprobt. Die Entnahmestellen werden möglichst gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt. Zudem wird auf eine Reihe weiterer Parameter geachtet, die in der Handlungsvorgabe von VÖLKELE & LEOPOLD (2006) beschrieben sind. Entnahmestellen von Bodenmonolithen müssen demnach mindestens einen halben Meter vom Stammablauf der Bäume entfernt sein, dürfen keinerlei erkennbare Störungen an der Oberfläche aufweisen, müssen eine flächendeckende Streuauflage aufweisen und müssen für ihr Umfeld repräsentativ sein (VÖLKELE & LEOPOLD 2006: 64). Die anschließende Probenentnahme erfolgt mit Hilfe eines Edelstahlspatens. Dazu werden Blöcke mit einer Grundfläche von ca. 20 x 20 cm bis in eine Tiefe von ca. 30 cm ausgestochen. Zunächst wird die Seite, an der später die Probennahme erfolgt, mit einem Edelstahlkittmesser von innen nach außen durch Abkratzen von ca. 1 cm Bodenmaterial von Verunreinigungen befreit. Die feldbodenkundliche Aufnahme und Beprobung des

Bodenmonolithen erfolgt unter Verwendung eines eigens dafür ausgearbeiteten Geländeprotokolls (VÖLKELE & LEOPOLD 2006). Dafür wird der Bodenmonolith in L-, Of-, Oh-, A- und B-Horizont ausgewiesen, der Verlauf der Horizontgrenzen mit einem Zollstab abgemessen und die Horizontmerkmale nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung der AG BODEN (1994) aufgenommen. Der Umfang der angesprochenen Merkmale wird jedoch deutlich reduziert. Vornehmlich steht dabei die Ausprägung der organischen Auflagen und des humosen Oberbodens im Vordergrund, die mineralischen Unterbodenhorizonte werden aufgrund der mangelnden Relevanz für die Problematik von Radiocäsium in Waldökosystemen nur nachrangig betrachtet. Eine genauere Analyse möglicher Schichtwechsel innerhalb des Mineralbodens sowie eine detaillierte Beschreibung der zugrunde liegenden Pedogenese wird daher nicht angestellt. Zudem werden an jeder Entnahmestelle Unterwuchs und auffällige Geländeeigenheiten beschrieben. Anschließend wird, stets beginnend mit den organischen Auflagen, aus jedem Horizont Probenmaterial je nach Mächtigkeit in Mengen von ca. 50 - 500 g entnommen, in 3l – Gefrierbeutel gefüllt, gekennzeichnet und verschlossen aufbewahrt. Alle verwendeten Geräte werden dabei vor jeder neuen Horizontbeprobung sorgfältig gereinigt. Die Probennahme erfolgt über den gesamten Horizontbereich hinweg, auf eine Beprobung mächtigerer Bodenhorizonte in 5 cm – Schritten wird im Rahmen dieser Arbeit verzichtet, da es sich bei der hier vorliegenden Fragestellung nicht um eine Detailstudie der Radiocäsium-Tiefenverlagerung handelt. B-Horizonte werden lediglich innerhalb der obersten 10 cm beprobt.

Probennahme anhand von Mischproben

Für die Mischproben wird die Mindestanzahl von 20 Beprobungspunkten (BMU 1998) gleichmäßig über das Untersuchungsareal verteilt. Ein Metallrohr mit einem Durchmesser von 5 cm wird an den jeweiligen Entnahmestellen bis ca. 30 cm Tiefe mit Hilfe eines Hammers in den Boden getrieben und mitsamt dem Probenmaterial entfernt. Das dadurch entnommene Material wird in Horizonte der organischen Auflage und Horizonte des Mineralbodens unterteilt und in gekennzeichnete 3l – Gefrierbeutel eingefüllt. Dazu wird zunächst die Streu am oberen Ende gemäß den Vorgaben der Messanleitung F- γ -SPEKT-BODEN-01-1998-01 entfernt (BMU 1998), anschließend vorsichtig das restliche Bodenmaterial aus dem Rohr herausgelöst. Dabei ist es äußerst wichtig, auf eine exakte Trennung der organischen Auflagen und des Mineralbodens zu achten und Verunreinigungen durch unsauberes Herauslösen aus dem Rohr in jedem Falle zu vermeiden. Bei der weiteren Beprobung werden dieselben Beutel wieder verwendet und dadurch Mischproben erzeugt.

4.3.2. Laboranalytische Methoden

Der Umfang der laboranalytischen Untersuchung setzt sich zusammen aus der Bestimmung der Bodenkontamination mit den Radionukliden ^{137}Cs und ^{40}K sowie der Bestimmung einer Reihe bodenchemischer Parameter. Deren Auswahl richtet sich dabei nach ihrer Relevanz hinsichtlich der Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit innerhalb des Bodens. Im Einzelnen werden die Parameter pH-Wert sowie der Gehalt an Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff ermittelt. Über den pH-Wert lassen sich grundsätzliche Voraussetzungen der Humusbildung ableiten. Dazu gehören vor allem Aussagen über die Aktivität der Bodenfauna und -flora sowie über den Einfluss der Bestandszusammensetzung. Außerdem wird der pH-Wert als ein äußerst wichtiger Faktor hinsichtlich des Cäsiumtransfers in die Nahrungskette angesehen. Unter anderem stellen SCHELL & TOBIN (1990), DRISSNER et al. (1998) sowie KIEFER et al. (1996) erhöhte Transferraten bei niedrigerem pH-Wert fest, was auf die vermehrte Desorption der Cäsiumionen von der organischen Substanz unter der steigenden Konkurrenz der H^+ -Ionen zurückgeführt wird (SCHELL & TOBIN 1990).

Die Ermittlung des Gehaltes an Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff dient der Berechnung des C/N-Verhältnisses. Das C/N-Verhältnis birgt ebenso Informationen über die Radiocäsiumkontamination eines Bodens, weil dadurch Aussagen über die Beschaffenheit der Humusformen gemacht werden können. Gemäß einer Arbeit von VALLEJO et al. 1990 besteht ein statistisch nachweisbarer Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis als Ausdruck des Zersetzungsgrades und dem Radiocäsiumgehalt eines Horizontes. Diesbezüglich wird eine negative Korrelation des Radiocäsiumgehaltes zu den beiden Parametern Kohlenstoffgehalt und C/N-Verhältnis postuliert (VALLEJO et al. 1990), was mit der allgemein besseren Kationenaustauschkapazität mit zunehmender spezifischer Oberfläche erklärt werden kann. Allerdings darf angesichts einer möglichen Interpretation auch der Einfluss der Lignin-Fraktion (ANDOLINA & GUILLITTE 1990) in weniger gut zersetzten Horizonten nicht unbeachtet bleiben.

Auf eine detaillierte Humusfraktionierung und Analyse des Humifizierungsgrades wird im Rahmen dieser Arbeit verzichtet, auch wenn diese Parameter durchaus einen wesentlichen Einfluss auf die Sorptionsprozesse zwischen organischer Substanz und Radiocäsium ausüben können, wie im Falle der Lignine nachgewiesen (ANDOLINA & GUILLITTE 1990). Als Alternative dazu können entsprechende Rückschlüsse auch mittels der bei der Geländeaufnahme angesprochenen Humusform und der Ausprägung der einzelnen organischen Auflagen gezogen werden.

Ebenso wird im Rahmen dieser Arbeit auf bodenphysikalische Analysen (Korngrößenverteilung, Tonmineralanalyse etc.) verzichtet, da das Hauptaugenmerk den organischen Auflagen gilt und die im Gelände getroffenen Angaben über die Mineralbodeneigenschaften im Bezug auf die Cäsiumfixierung als ausreichend erachtet

werden. Ausnahmslos alle Analysen, einschließlich der Gammaskpektrometrie, können im Labor der Professur für Landschaftsökologie und Bodenkunde bewerkstelligt werden.

4.3.2.1. Probenaufbereitung

Nach der Entnahme im Gelände werden die Bodenproben getrennt nach Horizonten beziehungsweise getrennt nach Mischproben der organischen Auflagen und der Mineralbodenhorizonte in 3l Gefrierbeuteln gefüllt und verschlossen. Die Proben des Untersuchungsgebietes Schwarzach 1 wurden noch am selben Tag in einem Umlufttrockenschrank bei 40°C bis zur vollständigen Trocknung für mindestens 24 Stunden eingestellt. Die Proben des Untersuchungsgebietes Schrobenshausen 1 wurden aufgrund organisatorischer Umstände zunächst für zwei Tage in den offenen Probenbeuteln luftgetrocknet und erst anschließend unter gleicher Vorgehensweise im Umlufttrockenschrank vollständig getrocknet.

Probenexemplare aus dem Mineralboden werden anschließend in einem Porzellanmörser vorsichtig gemörsert, mit einem Sieb der Maschenweite 2 mm in Fein- und Grobboden aufgetrennt und aufbewahrt. Ebenso werden aus dem Feinboden erkennbare Fragmente an organischer Substanz entfernt und aufbewahrt. Für die anschließenden Laboranalysen wird stets nur der Feinboden verwendet. Probenexemplare organischer Auflagenhorizonte werden mit einer handelsüblichen Küchenmühle so weit wie möglich (bis unter 1 – 2 cm) zerkleinert. In beiden Fällen werden die verwendeten Geräte vor jeder neuen Probe sorgfältig gereinigt.

4.3.2.2. Bodenchemische Analysen

pH-Wert

Der pH-Wert wird mittels Suspension in 0.01 m Calciumchlorid bestimmt. Dazu werden jeweils ca. 10 g Feinboden in Bechergläser eingewogen, mit 25 ml Calciumchlorid vermengt und aufgemischt. Messungen finden nach 30 min. sowie nach 24 Std. nach erneuter Durchmischung statt. Erfasst wird die H⁺-Konzentration dabei nach potentiometrischem Prinzip über eine Glaselektrode in Kombination mit einem pH-Meter der Firma WTW, Typ 521 (VÖLKELE 1995b).

Bestimmung der Gesamtgehalte an C, N und S

Die Bestimmung der Gesamtgehalte an C, N und S erfolgt innerhalb eines gemeinsamen Analyseverfahrens auf Basis der Gaschromatographie unter Verbrennung des Probenmaterials mit reinem Sauerstoff bei 950° C an dem Gerät vario EL III der Firma elementar (VÖLKELE & LEOPOLD 2006). Das Analyseverfahren erfordert eine gründliche Homogenisierung des Probenmaterials. Dazu werden die Proben in einer Achatkugelmühle des Typs Pulverisette 5 (Firma Fritsch) fein gemahlen. Anschließend wird das

Probenmaterial in Zinnschiffchen eingewogen und darin verschlossen. Die Einwaage beträgt bei Proben der organischen Auflagen ca. 10 – 15 g, bei Proben des Mineralbodens ca. 30 – 40 g. Zur Eichung der Messung werden zudem 6 Eichproben mit jeweils ca. 5 g Sulfanilsäure eingewogen und verschlossen. Deren Messung wird eingangs der Messreihe den eigentlichen Proben vorgeschaltet. Für exakte Ergebnisse muss gewährleistet sein, dass während des gesamten Verarbeitungsvorgangs von der Einwaage bis zur Messung kein Probenmaterial aus den Zinnschiffchen austreten kann. Bei der anschließenden Interpretation ist zu beachten, dass aus den über dieses Verfahren ermittelten Gesamtgehalten nicht direkt auf den Anteil organisch gebundenen Stick- und Kohlenstoffs geschlossen werden kann. Insbesondere im Mineralboden sind diesbezüglich Einflüsse carbonathaltiger Substrate zu berücksichtigen.

4.3.2.3. Gammaskopimetrische Radionuklidmessung

Die Messung der Radionuklidkonzentrationen wird an einem Reinst-Germanium-Detektor mit Vielkanalanalysator der Firma Canberra Packard, Serientyp 95, durchgeführt. Die Auswertung erfolgt mit Hilfe der ebenfalls von der Firma Canberra Packard entwickelten Software GENIE2k.

Qualitätssicherung

Wichtigste Voraussetzung für den Betrieb eines Gammaskopimeters ist die kontinuierliche Qualitätssicherung durch Kalibrationsmessungen, um eine ausreichende Zuverlässigkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Die Identifikation von Radionukliden erfolgt prinzipiell über einen für das jeweilige Nuklid spezifischen Energiebereich, in dem das Radionuklid die höchste Emissionswahrscheinlichkeit aufweist. Für ^{137}Cs liegt dieser Energiebereich bei 662 keV (VÖLKELE 2002: 15). Die so genannte Energiekalibrierung ist Grundvoraussetzung für die Identifikation der Radionuklide. Anhand der Messung einer Standardlösung mit bekannter Radionuklidzusammensetzung werden den nuklidspezifischen Energiebereichen höchster Emissionswahrscheinlichkeit diejenigen Kanäle zugeordnet, die diesen Energiebereich erfassen. Das Labor an der Universität Regensburg verwendet dazu eine standardisierte Mischlösung Typ QCYB410 mit den Radionukliden ^{133}Ba , ^{57}Co , ^{139}Ce , ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{54}Mn , ^{88}Y und ^{65}Zn der Firma AEA Technology QSA GmbH (VÖLKELE & LEOPOLD 2006). Diese Kalibration sollte in regelmäßigen Abständen (monatlich) wiederholt werden, da es im Betriebsverlauf in dem Detektorsystem zu einer so genannten Energiedrift kommen kann, die bewirkt, dass die radionuklidspezifische Energie nicht mehr von dem festgelegten Kanal sondern von einem anderen erfasst wird, was zu erheblichen Fehlinterpretationen führen kann. Die Effizienzkalibrierung dient der Korrektur von Messfehlern, die durch die Abschwächung der Zerfallsenergie auf dem Weg von der Strahlungsquelle zum Detektor entstehen (LANGER & MÜLLER 1998). Für die Effizienzkalibrierung wird ebenfalls die bereits

beschriebene Mischlösung Typ QCYB410 verwendet. Diese wird in den Probenbehältern auf dieselben Messgeometrien aufgefüllt, die später für die normalen Probenmessdurchgänge verwendet werden. In diesem Falle auf 20ml, 50ml und 100ml. Unter Korrelationsberechnungen kann der von der jeweiligen Messgeometrie verursachte Effekt ermittelt und in der Folge automatisch verrechnet werden. Diese Kalibrierung muss in der Regel nur einmalig durchgeführt werden. Ein weiterer Messfehler kann sich durch Verunreinigungen des Detektorsystems ergeben. Verunreinigungen innerhalb der Messkammer, aber auch Strahlung von außerhalb, können am Detektor ebenfalls Impulse und somit ausgeprägte Untergrundspektren erzeugen. Um dies auszuschließen wird regelmäßig, im Abstand eines Monats, eine so genannte Nulleffekt-Kalibration durchgeführt, indem für mindestens 2,5 Tage ein Messvorgang ohne Probe durchgeführt wird.

Routinemessungen

Die vorverarbeiteten Proben können direkt, ohne weitere Aufbereitung, für die gammaspektrometrischen Untersuchungen verwendet werden. Die Proben werden dazu in PET-Kautexflaschen mit Schraubverschluss gefüllt. Die abgefüllte Probenmenge muss für die Verwertbarkeit der Messdaten genau den Eichmengen der Effizienzkalibrierung entsprechen. Je nach Ergiebigkeit des Probenmaterials werden daher entweder 20 ml, 50 ml oder 100 ml verwendet und das Gewicht der Probeneinwaage notiert. Als Bezugsdatum für die Messung wird stets das Datum der Probenentnahme im Gelände angegeben. Um den Messfehler kleiner 5 % zu halten, wird die Messzeit dementsprechend modifiziert. Die Messgenauigkeit kann in jedem Fall durch Einhaltung einer maximalen Messzeit von 24 Stunden erreicht werden (VÖLKEL 2002). Ebenso wird die maximale Messgenauigkeit erreicht, wenn die Messung nach Ermittlung der dafür erforderlichen Anzahl von 1100 Impulsen endet. Das Messergebnis wird automatisch in Bq/kg bezogen auf die spezifische Aktivität der Trockenmasse angegeben.

5. Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen werden im Rahmen dieser Arbeit auf lediglich zwei Monitoringflächen beschränkt und exemplarisch durchgeführt. Hierfür wird zum einen ein Standort in der Naturräumlichen Einheit des Donau-Isar-Hügellandes, zum anderen ein Standort in der Naturräumlichen Einheit des Vorderen Bayerischen Waldes ausgewählt. Durch die hier getätigte Beschreibung der Untersuchungsgebiete wird der eigentlichen Präsentation der ausgewählten Monitoringflächen vorweggegriffen. Eine detaillierte Darlegung dazu findet sich in dem an späterer Stelle ausgeführten Kapitel 6.1. Die Auswahl der beiden Untersuchungsgebiete erfolgte einerseits nach dem Kriterium, möglichst nahe im Umfeld des Hochschulstandortes Regensburgs zu liegen und die dort vertretenen Naturräume zu repräsentieren. Zudem sollten bewusst zwei unterschiedliche Naturräumliche Einheiten untersucht werden, um mögliche landschaftsökologisch bedingte Unterschiede bezüglich der Cäsiumkontamination aufzeigen und diskutieren zu können. Die Lage der Untersuchungsgebiete im Molassebecken des Tertiärhügellandes einerseits und im kristallinen Grundgebirge des Bayerischen Waldes andererseits, lässt diesbezüglich grundsätzliche Unterschiede hinsichtlich der Parameter Ausgangssubstrat, Relief und Klima erwarten. Im Folgenden werden die beiden ausgewählten Untersuchungsgebiete dargestellt und vor dem Hintergrund der jeweiligen Naturräumlichen Einheit eingehend erläutert.

5.1. Untersuchungsgebiet Schrobenhausen

Das erste Untersuchungsgebiet liegt im Hagenauer Forst bei Schrobenhausen und ist der Naturräumlichen Haupteinheit 062 Donau-Isar-Hügelland zugeordnet. Monolithen und sonstige Bodenproben aus diesem Gebiet werden in den folgenden Ausführungen jeweils anhand des vorangestellten Kürzels SR1 gekennzeichnet. In Anhang 6A ist zur näheren Beschreibung die für diese Einheit angefertigte Höhenklassifikation in Form einer Karte dargelegt. Anhang 6B gibt ergänzend dazu einen Überblick über sämtliche ausgewählte Monitoringflächen, das Untersuchungsgebiet Schrobenhausen ist durch eine gelbe Markierung herausgestellt. Anhand der aus Anhang 6B ersichtlichen Hinterlegung mit den verfügbaren Kartenwerken kann bei der Bearbeitung des Standortes in einfacher Weise auf die nötigen Informationen zurückgegriffen werden. Die genaue Lage des Untersuchungsgebietes kann einem Blattausschnitt der Topographischen Karte 1:50.000 in Anhang 6C entnommen werden. Das Untersuchungsgebiet in Schrobenhausen ist als flach definierte Monitoringfläche unter Nadelwaldbestand mit einer Lage in Höhenklasse 1 (nf1) ausgewiesen. Diese Kriterien können im Gelände bestätigt werden. Da es sich bei der angesprochenen Naturräumlichen Einheit um eine Einheit außerhalb der Mittel- und Hochgebirge handelt, gibt es neben diesem Untersuchungsgebiet nur noch eine weitere Monitoringfläche, bezeichnet als lf1. Letztere befindet sich in dem größten Forst der Einheit,

das Untersuchungsgebiet liegt ebenfalls in dem größeren Waldgebiet des Hagenauer Forsts. Beide Flächen können sowohl nach Kriterienliste 1 als auch 2 als Monitoringflächen verwendet werden, sie erfüllen also sowohl die erforderliche Höhenlage als auch eine gute Informationsbasis und ausreichenden Anschluss an Messnetze. Prinzipiell wären für die Platzierung in größeren Waldbeständen drei weitere Flächen alternativ zur Verfügung gestanden, allerdings konnten diese nicht mit den Kriterien der Messnetznähe, Informationshinterlegung beziehungsweise mit der Höhenklasse in Einklang gebracht werden.

5.1.1. Naturraum Donau-Isar-Hügelland

Eine Übersicht über die Lage der Naturräumlichen Einheit findet sich in Anhang 3A (Kennziffer 062). Als typische Einheit im Bereich des Tertiärhügellandes zeichnet sich das Donau-Isar-Hügelland hinsichtlich seiner Geologie durch die engmaschige Verzahnung tertiärer Molassesedimente sowie den ihnen aufliegenden quartären äolischen oder auch kolluvialen Decksedimenten aus. Die tertiären Sedimente stammen hauptsächlich aus dem Obermiozän. Im südwestlichen Bereich der Einheit liegt vor allem Feinflinz als Substrat vor, daran anschließend verläuft entlang des Laufes der Ur-Loisach die Fazies des so genannten Hauptschotters. Nördlich der Paar in Richtung Donaumoos tritt dann wieder Feinflinz als dominierendes Substrat auf (MEYNEN et al. 1962a). Löß beziehungsweise Lößlehm findet sich vor allem auf den flachen, ostexponierten Hängen, wohingegen die steilen westexponierten Hänge eher von tertiären Sedimenten eingenommen werden (BAYGLA 1992). Das Relief der Naturräumlichen Einheit weist keine extremen Höhenunterschiede auf. Es fällt vom Randbereich entlang der Moränenstränge des Voralpenlandes im Südwesten (höchste Erhebungen ca. 520 – 550 m) in Richtung Beckeninneres im Nordosten (höchste Erhebungen 350 – 400 m) hin ab (MEYNEN et al. 1962a). Besonders prägnant ist dabei der Höhenabfall entlang der Paar, wodurch sich auch die Reliefenergie von ca. 60 – 100 m auf nur noch 20 – 50 m vermindert (MEYNEN et al. 1962a). Gemäß der für das Tertiärhügelland charakteristischen, durch periglaziale Morphodynamik verursachten Talasymmetrie sind die Westhänge im Allgemeinen meist steiler ausgebildet als die Osthänge (BAYGLA 1992).

Aufgrund der gemäßigten Höhenlage und Reliefgliederung weisen auch die klimatischen Gegebenheiten keine auffälligen Besonderheiten auf. Die Erhebungen liegen alle unter 600 m. Es gibt also keine Höhenzüge, die innerhalb der Landschaft für markante Niederschlagsverteilungen sorgen würden. Die Jahresniederschlagsmengen steigen aufgrund der Höhenzunahme von Norden nach Süden lediglich von 600 – 700 mm auf 700 - 800 mm an, die Jahresmitteltemperatur liegt bei ca. 7°C (BAYFORKLIM 1996; MEYNEN et al. 1962a). Die Entwässerung innerhalb des Donau-Isar-Hügellandes erfolgt mit Ausnahme der Paar vornehmlich über autochthone Flusssysteme (MEYNEN et al. 1962a). Entsprechend der Feingliederung der Ausgangssubstrate im Molassebecken erweist sich auch die

Bodenentwicklung als äußerst vielgestaltig. Dort, wo Löß beziehungsweise Lößlehm das Ausgangssubstrat der Bodenbildung stellen, liegt als charakteristischer Bodentyp zumeist eine Parabraunerde vor. Unter Stauwirkung des Tonanreicherungshorizontes bei fortgeschrittener Lessivierung kann die Ausbildung von Pseudogleyen erfolgen. Auch können periglaziale Deckschichten aus miozänen Sanden und Lößbeimengungen vorliegen und ebenfalls für die Ausbildung von Parabraunerden sorgen (LEOPOLD et al. 2003). Charakteristischer Bodentyp auf sandigem Ausgangssubstrat ist hingegen die Braunerde (RAAB et al. 2005). In den Tiefenlinien resultieren aus dem Hangwasseraustritt häufig Niedermoore. Diese sind jedoch aufgrund der stark ausgeprägten Bodenerosion durch intensive ackerbauliche Nutzung in vielen Fällen durch mächtige Kolluvien überdeckt. In Korrelation dazu finden sich auf den Hängen Erosionsformen in der Gestalt von Pararendzinen (LEOPOLD et al. 2003). Je nach Fortschritt der Bodenversauerung weisen die Böden unterschiedlich stark ausgeprägte Podsolierungstendenzen auf.

Hinsichtlich der Vegetation unterscheidet die forstkundliche Wuchsgebietsgliederung zwischen dem Oberbayerischen Tertiärhügelland im Westen und dem Westlichen Niederbayerischen Tertiärhügelland im Osten der Einheit, mit jeweils gleichem Flächenanteil (GULDER 2001). Beide Wuchsgebiete weisen sehr ähnliche Voraussetzungen als Standort für die potentielle Vegetation auf. Diese setzt sich ursprünglich hauptsächlich aus Eichen-Buchen-Mischwäldern mit geringem Tannen- und Kiefernanteil beziehungsweise aus Kiefern-Eichenwäldern zusammen (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1985). Der mittlere Niederschlag liegt im Oberbayerischen Tertiärhügelland bei 730 – 940 mm, im Niederbayerischen Tertiärhügelland bei 680 – 980 mm und weist in beiden Fällen ein erkennbares Süd-Nord-Gefälle auf (GAUER & ALDINGER 2005). Die potentielle Vegetation im Oberbayerischen Tertiärhügelland entspricht relativ einheitlich Hainsimsen-Buchenwäldern mit vereinzelt Tannen. Im Niederbayerischen Tertiärhügelland bewirken die häufig staunässebeeinflusste Böden eine potentielle Vegetation in Form von Eichen-Hainbuchenwäldern (GAUDER & ALDINGER 2005). Allerdings wurden im 19. Jahrhundert viele der Forstflächen auf lößhaltigen Substraten mit Fichten, auf sandigen Substraten mit Fichten und Kiefern aufgeforstet (GAUER & ALDINGER 2005). Diese prägen daher in weiten Teilen die aktuelle Bestandszusammensetzung. Lößlehm und Molassesedimente stellen aktuell laut Waldbodeninventur neben dem Gneis diejenigen Substrate dar, auf denen hauptsächlich reine Fichtenbestände den Bewuchs ausmachen. In Bereichen der anstehenden Molasse finden sich vereinzelt auch Kiefernwälder. Bestände auf Molasse weisen eher Rohhumusaufgaben auf, auf Lößlehm variiert die Humusform zwischen Moder unter Nadelholzbeständen und Mull unter Laubholzbeständen (GULDER & KÖLBEL 1993). Bezüglich der Ausweisung charakteristischer Humusformen bleibt jedoch anzumerken, dass diese Angaben lediglich der groben Orientierung dienen. Aussagen über eine „Leitform“ sind stets

5. Beschreibung der Untersuchungsgebiete

nur bedingt möglich, da die qualitative und quantitative Ausprägung der organischen Auflagen auf engstem Raum in erheblichem Maße wechseln kann. Nichtsdestotrotz lassen sich durch diese allgemeinen Aussagen die ökologischen Grundvoraussetzungen in den Naturräumlichen Einheiten im Vorfeld bereits abschätzen.

5.1.2. Einordnung des Untersuchungsgebietes in den Naturraum

Das Untersuchungsgebiet liegt zwei Kilometer nördlich der Paar und somit in unmittelbarer Nähe zu der landschaftlichen Trennlinie, in deren Umfeld sich durch das Ausstreichen der Hauptschotter zum einen ein wesentlicher substratspezifischer Wechsel von Hauptschotter zu Feinflinz, zum anderen auch ein hypsometrischer Wechsel auf Höhen unter 500 m NN vollzieht. Die



Abb. 12: Untersuchungsgebiet Schrobenhausen

Erläuterungen zur Geologischen Karte 1:25.000 Blatt 7433 Schrobenhausen sprechen hier von einer so genannten Zwischenzone, die sich bezüglich des Substrats vom Paartal und der Randzone des Tertiärhügellandes im Süden sowie dem Donaumoos im Norden abgrenzen lässt (WIERER & DOPPLER 2003). Diese Zwischenzone wird dominiert von Sedimenten des Untermiozäns in Form der Oberen Süßwassermolasse, genauer von Sanden der Fluviatilen Unteren Serie. Im Hagenauer Forst stellen vor allem letztere das bodenbildende Substrat. Vereinzelt treten aber auch Flugsande in Form von Dünen sowie Kiessande aus der mittelmiozänen Geröllsandserie auf (BAYGLA 2003). Der jährliche Niederschlag in diesem Gebiet beträgt ca. 750 mm, die Jahresmitteltemperatur 7°C (BAYFORKLIM 1996). Laut der standortkundlichen Bodenkarte 1:50.000 kommen im Bereich des Hagenauer Forsts häufig Braunerden vor, ebenso wie Gleye und Pseudogleye (BAYGLA 1986). Letztere sind das Resultat häufig auftretender Staunässe, die für den südlichen Hagenauer Forst sehr bezeichnend ist (WIERER & DOPPLER 2003). Der Feuchtegrad in den Bereichen des Untersuchungsgebietes wird dementsprechend laut der standortkundlichen Bodenkarte als mäßig feucht bis sehr frisch angegeben (BAYGLA 1986).

Aufgrund der Lage im Westen der Naturräumlichen Einheit bildet das Wuchsgebiet des Oberbayerischen Tertiärhügellandes die forstökologische Grundlage des Untersuchungsgebietes. Das Untersuchungsgebiet selbst ist gemäß der Geländeaufnahme zu 99 % mit Nadelbäumen bestockt. Dabei prägen zu gleichen Teilen Kiefern und Fichten den Bestand. Buchen als einzige Vertreter der Laubbäume kommen nur sehr sporadisch vor.

5.2. Untersuchungsgebiet Schwarzach

Das zweite exemplarisch beprobte Untersuchungsgebiet ist der Naturräumlichen Haupteinheit Vorderer Bayerischer Wald (Kennzahl: 405) zugeordnet (zur Lage des Naturraums siehe Anhang 3A). In der Folge werden Bodenproben, die sich auf das Untersuchungsgebiet beziehen, mit dem Kürzel SW1 gekennzeichnet. Auch hierzu sind in Anhang 7A beziehungsweise 7B Karten zur Höhenklassifizierung und Lage der ausgewählten Monitoringflächen hinterlegt. Insgesamt wurden in der Einheit jeweils vier Flächen nach Kriterienliste 1 beziehungsweise 2 ausgewiesen, wovon die Nadelwaldflächen die Kriterien beider Listen erfüllen. Das in dieser Naturräumlichen Einheit ausgewählte Untersuchungsgebiet sollte ursprünglich eine Monitoringfläche am Südhang des Hirschensteins, bezeichnet als ns3, darstellen, um einen Kontrast hinsichtlich des Ausgangssubstrates und der Höhe im Vergleich zu der Untersuchungsfläche in Schrobenhausen darstellen zu können. Allerdings hatte zum Zeitpunkt der Geländekampagne starker Schneefall den Zugang zu der Monitoringfläche unmöglich gemacht. Das Untersuchungsgebiet wurde deshalb alternativ dazu an einen etwas tiefer gelegenen, zu dieser Zeit zugänglichen Hang am so genannten Grandsberg verlegt. Das Untersuchungsgebiet ist ebenfalls in Anhang 7B in seiner Lage in der Naturräumlichen Einheit dargestellt und durch eine gelbe Markierung hervorgehoben. Anhang 7C gibt anhand eines Blattausschnitts der Topographischen Karte 1:50.000 die genaue Lage des Untersuchungsquadranten wieder. Das neue Untersuchungsgebiet liegt ca. 2 km südwestlich des Hirschensteins auf einer Höhe von 600 m. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Ersatzfläche den Gegebenheiten der ursprünglichen Monitoringfläche entspricht. Die Ersatzfläche unterliegt hinsichtlich Bestandsart (Nadelwald) und Hangneigung (steiles Areal) den gleichen Voraussetzungen. Bezüglich des Ausgangssubstrates liegen vernachlässigbare Unterschiede vor. Am Hirschenstein bildet laut Geologischer Karte 1:25.000 cordieritführender Perlgneis, am Grandsberg reiner Perlgneis das Substrat (BAYGLA 1982). Diskussionsbedarf ergibt sich nur bezüglich der Höhenlage. Die ursprünglich angedachte Fläche liegt auf ca. 1010 m NN (Höhenklasse 3: > 1000 m NN), die tatsächlich beprobte Fläche hingegen auf 650 m NN (Höhenklasse 2: 500 – 1000 m NN) und somit streng genommen in einer anderen Höhenklasse, was grundsätzlich einen Unterschied in der Humusvariabilität erwarten lässt. Da jedoch die eigentliche Monitoringfläche nur knapp über 1000 m NN liegt und die Höhenklassen keinesfalls als starre Grenzen angesehen werden sollten, wurde die Alternativfläche beibehalten. Außerdem handelt es sich hierbei um eine erste Aufnahme der Flächen zur eingehenden Charakterisierung. Sollte sich bei der Untersuchung des Gebietes herausstellen, dass die Fläche nicht geeignet ist, besteht nach wie vor die Möglichkeit, sie zu verwerfen und neu zu positionieren (siehe Diskussion der Flächen in Kapitel 7.2. und 7.3.).

5.2.1. Naturraum Vorderer Bayerischer Wald

Die Naturräumliche Einheit des Vorderen Bayerischen Waldes befindet sich am Westrand der kristallinen Grundgebirgseinheit des Moldanubikums (BAYGLA 1996b). Im Westen schließt sich daran die Einheit des Falkensteiner Vorwalds an. Beide grenzen sich hypsometrisch klar durch den Donaurandbruch vom benachbarten Naturraum des Dungau ab (MAHR 1998, VÖLKELE 1995b). Hier werden deutlich Höhen über 500 m NN, im Bereich des in herzynischer Richtung von Norden nach Süden verlaufenden Höhenzuges, der sich etwa in der Mitte der Naturräumlichen Einheit von Konzell bis zum Brotjackelriegel erstreckt, sogar Höhen von 1000 – 1120 m NN erreicht (LIST & OTT 1982; MEYNEN et al. 1962b). Im Vergleich zu der im Osten angrenzenden Naturräumlichen Einheit des Hinteren Bayerischen Waldes liegen die höchsten Erhebungen allerdings einige 100 m tiefer. Von dieser Naturräumlichen Einheit ist der Vordere Bayerische Wald durch die nördlich angrenzende Regensenke klar abgegrenzt.

Dominiert wird das Moldanubikum generell durch den im Oberen Proterozoikum und Altpaläozoikum aus Metamorphoseprozessen hervorgegangenen Perlgneis. Vereinzelt finden sich auch Granitintrusionen aus dem Karbon beziehungsweise in Scher- und Bruchbereichen Kataklastite bis Mylonite (BAYGLA 1996a). Bis in Höhen von über 1000 m NN liegt dabei das kristalline Festgestein aufgrund intensiver Verwitterungsprozesse im Tertiär in Form tiefgründiger Zersatzzonen (Saprolith) vor (VÖLKELE 1995b). Während des Pleistozäns lag die Einheit des Vorderen Bayerischen Waldes im Einflussbereich periglazialer Morphodynamik (RAAB 1999). Weitverbreitetes Ausgangssubstrat für die Bodenbildung stellen somit periglaziale Deckschichten mit zum Teil ausgeprägten Lößanteilen dar (VÖLKELE 1995b). Lediglich an exponierten und erosionsanfälligen Stellen ist das Festgestein noch direkt anstehend.

Bezüglich der Niederschläge lässt sich bereits deutlich die Stauwirkung des Mittelgebirges erkennen. Die jährlichen Niederschläge liegen zwischen 1100 – 1400 mm (BayFORKLIM 1996; MEYNEN et al. 1962b). Die höchsten Erhebungen (Hirschenstein, Einödriegel und Breitenauriegel) zeichnen sich dahingehend mit jährlichen Niederschlagssummen zwischen 1300 – 1500 mm nochmals deutlich ab. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei ca. 5 - 6°C, entlang der Tiefenlinie des Kollbach-Teisnach-Talzugs, der in Nord-Süd-Erstreckung die Naturräumliche Einheit etwa mittig teilt, etwas höher bei ca. 7°C (BAYFORKLIM 1996). Von dem herzynisch verlaufenden Höhenzug wird einerseits nach Norden hin zum Regen beziehungsweise nach Süden hin zur Donau entwässert. Das Gefälle hin zur Regensenke ist dabei deutlich flacher als das Gefälle in südwestlicher Richtung hin zur Donau (VÖLKELE 1995b). Häufig bilden die Täler tiefe Einsattelungen aus, wie auch im Falle des Kollbach-Teisnach-Talzugs (MEYNEN et al. 1962b).

Auf periglazialen Deckschichten bildet sich als charakteristischer Bodentyp bei normalem Bodenwasserhaushalt die Braunerde aus (VÖLKELE 1995b). In Höhen zwischen 800 – 1100 m NN kommen sie häufig als Lockerbraunerden vor (MAHR 1998). Auch sind bei entsprechendem Wasserregime hydromorphe Böden ausgebildet. Insbesondere unter Nadelwald unterliegen die Braunerden aufgrund des sauren Milieus (silikatreiches Substrat, hohe Niederschläge, gemäßigte Temperaturen, schlechte Umsetzungsaktivität) einer mehr oder minder stark ausgeprägten Podsolierungstendenz. Diese ist jedoch nur in den seltensten Fällen so intensiv, dass sich typische Podsole herausbilden, was hauptsächlich als Folge der günstigen Substrateigenschaften der periglazialen Deckschichten, insbesondere der Hauptlage als bodenbildendes Substrat, erklärt wird (VÖLKELE 1995b). Podsolierungsprozesse zeigen sich hier allenfalls als wenige Zentimeter mächtige Quarzkornbleichungen, nicht jedoch in Form massiver Humusverlagerung und Wiederausfällung in tieferen Horizonten (VÖLKELE 1995b). Parabraunerden kommen lediglich vereinzelt in den Randbereichen zum Falkensteiner Vorwald und Dungau hin vor (VÖLKELE 1995b).

Die forstliche Wuchsgebietsgliederung unterteilt den Naturraum in den Westlichen und den Östlichen Vorderen Bayerischen Waldes (GULDER 2001). Der Östliche Vordere Bayerische Wald umfasst dabei die höchsten Lagen innerhalb der Naturräumlichen Einheit, die potentielle Vegetation entspricht submontanen bis montanen Bergwäldern, häufig in Form von Hainsimsen-Buchenwäldern, aber auch kleinflächig in Form von edellaubholzreichen Block- und Schluchtwäldern (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1985; GAUER & ALDINGER 2005). Im Westlichen Vorderen Bayerischen Wald zeigt sich das Klima zwar im Allgemeinen etwas gemäßigter, sowohl hinsichtlich des Niederschlags als auch der Temperaturen, nichtsdestotrotz zählen auch hier Hainsimsen-Buchenwäldern zur potentiellen Vegetation. Entlang der Randbereiche des Bayerischen Waldes kommen natürlicherweise in beiden Fällen auch Färberginster-Traubeneichenwälder vor (GAUER & ALDINGER 2005). Trotz der starken Aufforstung mit Fichten infolge des immensen Nutzungsdrucks durch die dort angesiedelte Glashüttenindustrie stellen Laubbäume noch ca. ein Viertel des Baumbestands im Bayerischen Wald, der sich aus ca. 65 % Fichte, 6 % Tanne, 5 % Kiefer, 21 % Buche, 1 % Eiche und 2 % sonstiger Laubbaumarten zusammensetzt (GAUER & ALDINGER 2005; ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1985). Aus der Waldbodeninventur geht hervor, dass auf Gneis vor allem Fichte in überproportionalen Anteilen vorkommt. Nachrangig finden sich auch Kiefern und Tannen in den Beständen. Die Bewaldung auf Granit hingegen setzt sich zu gleichen Teilen aus Fichten- und Kiefernwäldern zusammen (GULDER & KÖLBEL 1993). An die Kiefernbestände auf Granit ist meist rohhumusartiger Moder gekoppelt, die Fichtenbestände auf Gneis weisen durchweg bessere, geringmächtigere Moderformen auf. Auf den durch Basenarmut gekennzeichneten

5. Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Böden ist auch unter Laubholzbeständen kaum mit Mullformen zu rechnen (GULDER & KÖLBEL 1993).

5.2.2. Einordnung des Untersuchungsgebietes in den Naturraum

Der Bayerische Klimaatlas veranschlagt für den Bereich des Untersuchungsgebietes eine mittlere Jahrestemperatur von 5°C. Der jährliche Niederschlag beläuft sich auf 1100 – 1300 mm (BAYFORKLIM 1996). Mit Perlgneis als Ausgangsgestein weist die Fläche die für den Vorderen Bayerischen Wald typischen geologischen Voraussetzungen auf. Zudem lässt sich aus der Karte entnehmen, dass in dem Gebiet



Abb. 13: Untersuchungsgebiet Schwarzzach

Blockschutt vorliegt. Dies konnte bei der Geländeaufnahme bestätigt werden. Das bodenbildende Substrat im Untersuchungsgebiet stellen, wie aus der Geländeaufnahme ersichtlich, erwartungsgemäß periglaziale Deckschichten dar. Forstkundlich gesehen ist das Untersuchungsgebiet dem Wuchsgebiet des Westlichen Vorderen Bayerischen Waldes zuzuordnen. Die allgemeine Geländeaufnahme im Untersuchungsgebiet ergibt eine Bedeckung mit Nadelbäumen zu 95 %. Die vorherrschende Baumart ist die Fichte. Nur vereinzelt sind Buchen zwischengeschaltet.

6. Ergebnisse

6.1. Ausgewählte Monitoringflächen

Die Anzahl der Monitoringflächen je Naturräumlicher Einheit wurde nach dem in Abbildung 3 beschriebenen Beprobungsschema ermittelt und umfasst entweder zwei oder vier Flächen (siehe dazu Anhang 3B), unterteilt in Laub- und Nadelwaldbestände. Insgesamt wurden nach beiden Auswahlverfahren jeweils 270 Flächen ausgewiesen. In Anhang 8A wird anhand einer Karte die Lage der durch Kriterienliste 1 ermittelten Flächenvorschläge wiedergegeben, Anhang 8B zeigt im Vergleich dazu die durch Kriterienliste 2 ausgewählten Standorte. Zudem kann die Lage der Monitoringflächen separat für jede Naturräumliche Einheit anhand von auf der DVD hinterlegten Karten im Detail nachvollzogen werden (siehe dazu DVD, Verzeichnis „Ausgewählte Monitoringflächen“). Eine Auflistung der zugehörigen Koordinaten unter Angabe der Bestandsart, der Hangneigung und der Höhenlage findet sich im selben Verzeichnis unter der Datei „Ausgewählte Monitoringflächen.xls“ (siehe dazu DVD, Verzeichnis „Ausgewählte Monitoringflächen“). Im Folgenden werden die ausgewählten Flächen zunächst nach ihrem allgemeinen Verteilungsmuster beschrieben. Anschließend werden sie in Bezug zu den wichtigsten Auswahlkriterien, die bei dem Auswahlverfahren Anwendung fanden, erörtert.

6.1.1. Grundsätzliche Verteilung der Monitoringflächen

Auf den ersten Blick scheinen beide Listen eine sehr ähnliche räumliche Verteilung der Monitoringflächen zu bewirken (vergleiche Anhang 8A und 8B). Dennoch unterscheiden sich die Ergebnisse durchaus in einigen wesentlichen Punkten voneinander. Bei der Betrachtung der Auswahl 1 lässt sich feststellen, dass die Monitoringflächen einer Naturräumlichen Einheit sehr häufig als aggregierte Cluster vorliegen. Als Beispiele hierfür können unter anderem die Naturräumlichen Einheiten 011, 014, 052, 080, 114, 396, 406 und 408 aufgeführt werden. Der hier zu beobachtende Effekt beruht auf dem Umstand, dass bei der Auswahl das Hauptaugenmerk auf den Anschluss an bestehende Messnetze sowie auf die Hinterlegung mit landschaftsökologischen Informationen gelegt wurde. In Naturräumlichen Einheiten, in denen unter anderem Kartengrundlagen nur für wenige Teilräume vorliegen, sorgt diese Verfahrensweise zwangsweise für eine starke Konzentration der Flächen. Im Gegensatz dazu tritt in Auswahl 2 das Kriterium der Informationshinterlegung in seiner Bedeutung hinter der Forderung nach einer möglichst gleichmäßigen räumlichen Verteilung der Monitoringflächen zurück. Cluster wie in Auswahl 1 sind daher in diesem Fall deutlich weniger häufig vorhanden. Nichtsdestotrotz kommen auch hier durchaus räumliche Anhäufungen von Monitoringflächen vor, eine gleichmäßige Verteilung innerhalb der Naturräumlichen Einheiten kann nicht in allen Fällen erreicht werden. Insbesondere kann dies in den Naturräumlichen Einheiten 021, 063, 064 und 130 nachvollzogen werden. Die

Clusterbildung kann also nicht allein auf die lückenhaft hinterlegten Informationsgrundlagen zurückgeführt werden. Vielmehr ist ein wesentlicher Faktor bei der räumlich eingeschränkten Verteilung der Monitoringflächen das Kriterium der Positionierung in Staatswäldern, die, wie anhand der Forstlichen Übersichtskarte zu erkennen, zum einen in vielen der Naturräumlichen Einheiten nur sehr spärlich vorhanden sind, zum anderen häufig keineswegs ein regelmäßiges Verteilungsmuster nachzeichnen. Somit ist dieses Kriterium nur sehr schwer zu erfüllen, vor allem, wenn zudem auch noch die Fülle der anderen Kriterien Berücksichtigung finden soll. Ebenso entgegen einer Gleichverteilung steht das strenge Beprobungsschema, das vorschreibt, dass die angelegten Monitoringflächen sowohl eine gewisse Hangneigung als auch eine bestimmte Bestandsart aufweisen müssen. Diese beiden Kriterien müssen in beiden Listen in jedem Falle eingehalten werden und reduzieren somit die Auswahlmöglichkeiten in erheblichem Maße. Hinzu kommt in Auswahl 2 zudem der hohe Stellenwert des Kriteriums der Höhenklassen.

Doch nicht nur innerhalb der Naturräumlichen Einheiten kann ein gewisser Konzentrationseffekt festgestellt werden, sondern ebenso bei der Betrachtung der Flächenverteilung innerhalb des Bayerischen Staatsgebietes. Insbesondere in den Alpen, aber auch in den Mittelgebirgen befinden sich wesentlich mehr Monitoringflächen als in den restlichen Naturräumen. Diese Beobachtung kann darauf zurückgeführt werden, dass nach dem Beprobungsschema in den Hoch- und Mittelgebirgen jeweils vier, in den Naturräumen ohne ausgeprägte Reliefunterschiede hingegen jeweils nur zwei Monitoringflächen vergeben werden. Da in den Alpen zudem die Naturräumlichen Einheiten vergleichsweise kleinräumig differenziert sind, tritt hier auf engstem Raum eine besonders hohe Anzahl an Monitoringflächen auf.

6.1.2. Analyse der Monitoringflächen bezüglich der angewandten Auswahlkriterien

Der Einfluss der Kriteriengewichtung innerhalb der unterschiedlichen Auswahlverfahren lässt sich nicht bloß in der grundsätzlichen Verteilung der Monitoringflächen wiedererkennen, sondern wird auch bei der eingehenden Einzelbetrachtung der Monitoringflächen im Hinblick auf die Übereinstimmung mit den zugrunde liegenden Auswahlkriterien deutlich. Als erstes ist das Kriterium der repräsentativen Höhenlage der Monitoringflächen zu nennen. Die Ergebnisse dazu können zum einen den Karten der Höhenklassifizierung (siehe dazu DVD, Verzeichnis „Karten mit Höhenklassifizierung“), zum anderen den Informationen zu den Monitoringflächen in der Datei „Ausgewählte Monitoringflächen.xls“ (siehe dazu DVD, Verzeichnis „Ausgewählte Monitoringflächen“) entnommen werden. Während dies in Kriterienliste 2 das zentrale Element neben Bestandsart und Hangneigung bildet, wird die Forderung in Kriterienliste 1 nicht beziehungsweise nur nebensächlich berücksichtigt. Dieser Unterschied in der Gewichtung lässt sich bei der Analyse der Monitoringflächen

nachvollziehen. In Auswahl 1 kann in 21 Naturräumlichen Einheiten durch die Monitoringflächen kein repräsentatives Bild des Reliefs nachgezeichnet werden, in Auswahl 2 ist die Zahl derartiger Naturräumlicher Einheiten auf neun reduziert. Überraschend ist jedoch der Umstand, dass in 65 Naturräumlichen Einheiten durch beide Listen eine sehr gute Erfassung der charakteristischen Höhenlagen erreicht werden konnte. Dies liegt vor allem daran, dass es sich bei 55 Naturräumlichen Einheiten um Einheiten ohne größere Reliefunterschiede handelt. In diesen ist es relativ einfach, die charakteristischen Höhenlagen abzudecken, weil das Relief hier ohnehin meist von nur einer Höhenklasse eingenommen wird und außerdem nur zwei Flächen vergeben werden müssen. Die meisten Unterschiede ergeben sich auffälligerweise in den Einheiten der Mittel- und Hochgebirge, wo aufgrund der höheren Reliefenergie ein enger Wechsel an Höhenklassen auftritt. Hier ist es wesentlich schwieriger, die Monitoringflächen so zu verteilen, dass die Höhenunterschiede in repräsentativer Weise wiedergegeben werden. In diesen Fällen werden durch die Kriterienliste 2 bessere Ergebnisse erzielt. Zu derartigen Naturräumen zählen die Einheiten 016, 021, 022, 023, 024, 027, 051, 080, 082, 098, 396, 401 sowie 408. Ausnahmen, in denen durch Kriterienliste 1 bessere Ergebnisse erzielt wurden, bilden die Einheiten 047 Lech- Wertach-Ebene, 102 Vorland der östlichen schwäbischen Alb, 140 Südrhön sowie 141 Sandsteinspessart. Die letzten beiden Fälle können aber durchaus kontrovers diskutiert werden. Es handelt sich dabei um Einheiten, die dominiert werden durch die Höhenklasse 1 aber zudem auch einen gewissen Anteil der Höhenklasse 2 aufweisen. Geht man nach dem Flächenanteil, so müssten alle Monitoringflächen Teil der Höhenklasse 1 sein, wie in Auswahl 1 der Fall. Auswahl 2 dagegen deckt zu gleichen Teilen die Höhenklassen 1 und 2 ab, was prinzipiell wünschenswert ist, um die Bandbreite der unterschiedlichen Humusvariabilitäten besser zu erfassen. Da jedoch der Flächenanteil an der Höhenklasse 2 in beiden Fällen nur bei ca. 5 % liegt, ist die Auswahl nach Kriterienliste 1 als besser zu bewerten.

Neben dem Kriterium der repräsentativen Höhenlage werden im Folgenden noch eine Reihe weiterer Kriterien behandelt. Die Auswerteergebnisse zu den Kriterien Staatswald, Ausschluss mechanischer Verlagerung und Abdeckung mit Kartenmaterial finden sich alle in Anhang 9A wieder. Die Tatsache, dass in Kriterienliste 2 mehr Wert auf das Kriterium der repräsentativen Höhenlage gelegt wurde, lässt sich des Weiteren daran erkennen, dass in Auswahl 2 weniger Flächen in einem Staatswald positioniert sind als in Auswahl 1. Während in Auswahl 1 239 Monitoringflächen die Bedingung eines Staatswaldes erfüllen, sind es in Auswahl 2 nur noch 234. Durch den erweiterten Kriterienkatalog vermindern sich die potentiellen Auswahlräume, was generell die Positionierung der Monitoringflächen erschwert. Die Zahl schwankt jedoch nur unwesentlich. Auffälliger ist, dass in beiden Listen mehr als 30 Flächen das Kriterium Staatswald nicht erfüllen, was hauptsächlich darauf zurückzuführen

ist, dass in sieben der Naturräumlichen Einheit keine Staatswaldflächen vorhanden sind. Hierbei handelt es sich um die Einheiten 031, 102, 136, 143, 231, 232 sowie 233, wodurch in 16 Fällen definitiv keine Verortung in einem Staatswald möglich ist. Gerade in Naturräumlichen Einheiten, in denen Staatswälder nur in sehr geringem Maße vorhanden sind, stellt sich zudem erneut das Problem des strikten Beprobungsschemas. Als Beispiele hierfür sind die Naturräumlichen Einheiten 012, 026, 047, 053, 131, 142, 402, 407 sowie 411 zu nennen.

Von den ausgewählten Monitoringflächen nach Liste 1 befinden sich 28 in einem Naturwaldreservat, wodurch störende forstbauliche Maßnahmen ausgeschlossen werden können. Auswahl 2 weist nur noch 21 solcher Flächen auf.

Auch das Kriterium der Abdeckung mit geologischen Kartenwerken kann in Auswahl 1 besser eingehalten werden. Dort liegt für 166 Flächen die Geologische Karte 1:25.000 vor. Flächen, für die dieses Kartenwerk nicht verfügbar ist, sind zumindest in 45 Fällen alternativ dazu mit der Historischen Geologischen Karte 1:25.000 beziehungsweise der Geologischen Manuskriptkarte 1:25.000 hinterlegt. Komplette ohne geologisches Kartenwerk sind demzufolge lediglich 59 der 270 Flächen ausgestattet. Im Gegensatz dazu können in Auswahl 2 nur 141 der Flächen über die geologische Karte 1:25.000 und 42 Flächen über die beiden anderen Kartenwerke abgedeckt werden. Es bleiben demzufolge 87 Flächen ohne geologische Informationsgrundlagen. Bei der Hinterlegung mit der Bodenschätzungskarte 1:25.000 ergeben sich zwischen den beiden Auswahlergebnissen keine großen Unterschiede, da die Karten nahezu flächendeckend für Bayern vorhanden sind. In Auswahl 1 können daher 261, in Auswahl 2 258 der Flächen mit Informationen hinterlegt werden.

Die Nähe zu bestehenden Messnetzen wurde auf etwas andere Weise analysiert. Es wurden dazu zwölf Kategorien ausgewiesen, die jeweils eine gewisse Entfernungsspanne wiedergeben. Eine Beschreibung der Kategorien und zugehörigen Entfernungen findet sich in Abbildung 14. Die zugehörige Auswertematrix kann in Anhang 9B eingesehen werden. Es kann festgestellt werden, dass die Monitoringflächen der Auswahl 1 tendenziell näher an IMIS-ODL-Stationen

(Messstationen des Bundes zur Überwachung der Ortsdosisleistung) positioniert sind als die Flächen der Auswahl 2. In Auswahl 1 liegt der Großteil der Flächen in einem Umkreis von bis zu 5 km zu einer IMIS-ODL-Messstation, in Auswahl 2 liegt der Großteil der Flächen etwas weiter entfernt in einem Umkreis von bis zu 10 km. Zudem reichen die Monitoringflächen der

Kategorie	Entfernung
1	0 - ≤ 10 m
2	> 10 - ≤ 20 m
3	> 20 - ≤ 50 m
4	> 50 - ≤ 100 m
5	> 100 - ≤ 200 m

Kategorie	Entfernung
1	0 - ≤ 10 m
2	> 10 - ≤ 20 m
3	> 20 - ≤ 50 m
4	> 50 - ≤ 100 m
5	> 100 - ≤ 200 m

Abb. 14: Erläuterung der Entfernungskategorien

Auswahl 2 nur bis auf eine Entfernung von allenfalls 500 m an die IMIS-ODL-Stationen heran (Kategorie 7), in Auswahl 1 gibt es dagegen auch Flächen der Kategorie 6, die sich in einer Nähe von 200 - 500 m zu einer IMIS-ODL-Station befinden. Anders verhält es sich mit der Orientierung an Punkten des GRABEN-Projektes (Projekt „Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern“). Die Monitoringflächen beider Listen zeigen hier ein annähernd gleiches Verteilungsmuster. Jeweils zwei Flächen liegen weiter entfernt als 50 km. In beiden Auswahllisten gibt es des Weiteren jeweils zwei Fälle, deren Entfernung zu einem GRABEN-Punkt weniger als 100 m beträgt. Dabei handelt es sich um Monitoringflächen der Naturräumlichen Einheiten 129 Tauberland und 134 Gäuplatten im Maindreieck. Ansonsten liegt der Großteil der Flächen in einer Entfernung von weniger als 5 km, bedingt durch die engmaschige Verteilung der GRABEN-Profile entlang eines 8 x 8 km Rasters. Bei den Monitoringflächen, die in erheblicher Entfernung zu den GRABEN-Profilen liegen, handelt es sich um solche, die in den Erfassungslücken im Nordwesten beziehungsweise im zentralen Süden Bayerns liegen, wo kaum GRABEN-Profile vorliegen. Insbesondere betrifft dies die Naturräumlichen Einheiten 013, 014, 022 – 025, 036, 037, 047, 051, 142, 143, 231 und 232. Der Anschluss an die Boden-Dauerbeobachtungsflächen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft zeigt sich ebenfalls in beiden Listen als sehr ähnlich realisiert. Beide Male gibt es drei Monitoringflächen, die sich außerhalb eines Radius von 50 km zur nächsten Boden-Dauerbeobachtungsfläche befinden. Viele der Monitoringflächen weisen zumeist große Entfernungen zu den Boden-Dauerbeobachtungsflächen auf, größtenteils beträgt die Distanz mehr als 10 km. Die Flächen mit der geringsten Entfernung sind in beiden Fällen der Kategorie 6 zugeordnet, das heißt, sie reichen bis auf eine Entfernung von 200 - 500 m an die Boden-Dauerbeobachtungsflächen heran. Die Kategorien 6 und 7 sind dabei in Auswahl 2 um jeweils eine Fläche stärker besetzt als in Auswahl 1. Eine besonders markante räumliche Diskrepanz lässt sich zwischen den Monitoringflächen und den Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen des Landesamtes für Umwelt erkennen. Mehr als jeweils 190 Flächen weisen sowohl in Auswahl 1 als auch in Auswahl 2 eine Distanz von mehr als 50 km zu der nächsten Dauerbeobachtungsfläche auf. Nur in ganz wenigen Fällen reichen die Monitoringflächen bis auf 100 m an das Radionuklid-Messnetz heran. Die überaus hohe Entfernung zueinander ist jedoch eine logische Konsequenz, die sich aus der geringen Anzahl von bayernweit nur sechs Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen ergibt. Zwangsläufig können viele der Monitoringflächen daher keinen direkten Anschluss an dieses Messnetz aufweisen. Insgesamt sind in nur acht der 96 Naturräumlichen Einheiten Staatswälder in einem Umkreis von weniger als 5 km Entfernung zur nächsten Radionuklid-Dauerbeobachtungsfläche vorhanden. Bis auf die Beobachtungsfläche Taufkirchen liegen alle Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen in Staatswäldern, was in diesen Fällen eine

direkte Nähe prinzipiell ermöglicht. Erreicht wird dies nach Auswahlverfahren 1 in der Naturräumlichen Einheit 039, nach Auswahlverfahren 2 in den Einheiten 039, 046 und 051. Aus demselben Grund übersteigen die meisten Monitoringflächen auch im Bezug auf die Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen Entfernungen von 50 km. Hier liegt die Zahl bei nur vier in ganz Bayern. Die einzigen Naturräumlichen Einheiten, in denen eine räumliche Nähe (1 - 5 km) überhaupt möglich wäre, sind die Einheiten 054, 070, 113 und 394. Die Abstimmung mit anderen Kriterien bewirkt jedoch auch hier relativ große Abweichungen mit Ausnahme der Einheit 394, die in einer Entfernung von ca. 1 km zur nächsten Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsfläche liegt.

Auch das Kriterium der Nähe zu den Boden-Dauerbeobachtungsflächen des Landesamtes für Umwelt erweist sich als nur schwer umzusetzende Forderung. In beiden Listen liegen mehr als 200 der Monitoringflächen weiter entfernt als 10 km, wobei beide annähernd die gleiche Klassenbesetzung aufweisen. Auch eine stärkere Gewichtung des Kriteriums in Auswahlliste 1 konnte demnach keine wesentliche Verbesserung erwirken. Eine Analyse der Boden-Dauerbeobachtungsflächen zeigt auf, dass nur 23 der insgesamt 61 Boden-Dauerbeobachtungsflächen in einem Staatswaldgebiet verortet sind. Die räumliche Nähe der Monitoringflächen gestaltet sich daher natürlicherweise als erschwert. Immerhin können durch Kriterienliste 1 zehn und durch Kriterienliste 2 zwölf Monitoringflächen in einer Entfernung unter 2 km lokalisiert werden.

Ein Kriterium, das nur in Auswahlliste 2 Anwendung findet, ist die Forderung nach der Lage in einem größeren zusammenhängenden Waldgebiet. Dieses Kriterium ist jedoch nur von untergeordneter Bedeutung und wirkt sich nur in sehr wenigen Fällen auf die Auswahl aus. Dadurch erwirkte Verbesserungen in Auswahl 2 lassen sich zum Beispiel für die Naturräumlichen Einheiten 051, 070 und 082 nachvollziehen. In vielen Fällen, insbesondere im Voralpenraum bis auf Höhe der Donau liegen Staatswälder nur fragmentartig vor, wodurch das Kriterium der Bestandsgröße nicht greift. Im Alpenraum dagegen stellt dieses Kriterium in beiden Listen zumeist kein Problem dar, weil ohnehin die meisten Staatswaldsflächen ein zusammenhängendes Waldareal bilden. In den Mittelgebirgen werden die größeren Waldbestände auch durch Auswahlliste 1 weitestgehend gut abgedeckt. In Fällen, in denen diese nicht mit Monitoringflächen belegt sind, stehen vor allem die Kriterien der Höhenlage, der Hangneigung und der Bestandsart entgegen, die als zentrale radioökologische Kriterien wesentlich stärker gewichtet sind.

Von der Analyse der restlichen Kriterien, wie zum Beispiel der Nähe zu sonstigen Messnetzen, wird abgesehen, da es sich dabei nicht um Kriterien handelt, die in einem primären radioökologischen Kontext stehen, sondern nur als optionale Erweiterungsmöglichkeiten bei der späteren Interpretation der Monitoringflächen anzusehen sind. Ebenso wird auf die detaillierte Erörterung der Lage zu den Boden-

Dauerbeobachtungsflächen der Landesanstalt für Landwirtschaft verzichtet. Da es sich nur um landwirtschaftlich genutzte Flächen handelt, ist ein Vergleich der Messwerte ohnehin nur bedingt möglich. Das Kriterium wurde deshalb bei der Auswahl nur in untergeordneter Weise berücksichtigt. Es kann jedoch festgehalten werden, dass die Monitoringflächen im Allgemeinen relativ weit (zwischen 20 – 50 km) von den Boden-Dauerbeobachtungsflächen entfernt liegen, was nicht zuletzt daran liegt, dass diese sich nicht in Waldarealen befinden. Die Übereinstimmung mit dem Kriterium Laub- beziehungsweise Nadelwald stellt zwar einen zentralen Bestandteil des Auswahlverfahrens dar, konnte im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht bewertet werden, weil sich die Bestandsart nur im Gelände überprüfen lässt, eine Geländebegehung aller Monitoringflächen allerdings aus dem hier veranschlagten zeitlichen Rahmen gefallen wäre. Prinzipiell konnte jedoch bei der Geländeaufnahme von 20 Standorten der Auswahl festgestellt werden, dass im Falle der Laubwaldflächen der postulierte Bestand häufig nicht mit dem tatsächlichen Bestand übereinstimmt beziehungsweise nicht in reiner Form, sondern lediglich in Form eines Mischwaldes vorliegt.

6.2. Erhobene Gelände- und Laborbefunde

6.2.1. Feldbodenkundliche Erläuterungen zu den entnommenen Bodenmonolithen

Im Folgenden werden die an den Bodenmonolithen erhobenen Geländebefunde für die beiden exemplarisch beprobten Untersuchungsgebiete Schrobenhausen und Schwarzach eingehend erläutert. Die jeweiligen Geländeprotokolle zu den Bodenmonolithen des Untersuchungsgebietes Schrobenhausen sind in Anhang 10A, die Geländeprotokolle des Untersuchungsgebietes Schwarzach in Anhang 10B hinterlegt.

6.2.1.1. Untersuchungsgebiet Schrobenhausen

Abbildung 15 zeigt die Lage der Bodenmonolithen in dem eingemessenen 50 x 50 m Quadranten des Untersuchungsgebietes Schrobenhausen. Die Entnahmestellen werden im Folgenden jeweils in ihrer Lage zu dem im Nordwesten gelegenen Eckpunkt des Untersuchungsgebietes beschrieben. Die untere Bezugskante verläuft entlang der Forststraße, die im Norden an dem Untersuchungsgebiet vorbeiführt. In Klammern werden jeweils die zugehörigen Koordinaten angegeben. Die erste Koordinate bezeichnet dabei die Lage des Monolithen in Metern linker Hand des Bezugspunktes, die zweite Koordinate die Lage in Metern oberhalb des Bezugspunktes.

Bodenmonolith SR1-1

Der erste Monolith SR1-1 befindet sich in der rechten unteren Hälfte des Untersuchungsgebietes (Koordinaten: 8/20). Hierbei handelt es sich um eine mäßig podsolige Braunerde auf fluviatilen Sanden. Die Humusform ist als feinhumusarmer typischer Moder anzusprechen. Einer sehr dünnen Streuauflage folgen ein 5,5 cm mächtiger, leicht lagiger und mäßig zersetzter Of-Horizont sowie ein nur 0,5 cm mächtiger Oh-Horizont. Die organischen Auflagen sind vom Mineralboden nur schwer trennbar und die Untergrenze des Ah(e)-Horizontes unscharf zum Bv-Horizont abgegrenzt, mit vereinzelt humosen Einschaltungen im Übergangsbereich der beiden Horizonte. Die unmittelbare Umgebung des Bodenmonolithen weist einen mäßig dichten Bewuchs mit Heidelbeere sowie dichten Moosbewuchs auf. Die Streu setzt sich vornehmlich aus Nadeln und Zweigen von Kiefer und Fichte zusammen. Ebenso stellen Fichtenzapfen und Fragmente von Kiefernrinde einen großen Anteil an der Streu. Buchenblätter finden sich nur in sehr geringem Maße beigemischt. Im Of-Horizont ist vor allem die Nadelstreu deutlich erkennbar. Der Oh-Horizont lässt vereinzelt gebleichte Quarzkörner erkennen. Im Ah(e)-Horizont liegt bereits eine stärkere Quarzkornbleichung vor und der Horizont weist eine gräulich-braune Färbung auf. Der sandig-schluffige Bv-Horizont besitzt keine Skelettanteile, die Bodenfarbe ist gelblich-braun.

Bodenmonolith SR1-2

Die Entnahmestelle des zweiten Monolithen SR1-2 liegt mittig am oberen Rand des Quadranten (Koordinaten: 13,5/41) (siehe Abbildung 15). Der Bodentyp kann ebenso wie der Bodenmonolith SR1-1 als mäßig podsolige Braunerde auf fluviatilen Sanden ausgewiesen werden. Die Streuauflage weist keine Veränderung im Vergleich zum vorherigen Standort auf. Allerdings ist im Umkreis dieser Entnahmestelle ein etwas lichter Bewuchs mit Heidelbeere und Moos festzustellen. Die Humusform kann in diesem Fall als feinhumusreicher, rohhumusartiger Moder angesprochen werden. Sowohl der Of- als vor allem auch der Oh-Horizont sind sehr mächtig ausgebildet, ebenso weist der Of-Horizont eine für rohhumusartige Humusformen typische Lagigkeit auf. Die darin enthaltenen Nadeln, Zapfen und Zweige sind nach unten hin stärker zersetzt, allerdings sind vereinzelt noch einige größere Fragmente von Ästen und Rinde zwischengeschaltet. Der Ah(e)-Horizont ist als sehr mächtiger dunkelgrauer, violettstichiger Horizont ausgebildet, der sich nur unscharf und in Form einer leicht wellenförmigen Untergrenze vom Bv-Horizont abhebt. Außerdem lässt sich erneut eine starke Quarzkornbleichung feststellen. Der sandige, leicht schluffige Bv-Horizont zeichnet sich durch eine gelblich- bis leicht rötlich-braune Bodenfarbe aus und besitzt kein Bodenskelett.

Bodenmonolith SR1-3

An dem dritten Beprobungspunkt, Monolith SR1-3, positioniert in der linken unteren Hälfte des Untersuchungsgebietes (Koordinaten: 33,5/13,5), liegt als Bodentyp erneut eine mäßig podsolige Braunerde auf fluviatilen Sanden vor. Die Ausprägung von Streu und Unterwuchs ist vergleichbar mit den vorherigen Standorten, allerdings gestaltet sich die Bewuchsdichte spärlicher als in den beiden ersten Fällen. Die Humusform ist wie im Falle des Monolithen SR1-2 aufgrund der vergleichsweise mächtigen Of- und Oh-Horizonte als feinhumusreicher, rohhumusartiger Moder zu bezeichnen. Allerdings ist der lagige Aufbau hier nur schwach zu erkennen, lediglich die erste Lage lässt sich gut von den anderen abtrennen, die darauf folgenden Fragmente sind eher zusammenhängend und nicht weiter zu zerteilen. Die organische Substanz setzt sich hier vornehmlich aus sehr stark zersetzter Nadelstreu zusammen. Es ergibt sich daraus ein deutlicher Unterschied zu den beiden anderen Bodenmonolithen des Untersuchungsgebietes, deren Of-Horizonte einen wesentlich höheren Anteil an weniger zersetztem organischen Material aufweisen. Der schluffige, violettstichige Ah(e)-Horizont besitzt viele Feinwurzeln und eine klare Untergrenze zum Bv-Horizont.

Zusammenfassung

Im Untersuchungsgebiet Schrobenhausen können an allen drei Entnahmestellen mäßig podsolige Braunerden angesprochen werden. Die Monolithen SR1-2 und SR1-3 weisen als Humusform die Subvarietät eines feinhumusreichen, rohhumusartigen Moders auf. Am Standort SR1-1 liegt hingegen ein feinhumusarmer, typischer Moder vor, was für eine allgemein bessere Umsetzung der organischen Substanz spricht. Die fortschreitende Podsolierung der drei Bodenmonolithen lässt sich eindeutig durch die Quarzkornbleichung in den Oh- und Ah(e)-Horizonten ebenso wie durch die Graufärbung des Ah(e)-Horizontes und die zum Teil eher diffusen Übergangsbereiche zum Bv-Horizont erkennen. Tendenzen der Pseudovergleyung beziehungsweise Vergleyung, wie in der Literatur angedeutet (vgl. BayGLA 1986 sowie Wierer & Doppler 2003) konnten nicht nachgewiesen werden. Allein auf Basis von lediglich drei Bodenmonolithen sollten derartige Prozesse jedoch nicht ausgeschlossen werden. Es empfiehlt sich für eingehendere Betrachtungen die Monolithzahl auf zehn Entnahmestellen auszuweiten und eventuell durch Borkernentnahmen zu unterstützen. Sollten dabei Pseudogleye angetroffen werden, bleibt zu diskutieren inwieweit das Untersuchungsgebiet als Monitoringfläche geeignet ist, da aufgrund der redoximorphen Verhältnisse Umsetzungsraten vermindert werden können und somit unter Umständen mächtigere organische Auflagen ermittelt werden, als für die Gesamtheit der Staatswälder in der Naturräumlichen Einheit generell angenommen werden kann.

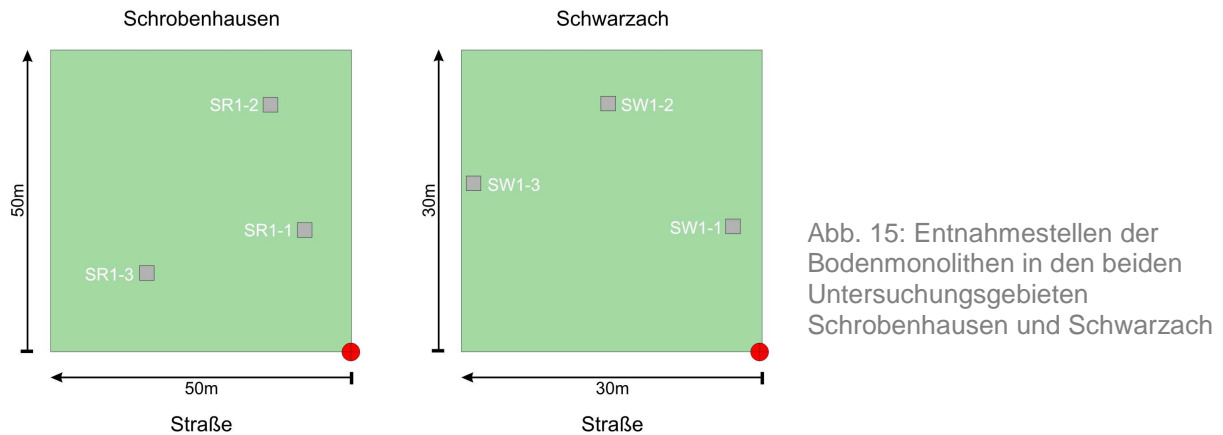


Abb. 15: Entnahmestellen der Bodenmonolithen in den beiden Untersuchungsgebieten Schrobenhausen und Schwarzach

6.2.1.2. Untersuchungsgebiet Schwarzach

Die Bodenmonolithen des Untersuchungsgebietes Schwarzach liegen aufgrund der kleineren Grundfläche etwas näher beisammen als diejenigen der Untersuchungsfläche in Schrobenhausen. Außerdem bewirken die andersartigen Wuchsverhältnisse, die bei der Einrichtung der Entnahmestellen berücksichtigt werden müssen, in diesem Gebiet zudem ein grundverschiedenes Verteilungsmuster. Die Koordinaten werden in diesem Fall jeweils in Bezug zu dem südwestlich gelegenen Eckpunkt des Quadranten angegeben. Die untere Bezugskante des Untersuchungsgebietes orientiert sich dabei an der Straße Richtung Hirschenstein. Eine Übersicht über die Lage der Bodenmonolithen findet sich in Abbildung 15.

Bodenmonolith SW1-1

Die Entnahmestelle des ersten Monolithen, SW1-1, befindet sich am äußersten rechten Rand etwa auf halber Höhe des Quadranten (Koordinaten: 3/12,5). Der Unterwuchs an diesem Standort setzt sich zu etwa gleichen Teilen aus Farnen, Moosen, Heidelbeeren und Sauerklee zusammen. Der vorhandene Bodentyp ist als Braunerde in der Hauptlage periglazialer Deckschichten über Perlgneis ausgebildet und weist eine leichte Podsolierung auf. Die Humusform ist als rohhumusartiger Moder anzusprechen. Die Streu wird gebildet von Zapfen, Zweigen und Nadeln der Fichte sowie frischem Fichtengrün. Es liegt deutlich mehr verstreutes Buchenlaub vor als am Standort Schrobenhausen. Insgesamt erreicht der L-Horizont eine Mächtigkeit von 2 cm. Darunter folgt ein Of-Horizont mit 9 cm Mächtigkeit, der sich durch den typisch lagigen Aufbau aus zersetzter Fichtenstreu und klar erkennbare Makroreste auszeichnet. Letztere werden mit der Tiefe zunehmend feiner. Die Untergrenze zum Of-Horizont ist etwas unscharf. Im Gegensatz dazu lassen sich am Übergang vom Oh- zum Ah(e)-Horizont die organischen Auflagen durchwegs gut vom Mineralboden trennen. Der 3 cm mächtige, dunkelschwarze Oh-Horizont ist stark zersetzt und weist eine geringe Quarzkornbleichung auf. Der Ah(e)-Horizont ist mit 2 cm nur sehr geringmächtig, die

Bodenfarbe ist überwiegend grau-braun und etwas violettstichig, einzelne Quarzkörner sind leicht gebleicht. Die Bodenart des Horizontes erweist sich als schluffiger Lehm ohne Skelettanteil. Der verbraunte Bv-Horizont besteht hingegen überwiegend aus Grobgrus. Zudem weist er eine leichte Graufärbung auf.

Bodenmonolith SW1-2

Die Voraussetzungen bezüglich des Unterwuchses an der Entnahmestelle des Bodenmonolithen SW1-2 (Koordinaten: 25/15,5) sind die gleichen wie im Umfeld des Bodenmonolithen SW1-1. Der Bodentyp ist erneut als eine in der Hauptlage periglazialer Deckschichten ausgebildete, mäßig podsolige Braunerde anzusprechen. Die Humusform kann hier jedoch noch weiter differenziert und als feinhumusarmer, rohhumusartiger Moder ausgewiesen werden. Aufgrund der geringen Mächtigkeit des Of- und Oh-Horizontes kann man zudem eine leichte Tendenz zu Ausprägungen eines typischen Moders feststellen. Die Streuauflage weist die gleiche Zusammensetzung auf wie bereits am vorherigen Beprobungspunkt, auch der lagige Aufbau mit zunehmend feineren Fragmenten organischer Makroreste im Of-Horizont lässt sich hier sehr gut feststellen. Allerdings grenzen sich der Of- und Oh- Horizont dieses Monolithen scharf voneinander ab, was bei dem Monolithen SW1-1 nicht der Fall war. Der Oh-Horizont ist stark zersetzt, die Bodenfarbe ist dunkelschwarz mit Ausnahme von vereinzelt Bereichen der Quarzkornbleichung. Er grenzt sich scharf vom überwiegend grau-braunen Ah(e)-Horizont ab. Dieser ist mit 5 cm der mächtigste aufgeschlossene A-Horizont im Untersuchungsgebiet. Die Bodenart entspricht der von SW1-1. Die Untergrenze ist diffus und greift stellenweise zapfenförmig nach unten. Der Bv-Horizont ist hier deutlich brauner und weist neben dem Grobgrus einen deutlichen Lößanteil im Substrat auf.

Bodenmonolith SW1-3

Der letzte zu nennende Bodenmonolith, SW1-3, ist mittig am linken Rand des Quadranten positioniert (Koordinaten: 25/15,5). Erneut handelt es sich um eine in der Hauptlage periglazialer Deckschichten entwickelte Braunerde mit erkennbarer Podsolierungstendenz und feinhumusarmen, rohhumusartigen Moder als Humusform. Bezüglich des Unterwuchses herrschen ebenso die gleichen Bedingungen vor. Die Horizonte L, Of und Oh sind in ihrer Ausprägung gleichzusetzen mit den jeweiligen Horizonten der Bodenmonolithen SW1-1 und SW1-2. Auch der Ah(e)-Horizont und der Bv-Horizont weisen prinzipiell die gleichen Ausprägungen hinsichtlich der Bodenbeschaffenheiten auf, allerdings verläuft die Untergrenze zum Bv-Horizont nicht zapfenförmig, sondern zeichnet sich durch schlierenartig in den Horizont eingetragenen Humus aus.

Zusammenfassung

Die im Untersuchungsgebiet Schwarzach angesprochenen Bodenmonolithen können alle drei als Braunerden angesprochen werden. Die Humusformen variieren zwischen feinhumusarmem, rohhumusartigem Moder und typischem Moder. Podsolierungstendenzen können in allen drei Fällen aufgrund der Quarzkornbleichung und der diffusen, humosen Übergangsbereiche zwischen Ah(e)- und Bv-Horizont aufgezeigt werden, allerdings reicht der Grad der Verlagerung noch nicht aus, um einen eigenständigen Bh- beziehungsweise Bs-Horizont auszuweisen. Angesichts der dennoch deutlich erkennbaren Verlagerungstendenzen könnte allenfalls eine Ausweisung als stark podsolige Braunerde diskutiert werden. Zur näheren Bestimmung sind daher eingehende Analysen des Humusgehaltes in den einzelnen Horizonten anzuraten. Dass trotz der hohen Niederschläge und der schwer zersetzbaren Streukomponenten keine ausgeprägte Podsolierung festzustellen ist, ist ein weit verbreitetes Phänomen bezüglich der Böden im Bayerischen Wald und wird auf den vergleichsweise hohen Lößanteil in den periglazialen Deckschichten zurückgeführt (VÖLKELE 1995b). Die Graufärbung des Bv-Horizontes am Bodenmonolithen SW1-1 stößt die Diskussion eines möglichen Einflusses von Hangzugwasser an. Diese lässt sich auch für die anderen beiden Monolithen feststellen, allerdings in wesentlich weniger stark ausgeprägter Form. Es kann jedoch in keinem der drei Fälle von einer Pseudovergleyung gesprochen werden. Bei dem grushaltigen Substrat im unteren Bereich der aufgenommenen 30 cm handelt es sich nicht um die Basislage, da eine charakteristische hangparallele Einregelung der Skelettkomponenten fehlt. Vielmehr ist hier aufgrund des deutlichen Lößanteils von einer Hauptlage auszugehen. Auch bleibt das Vorliegen einer Mittellage zu diskutieren, was für Böden des Vorderen Bayerischen Waldes durchaus dokumentierbar ist (VÖLKELE 1995b). In diesem Fall müsste innerhalb des Bv-Horizontes ein Schichtwechsel angegeben werden. Diese Problematik wurde allerdings im Rahmen des gesetzten Pensums an Gelände- und Labormethodik nicht näher untersucht.

6.2.2. Ergebnisse der Laboranalytik

Im Folgenden werden für jeden Bodenmonolithen die Laborergebnisse bezüglich der erhobenen Parameter pH-Wert, Kohlenstoffgehalt, Stickstoffgehalt, C/N-Verhältnis und spezifische Aktivität des Isotops ^{137}Cs anhand eines Tiefenprofils dargestellt und erörtert. Die einzelnen Gesamtgehalte an Kohlenstoff und Stickstoff sind der Vollständigkeit halber in den Diagrammen der einzelnen Profile mit aufgenommen. Genauer eingegangen wird im Folgenden jedoch nur auf das spezifische C/N-Verhältnis als Resultat des Zusammenspiels dieser beiden Einzelparameter. Zusätzlich werden die durch die Mischbeprobungen ermittelten spezifischen Aktivitäten für ^{137}Cs dargelegt. Eine umfassende tabellarische Übersicht über alle ermittelten Laborergebnisse ist in Anhang 11A (Schrobenhausen) beziehungsweise 11B (Schwarzach) hinterlegt. In keinem der Fälle trat innerhalb der 30 cm Entnahmetiefe ein C-Horizont zu Tage.

6.2.2.1. Untersuchungsgebiet Schrobenhausen

Bodenmonolith SR1-1 (Abb. 16)

pH-Wert

Für den Oh-Horizont dieses Monolithen liegt kein Messergebnis vor, da nicht genügend Probenmaterial gewonnen werden konnte. In der Streu weist der Bodenmonolith noch einen relativ hohen pH-Wert von 4,2 auf. Dies ist zugleich der höchste ermittelte Wert aller beprobten Bodenhorizonte in beiden Untersuchungsgebieten. Im Bereich des Of-Horizontes hingegen beträgt der pH-Wert nurmehr 3,1. Im Beprobungsbereich des Ah(e)-Horizontes weist der Monolith noch immer einen deutlich erniedrigten pH-Wert von 3,0, der erst im Beprobungsabschnitt des Bv-Horizontes wieder zu einem Wert von pH 3,7 zurückkehrt.

C/N-Verhältnis

Der Bodenmonolith SR1-1 zeigt einen normalen Tiefenverlauf des C/N-Verhältnisses. In der unzersetzten Streu ist das C/N-Verhältnis noch sehr weit (55,4). Innerhalb der organischen Auflagen nimmt es zunächst mit zunehmendem Zersetzungsgrad deutlich zum Of-Horizont hin ab (26,1) und fällt dann relativ gleichmäßig über den Oh-Horizont (24) und den Ah(e)-Horizont (23,8) bis auf einen Wert von 22 im Bv-Horizont.

Spezifische Aktivität von ^{137}Cs

Innerhalb des Bodenmonolithen SR1-1 steigen die Cäsiumgehalte sprunghaft von 195,5 Bq/kg in der Streuauflage auf 389,5 Bq/kg im darunter liegenden Of-Horizont an. Dieser Wert stellt zugleich den Maximalwert innerhalb des Profils dar. Der Cäsiumgehalt fällt dann erneut auf einen ähnlich niedrigen Wert wie in der Streu zurück. Der im Ah(e)-Horizont nochmals zu verzeichnende Anstieg ist nur vernachlässigbar gering. Besonders deutlich

zeigt sich hingegen der im Vergleich zu den Werten des Oberbodens extrem niedrige Cäsiumgehalt des Bv-Horizontes von nur mehr 12,8 Bq/kg.

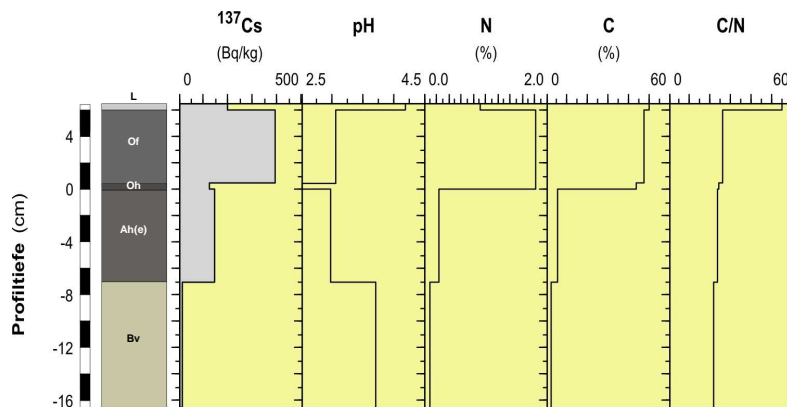


Abb. 16: Bodenmonolith SR1-1: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis)

Bodenmonolith SR1-2 (Abb. 17)

pH-Wert

Der Beprobungspunkt SR1-2 besitzt mit pH 4,0 annähernd den gleichen Wert im L-Horizont wie auch der zuvor erläuterte Probenpunkt SR1-1. Ebenso gilt dies für den Of-Horizont (pH 3,1). Es kann also auch hier eine deutliche Abnahme des pH-Wertes im Übergang der Streu zum Of-Horizont festgestellt werden. Diese absteigende Tendenz setzt sich auch im Oh-Horizont fort, wo der niedrigste Wert im ganzen Profil auftritt (pH 2,6). Im Mineralboden lässt sich ein Wiederanstieg des pH-Wertes (Ah(e)-Horizont: 2,7; Bv-Horizont: 3,9) erkennen.

C/N-Verhältnis

Die organischen Auflagen des Bodenmonolithen zeichnen sich ebenso wie im Falle des Bodenmonolithen SR1-1 durch ein relativ weites C/N-Verhältnis in der Streu (42,2) und in den folgenden Horizonten durch eine gemäßigt absteigende Tendenz aus. Der Wert des Of-Horizontes ist der höchste ermittelte Wert in den Of-Horizonten beider Untersuchungsgebiete. Obgleich sich die Werte in Ah(e)- und Bv-Horizont sehr ähneln, muss festgestellt werden, dass hier vom Ah(e)- zum Bv-Horizont eine leichte Zunahme des C/N-Verhältnisses entgegen der allgemein zu erwartenden Abnahme vorliegt.

Spezifische Aktivität von ^{137}Cs

Auch hier erhöht sich zunächst der Cäsiumgehalt von 107,1 Bq/kg deutlich auf einen Wert von über 300 Bq/kg im Of-Horizont, erreicht seinen Maximalwert jedoch erst im Oh-Horizont. Hier konnten 370,6 Bq/kg ermittelt werden. Es zeigt sich im Profil also eher ein Belastungsplateau im Bereich des Of- und Oh-Horizontes anstatt einer Belastungsspitze in einem der beiden Horizonte. Der nachfolgende Wert des Ah(e)-Horizontes ist demgegenüber wesentlich geringer. Der Minimalwert von 3,85 Bq/kg im Bv-Horizont ist der niedrigste zu

verzeichnende Cäsiumgehalt aller drei Bodenmonolithen im Untersuchungsgebiet Schrobenhausen.

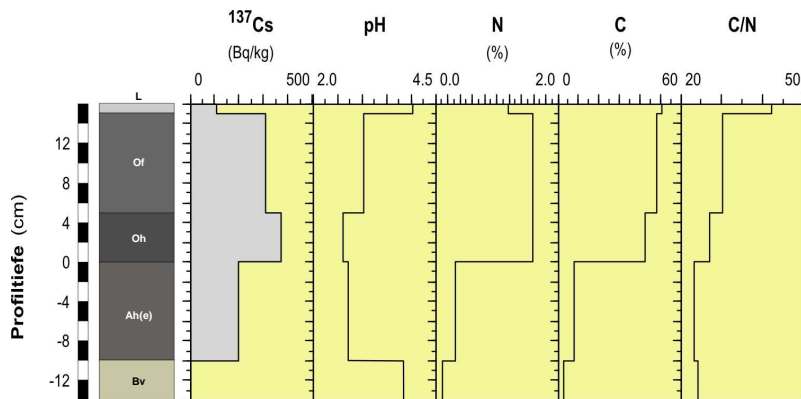


Abb. 17: Bodenmonolith SR1-2: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis)

Bodenmonolith SR1-3 (Abb. 18)

pH-Wert

Anders als bei den ersten beiden Bodenmonolithen im Untersuchungsgebiet Schrobenhausen liegt bereits der pH-Wert der Streuauflage unter einem pH-Wert von 4. Im Of-Horizont fällt dieser auf einen Wert von 2,9 und schließlich im Oh-Horizont weiter auf den niedrigsten Wert von pH 2,7. Die Umkehrtendenz erfolgt erneut in den Horizonten Ah(e) (pH 2,9) und Bv (pH 3,5).

C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis fällt von einem Wert von 53 in der Streuauflage auf Werte von 27,1 im Of-Horizont und 27,4 im Oh-Horizont. Der Ah(e)-Horizont besitzt nur ein Verhältnis von 22,6 während der Bv-Horizont einen Wert von 28,3 aufweist. Somit weist der hier beschriebene Bodenmonolith das, wenn auch nur geringfügig, höchste C/N-Verhältnis im humusfreien Mineralboden des Untersuchungsgebietes Schrobenhausen auf und widerspricht wie im Falle des Bodenmonolithen SR1-2 der allgemein absteigenden Tendenz des C/N-Verhältnisses mit zunehmender Tiefe.

Spezifische Aktivität von ^{137}Cs

Der Cäsiumgehalt im L-Horizont liegt im Falle des Bodenmonolithen SR1-3 mit 104,8 Bq/kg in einem vergleichbaren Rahmen wie in den restlichen Monolithen des Untersuchungsgebietes. Zwischen diesem und dem nachfolgenden Of-Horizont ergibt sich ein Anstieg von über 300 Bq/kg. Dort liegt mit 429,7 Bq/kg der Spitzenwert des Profils und zugleich der Spitzenwert aller beprobten Horizonte im Untersuchungsgebiet Schrobenhausen. Ebenso deutlich zeichnet sich auch die Differenz zu den nur noch 140 Bq/kg im Oh-Horizont ab. Der Ah(e)-Horizont weist mit 35,06 Bq/kg einen nur noch sehr

geringen Cäsiumgehalt auf, wodurch die Differenz zu dem Minimalwert des Profils im Bv-Horizont sehr gering ist.

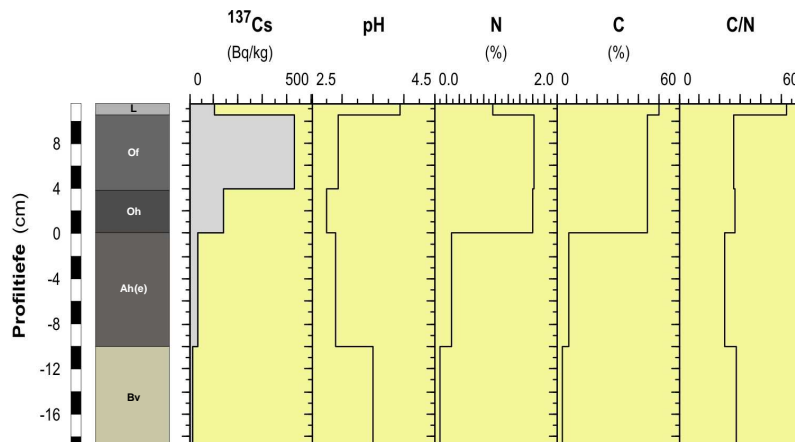


Abb. 18: Bodenmonolith SR1-3: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis)

Mischproben

Das Ergebnis der Mischprobe aus organischen Auflagen (SR1-MP-org) ergibt für das Untersuchungsgebiet Schrobenshausen einen Wert von 383,7 Bq/kg. Im Vergleich dazu liefert die Mischprobe der Mineralbodenhorizonte (SR1-MP-min) einen Wert von 114,7 Bq/kg.

6.2.2.2. Untersuchungsgebiet Schwarzach

Bodenmonolith SW1-1 (Abb. 19)

pH-Wert

Auch der Bodenmonolith SW1-1 zeigt im L-Horizont einen mit den Monolithen in Schrobenshausen vergleichbaren pH-Wert von 4,1. Allerdings erfolgt hier die Abnahme der Werte in den folgenden Horizonten etwas gemäßiger als in den Proben in Schrobenshausen. Die Werte sinken hier im Of-Horizont auf einen Wert von pH 3,2. Im Oh-Horizont lässt sich, im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Profilen, kein weiterer Abfall des pH-Wertes feststellen. Dennoch zeigt sich auch hier der erneute Anstieg im Mineralboden über den Ah(e)-Horizont (pH 3,3) bis hin zum Bv-Horizont (pH 3,8).

C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis in Schwarzach ist grundsätzlich etwas enger als in Schrobenshausen. Die Streuauflage des Bodenmonolithen SW1-1 weist hier nur einen Wert knapp über 40 auf (40,2). In der Folge fällt der Wert auf 25,4 im Of-Horizont, 21,1 im Oh-Horizont, 20,5 im Ah(e)-Horizont und 18 im Bv-Horizont. Das C/N-Verhältnis im Bv-Horizont stellt den höchsten in diesem Horizont feststellbaren Wert im Untersuchungsgebiet Schwarzach dar.

Spezifische Aktivität von ^{137}Cs

Der Of-Horizont des Bodenmonolithen SW1-1 birgt den höchsten Radiocäsiumwert aller in Schwarzach aber auch in Schrobenhausen beprobter Profile. Dieser ist bei 623,6 Bq/kg zu verzeichnen und stellt damit ein Kontaminationsniveau dar, das im Vergleich zum Untersuchungsgebiet in Schrobenhausen annähernd um die Hälfte höher liegt. In den folgenden Horizonten nimmt die Kontamination von 151,4 Bq/kg im Of-Horizont auf 24,12 Bq/kg im Bv-Horizont gleichmäßig in die Tiefe hin ab.

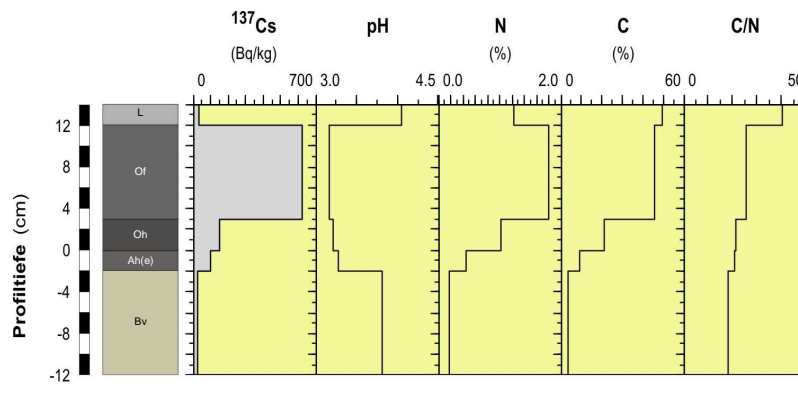


Abb. 19: Bodenmonolith SW1-1: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis)

Bodenmonolith SW1-2 (Abb. 20)

pH-Wert

Die Streuaufgabe des Bodenmonolithen SW1-2 zeichnet sich durch den für diesen Horizont niedrigsten ermittelten pH-Wert aller Monolithen in beiden Untersuchungsgebieten aus (pH 3,8), liegt jedoch nach wie vor in einem vergleichbaren Wertebereich. Ebenso fallen die pH-Werte der folgenden Horizonte gemäß der allgemeinen Tendenz auf einen Minimalwert von pH 2,9 sowohl im Of- als auch im Oh-Horizont, um dann erneut auf pH 3,1 im Ah(e)-Horizont und nochmals deutlich auf 3,8 im Bv-Horizont anzusteigen.

C/N-Verhältnis

Die Streuaufgabe dieses Bodenmonolithen besitzt das weiteste C/N-Verhältnis im Untersuchungsgebiet Schwarzach (46,8) und kommt somit den Werten in Schrobenhausen am nächsten. Das Verhältnis wird dann im Verlauf des Of-Horizontes (25,2) und des Oh-Horizontes (21) zunehmend kleiner, steigt allerdings im Ah(e)-Horizont nochmals auf 21,2 an, bevor es im Bv-Horizont den Minimalwert des Profils annimmt.

Spezifische Aktivität von ^{137}Cs

Innerhalb des Bodenmonolithen wurde zunächst ein mäßiger Anstieg von 56,58 Bq/kg im L-Horizont auf 298,1 Bq/kg im Of-Horizont ermittelt. Das Maximum liegt mit 606,5 Bq/kg im Oh-Horizont, was einer Verdoppelung der Cäsiumgehalte vom Of-Horizont zu Bereichen

des Oh-Horizontes entspricht. Auch die Kontamination des Ah(e)-Horizontes ist hier wesentlich höher als in Schrobenshausen und an dem Bodenmonolithen SW1-1. Im Gegensatz dazu fällt der Bv-Horizont durch einen vergleichsweise niedrigen Cäsiumgehalt von nur 10,93 Bq/kg auf.

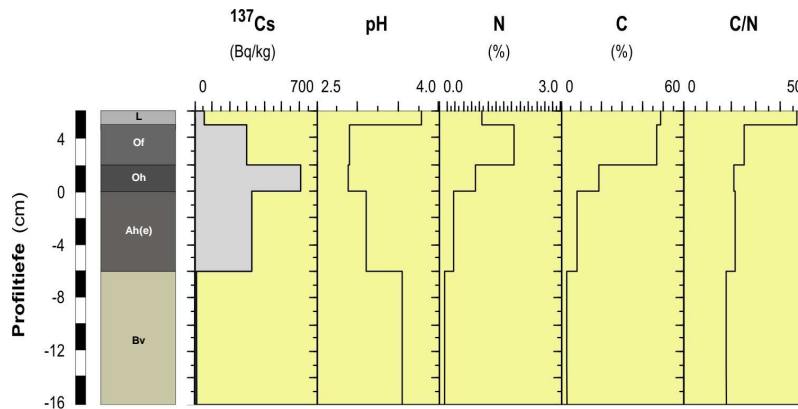


Abb. 20: Bodenmonolith SW1-2: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis)

Bodenmonolith SW1-3 (Abb. 21)

pH-Wert

Die Streuauflage des Bodenmonolithen SW1-3 weist denselben geringen pH-Wert auf wie die des Bodenmonolithen SW1-2. Diese beiden zeichnen sich durch das sauerste Bodenmilieu hinsichtlich der Streuauflagen in beiden Untersuchungsgebieten aus. Der Of-Horizont des Profils liegt nichtsdestotrotz im Bereich der anderen beprobten Horizonte dieser Art (pH 3,2). Er stellt sogar nach Bodenmonolith SW1-1 den höchsten im Of-Horizont ermittelbaren Wert verglichen mit allen anderen Bodenmonolithen dar. Für den Oh-Horizont liegt aufgrund des geringen Probenmaterials für diesen Horizont kein pH-Wert vor. Der pH-Wert des Ah(e)-Horizontes ist mit den anderen in Schwarzach ermittelten Werten vergleichbar (pH 3,1), der Wert im Bv-Horizont stellt den geringsten Wert dieses Horizontes an allen drei Bodenmonolithen dar. Im Vergleich beider Untersuchungsgebiete ist lediglich der pH-Wert des Standortes SR1-3 mit einem Wert von 3,5 noch niedriger.

C/N-Verhältnis

Mit einem Wert von 34,5 weist die Streuauflage des Monolithen SW1-3 deutlich den niedrigsten Wert innerhalb der sechs Beprobungspunkte auf. Das C/N-Verhältnis in den darauf folgenden Horizonten ist jedoch durchaus vergleichbar mit den anderen Bodenmonolithen im Untersuchungsgebiet Schwarzach und zeichnet erwartungsgemäß eine Abnahme mit zunehmender Bodentiefe nach. Neben der Streu stellen auch die Horizonte Ah(e) und Bv die jeweils niedrigsten gemessenen Werte im Vergleich zu allen anderen Bodenmonolithen der beiden Untersuchungsgebiete dar.

Spezifische Aktivität von ^{137}Cs

Das vertikale Profil der Cäsiumkontamination gibt im Falle des Bodenmonolithen SW1-3 einen starken Anstieg von der Streuauflage (60,96 Bq/kg) hin zum Of-Horizont mit einem Wert von 512,1 Bq/kg wieder. In gleichem Maße kontaminiert ist auch der Oh-Horizont dieses Monolithen. Dieser Umstand ist anhand des Plateaus in dem Profildiagramm in Abbildung 21 ersichtlich. Ebenso wie bei Beprobungspunkt SW1-2 weist auch hier der Ah(e)-Horizont mit 241 Bq/kg noch einen vergleichsweise hohen Cäsiumgehalt auf. Das Minimum innerhalb des Bodenmonolithen stellt erwartungsgemäß der Bv-Horizont.

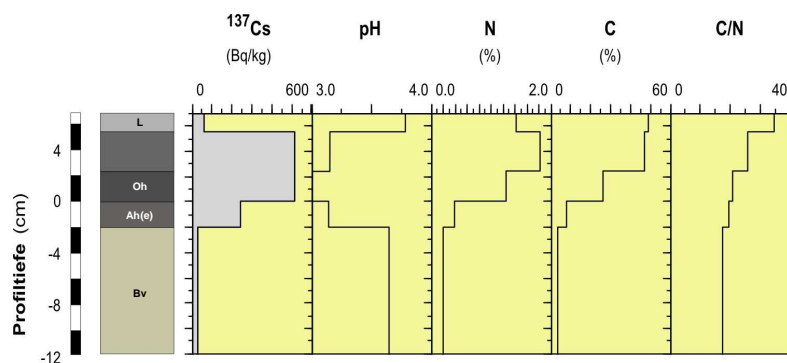


Abb. 21: Bodenmonolith SW1-3: Tiefenprofil zur Darstellung des Horizontaufbaus sowie der erhobenen Laborbefunde (spezifische Aktivität von ^{137}Cs , pH-Wert, N_{ges} , C_{ges} , C/N-Verhältnis)

Mischproben

Bei der Messung der Mischproben aus dem Untersuchungsgebietes Schwarzach ergibt sich für die organischen Auflagen (SW1-MP-org) ein ^{137}Cs -Gehalt von 412,6 Bq/kg und für die Mineralbodenhorizonte (SW1-MP-min) ein Gehalt von lediglich 73,17 Bq/kg.

7. Diskussion

7.1. Bewertung der GIS-gestützten Flächenauswahl

7.1.1. Auswahlkriterien

Messstellen umweltbezogener Monitoringprogramme werden häufig nach einem rasterartigen Verteilungsmuster angelegt, so zum Beispiel im Falle des GRABEN-Projektes oder des Moos- und Standortfichtenmessnetzes. Sie sind daher gleichmäßig über das Bayerische Staatsgebiet verteilt. Ein ganz anderes Bild zeigt sich hingegen bei dem hier angewandten landschaftsökologischen Verteilungsansatz. Es treten häufig Lücken auf, die im weiteren Umkreis nicht mit Monitoringflächen abgedeckt sind. Dies ist vor allem auf die unregelmäßige Verteilung der Staatswaldsflächen zurückzuführen, die in beiden Kriterienlisten das oberste Kriterium der Auswahl bildet. Konsequenterweise müssen sich die ausgewählten Monitoringflächen in erster Linie an der Staatswaldsverteilung orientieren. Hinzu kommt, dass in Liste 1 das Hauptaugenmerk auf die Hinterlegung der Flächen mit möglichst vielen landschaftsökologischen Informationen gesetzt wird. Da diese in vielen Fällen ebenfalls nur lückenhaft auf wenige Teilräume beschränkt sind, verengt sich der Auswahlbereich weiter und räumliche Aggregationen sind die Folge. Insbesondere in Auswahl 1 kommt es dadurch zu einer starken Clusterbildung der Monitoringflächen. In Auswahl 2 werden diese Cluster entzerrt, indem in die Kriterienliste die Forderung nach einer Gleichverteilung im Raum aufgenommen wird. Nichtsdestotrotz kann auch hier keine optimale Gleichverteilung erreicht werden. Grundlegende Beschränkungen der Auswahlmöglichkeiten, die auch im Falle der Kriterienliste 2 auftreten, werden verursacht durch das Kriterium Staatswald und darüber hinaus durch das feste Beprobungsschema nach Bestandsart, Hangneigung und Höhenklasse. Die zentralen Kriterien Bestandsart und Hangneigung werden in beiden Fällen gleichwertig berücksichtigt. Die Forderung nach einer repräsentativen Höhenlage ist jedoch ein spezielles Kriterium der Liste 2. Diese weist dementsprechend dahingehend bessere Resultate auf. Liste 1 erweist sich hingegen besser, wenn es um die Nähe zu Messnetzen und die Abdeckung mit Kartenmaterial geht. Insbesondere ergeben sich in Liste 1 bessere Ergebnisse in den Bereichen der Geologischen Karten und der IMIS-ODL-Stationen. Bezüglich der GRABEN-Profile (Projekt „Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern“), der Boden-Dauerbeobachtungsflächen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und des Landesamtes für Umwelt sowie der Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen weisen beide jedoch annähernd gleiche Ergebnisse auf. Hier erweist sich eine Annäherung an diese Messnetze in beiden Fällen als sehr schwierig, da die Flächenanzahl entweder sehr gering ist (Radionuklid-BDF, Intensiv-BDF) oder die Flächen zu weit entfernt von Staatswäldern liegen. Außerdem geht die Nähe zu Messnetzen häufig zu Lasten der Hinterlegung mit Informationen zur Landschaftsökologie oder umgekehrt. Prinzipiell muss die Nähe zu

Messnetzen in seiner Bedeutung daher relativiert werden. Eine direkte Nähe von nur wenigen Metern kann in vielen Fällen aus den eben genannten Gründen nicht erwartet werden. Auch Kriterienliste 1 bringt somit hinsichtlich einiger Kriterien keine wesentlichen Verbesserungen im Vergleich zu Kriterienliste 2. Da letztere über die konsequente Abdeckung der repräsentativen Höhenlagen einen wesentlichen Faktor in Bezug auf die Humusbildung sowie die Primärdeposition berücksichtigt, kann über dieses Verfahren dem Aspekt eines landschaftsökologischen Auswahlansatzes definitiv besser Rechnung getragen werden als durch Kriterienliste 1.

Die Auseinandersetzung mit dem Kritikpunkt der unzureichenden gleichmäßigen Verteilung der Monitoringflächen in den jeweiligen Bezugsräumen wurde bereits ausführlich in Kapitel 6.1.1. ausgeführt. Es zeigt sich, dass Idealfächen, die zum einen eine gute Informationsabdeckung aufweisen und zugleich eine gleichmäßige Verteilung im Raum einhalten, in der Realität kaum aufzufinden sind. Die sukzessive Verschneidung der Kriterien lässt immer weniger Spielraum bei der Auswahl der Flächen. Häufig sind die Kriterien dabei unter den gegebenen Umständen schlicht nicht miteinander vereinbar. Ist dies der Fall, so müssen einige Kriterien verworfen werden. Sicherlich wäre es unter anderem möglich gewesen, zugunsten der Verteilung zum Beispiel auf das Kriterium Staatswald zu verzichten, da diese Forderung kein zentrales radioökologisch relevantes Kriterium darstellt. Dies geschah in einigen Fällen auch, vor allem in Naturräumlichen Einheiten, in denen keine beziehungsweise kaum Staatswälder vorhanden waren und daher das Beprobungsschema nur erfüllt werden konnte, indem man die Monitoringflächen in Privatwäldern ansiedelte. Der Unterhalt von Monitoringflächen in Privatwäldern ist ein sehr problematisches Unterfangen und sollte daher vermieden werden. Ob jene Monitoringflächen ohne Probleme realisiert werden können, zeigt sich erst bei der Umsetzung. Die Flächen könnten unter Umständen jedoch auch jederzeit verworfen werden. Eine alternative Option wäre es, Naturräumliche Einheiten, in denen kein oder nur ein verschwindend geringer Anteil an Staatswald vorliegt, aus dem Monitoringprogramm herauszunehmen. Diesbezüglich muss entschieden werden, welche Interessen mit dem Monitoring verfolgt werden. Handelt es sich um ein Monitoring zur allgemeinen Wiedergabe der Radiocäsiumkontamination, so sollten die Einheiten nicht verworfen werden, da dadurch ein wesentlicher Teil der Waldökosysteme außer Acht gelassen würde. Handelt es sich hingegen um ein Monitoring von staatlicher Seite zur Ausweisung von Risikogebieten für Wildbret und andere Lebensmittel, so ist die Beschränkung auf Staatswälder durchaus vertretbar. Ebenso können Abstriche im Bereich der Informationshinterlegung gemacht werden, da die landschaftsökologische Erfassung der Monitoringflächen auch über eingehende Geländeaufnahmen bewerkstelligt werden kann. Es ist jedoch keinesfalls akzeptabel, die zentralen Kriterien, die in wesentlichem Maße Einfluss auf den Radiocäsiumgehalt in Böden besitzen, zu Zwecken einer gleichmäßigen

Verteilung demgegenüber als nachrangig einzustufen. Eine Annäherung an eine rasterartige Erfassung ist durchaus als positiv zu werten, weil dadurch größere unbeprobte Lücken vermieden werden können. Allerdings weisen Rasterbeprobungen auch den erheblichen Nachteil einer willkürlichen und ökologisch undifferenzierten Verteilung auf. Gerade darin besteht der Ansatzpunkt des im Rahmen dieser Arbeit umgesetzten Monitoringkonzeptes. Die Radiocäsiumkontamination soll hier eben nicht willkürlich über ein neutrales Raster erfasst werden, sondern vielmehr durch landschaftsökologisch repräsentative Flächen widerspiegelt werden. Eine zwingende Gleichverteilung entgegen der charakteristischen Landschaftsökologie kann somit nicht im Sinne der Handlungsvorgabe sein. Ist trotz eingehender Analysen eine Gleichverteilung nicht zu erreichen, so sollte sie daher auch nicht zwangsmäßig zu Lasten der zentralen Kriterien durchgesetzt werden.

In diesem Zusammenhang stellt sich auch die Frage, ob die strikte Einhaltung der Beprobung von Nadel- und Laubwaldflächen sinnvoll ist, oder ob man die Handlungsvorgabe dahingehend eventuell nochmals überarbeiten sollte. Prinzipiell ist eine Beprobung beider Bestandsarten zu gleichen Teilen wichtig, um für beide Fälle innerhalb der Naturräumlichen Einheiten ein genaues Bild zu erhalten. Dies macht jedoch nur solange Sinn, wie auch beide Bestandsarten in der Einheit vorliegen. Sollte man jedoch im Zuge des Auswahlverfahrens bei der genaueren Analyse erkennen, dass in einer Einheit Laubwald nur einen sehr untergeordneten Anteil spielt, sollte eine Abwandlung des Beprobungsschemas möglich gemacht werden. In diesem Fall würde die ausschließliche Beprobung von Nadelwäldern ein repräsentativeres Bild der gesamten Naturräumlichen Einheit nachzeichnen als dies aufgrund des festen Nadel-Laubwaldschemas ist, zumal die Nadelwaldbestände ohnehin jene Ökosysteme unter allgemein höherem Belastungspotential darstellen. Zugleich kann dadurch anderen wichtigen Kriterien wieder vermehrt Rechnung getragen werden.

Die Häufung von Monitoringflächen in den Alpen und den Mittelgebirgen als Resultat des Beprobungsschemas muss keineswegs als Defizit angesehen werden. Aufgrund der Stauwirkung des Reliefs unterstehen sie einer erhöhten Prädisposition für hohe Primärkontaminationen im Falle eines erneuten Reaktorunfalles. Des Weiteren unterliegen diese Höhenlagen einer wesentlich höheren Humusmächtigkeit und -variabilität (VÖLKELE & LEOPOLD 2006). Es sind demzufolge mehr Monitoringflächen für eine zuverlässige Kontaminationserfassung nötig als in den niedrig gelegenen Naturräumen. Allerdings ergibt sich durch die Belegung der Mittel- und Hochgebirgsräume mit jeweils vier Monitoringflächen ein immenses Pensum an Beprobungspunkten. Eine regelmäßige Beprobung im Sinne eines Monitorings auf allen (270!) Monitoringflächen erscheint mehr als problematisch wenn nicht sogar unrealisierbar. Hier muss in jedem Fall über Möglichkeiten einer Reduktion nachgedacht werden. Diese kann zum Beispiel erreicht werden, indem man kleinräumigere

Naturräumliche Einheiten mit vergleichbaren landschaftsökologischen Rahmenbedingungen zu einer Beprobungseinheit zusammenfasst.

7.1.2. GIS-Datenbank

Die Realisierung der Flächenauswahl über eine GIS-Datenbank und die darauf basierende Raumanalyse stellt definitiv eine optimale Verfahrensweise dar. Eine ausführliche Erläuterung der Vorteile der GIS-Konzeptionierung wurde bereits in den Kapiteln 3.3 und 4.2.1. gegeben. Diese Vorteile fanden im Zuge der Arbeit alle Bestätigung. Ohne die Zuhilfenahme eines Geoinformationssystems wäre die schnelle Umsetzung der Fragestellung sicherlich nicht möglich, da für die Flächenauswahl nach Kriterienliste 2, aber auch bereits im Rahmen der Flächenauswahl nach Kriterienliste 1 Unmengen an Daten zu verarbeiten und miteinander räumlich zu verschränken sind. Unter Verwendung herkömmlicher Arbeitsweisen wäre es daher schwierig, auf dem Maßstab des gesamten Bayerischen Staatsgebietes eine umfassende Analyse durchzuführen. Da ohnehin bereits die meisten öffentlichen Ämter, von deren Seite der Großteil der Informationen bereitgestellt wurde, in ihrer Datenverwaltung auf Geoinformationssysteme zurückgreifen, wäre es ein unnötiger Mehraufwand, die GIS-kompatiblen Daten in nicht digitale Formate zurückzuführen. Auch die weiteren Arbeiten, die sich nach der Flächenauswahl bei der Umsetzung des Monitorings stellen, werden durch die GIS-Datenbank in erheblichem Maße erleichtert. Durch die Aufnahme der Zuständigkeitsbereiche der einzelnen Forstbetriebe kann für jede ausgewählte Fläche problemlos der jeweilige Ansprechpartner ermittelt werden. Des Weiteren können schnell alle verfügbaren Karten abgefragt werden. Einen weiteren erheblichen Vorteil bringt die GIS-Konzeptionierung, da der Verlauf der Naturraumgrenzen, der Staatswälder, der Kartenwerke sowie die Lage der Messnetze in die hinterlegte topographische Karte eingezeichnet werden können. Die daraus resultierende Karte stellt eine wichtige Grundlage für die Geländearbeiten dar. Sollte sich die ausgewählte Fläche als ungeeignet herausstellen, weil zum Beispiel die Bestandsart nicht mit den Vorgaben übereinstimmt, so kann im näheren Umfeld eine Ersatzfläche ausgewählt werden, die den gleichen Vorgaben entspricht.

Im Hinblick auf ein erleichtertes und somit schnelleres Analyseverfahren sind jedoch einige Modifikationen in Betracht zu ziehen. Diskussionsbedarf ergibt sich in den Bereichen der Erfassung allgemeiner landschaftsökologischer Informationen, des Reliefs sowie der Erfassung der Bestandsart. Als erstes ist hierbei der Ansatz zu nennen, nicht nur Informationen über die Verfügbarkeit der jeweiligen geologischen, bodenkundlichen und standortkundlichen Karten in Bayern im GIS-Projekt zu hinterlegen, sondern die jeweiligen Karten selbst in digitaler Form in die Datenbank aufzunehmen. Idealerweise wäre dies zu bewerkstelligen, indem man die Karten von den zuständigen Ämtern wo möglich in

Vektorformat erwerben würde. Vektorisierte Karten können leicht in das Projekt eingelesen werden und erleichtern die rechnergestützte Verschneidung mit anderen Rauminhalten. Des Weiteren könnten dann bereits im Rahmen des Auswahlverfahrens die Flächen hinsichtlich ihrer landschaftsökologischen Gegebenheiten analysiert und bewertet werden. Nicht geeignete Standorte aufgrund ungeeigneter Ausgangssubstrate und Bodentypen könnten somit bereits während der Auswahl ausgeschlossen werden und nicht erst bei der Überprüfung der Flächen im Gelände. Außerdem eröffnen vektorisierte Karten die Möglichkeit die Informationen im Rahmen von Modellierungen und Interpolationen zu nutzen. Allerdings sind solche Kartierungen extrem teuer und somit im Rahmen der Arbeit keine Option. Aus fachlicher Sicht müsste der Erweiterung durch Vektordaten jedoch der Vorzug gegeben werden. Im Falle der in der Arbeit angesetzten Fragestellung kann jedoch von einer Hinterlegung mit Vektordaten zur Landschaftsökologie abgesehen werden, da sich die landschaftsökologischen Voraussetzungen, wie in Kapitel 4.2.2.1. beschrieben, aus der jeweiligen Naturräumlichen Einheit ableiten lassen. Die detaillierten Informationen über die Landschaftsökologie der Monitoringflächen anhand von Karten spielen lediglich bei der späteren Kontrolle der Repräsentativität eine Rolle. Die Anforderungen im Rahmen der Arbeit sind somit erfüllt.

Eine Alternative dazu stellt die Hinterlegung mit den Kartenwerken in Rasterform dar. Ein Versuch dazu wurde anhand der Topographischen Karte 1:50.000 unternommen, um Informationen über Bestandsart und Hangneigung in das GIS-Projekt einfließen zu lassen. Dies stellt einerseits einen erheblichen Arbeitsaufwand dar, andererseits wird durch die Datenmenge die Rechnerleistung soweit vermindert, dass die ursprüngliche Gesamtdatei in mehrere Einzeldateien aufgeteilt werden muss, was eine zusammenhängende Betrachtung erschwert. Digitale Landschaftsmodelle der Bayerischen Vermessungsverwaltung würden hier die Analyse der Reliefparameter wesentlich erleichtern und eine bessere Auflösung als die der 90 x 90 m SRTM-Daten ermöglichen. Außerdem bleibt festzuhalten, dass die eigene Georeferenzierung nicht die Präzision erreicht, in der vektorisierte Karten vorliegen. Nichtsdestotrotz stellen auch Rasterdaten eine gute Analysegrundlage und in Anbetracht der erheblichen Kosten vektorisierter Daten die einzige Verfahrensweise dar, wenn nicht nur ein kleiner Teilausschnitt einer Landschaft zu analysieren ist, sondern das gesamte Bayerische Staatsgebiet. Die Erfassung der Bestandsart wirft ein weiteres, wichtiges Problem auf, das es zu erörtern gilt. Detaillierte Informationen über die Bestandszusammensetzung einer Forstfläche sind nirgends umfassend hinterlegt. Auch auf Anfrage bei den Bayerischen Staatsforsten konnten hierzu keine detaillierten Informationen bereitgestellt werden. Die Bestandsart muss daher auf alternative Weise bestimmt werden. Die Frage nach der Art der Informationsbasis, ob topographische Karten oder Luftbilder, ist erneut hauptsächlich eine Kostenfrage. Eine mögliche Option stellt jedoch die Verwendung kostenlos verfügbarer

Landsat-Szenen dar, über deren Verarbeitung eine Unterscheidung in Laub- und Nadelwald durchaus umsetzbar wäre. In jedem Fall ist mit derartig großen Datensätzen jedoch das Problem mangelnder Speicherkapazitäten und Rechnerleistungen verbunden. Zudem bleibt auch hier aufgrund der geringeren Auflösung ein gewisser Grad an Ungenauigkeit bestehen. Die Hinterlegung mit topographischen Karten stellt somit vor diesem Hintergrund einen guten Verfahrensansatz dar. Da die Karten ohnehin für die Beantwortung anderer Fragestellungen bereitgestellt werden müssen, kann dadurch eine Reduzierung der erforderlichen Datenmenge erreicht werden.

7.1.3. Zwischenresümee

In Anbetracht der zuvor aufgeführten Argumente kann abschließend festgehalten werden, dass eine Flächenauswahl nach Kriterienliste 2 eine sehr umfassende und nach landschaftsökologischen Kriterien stichhaltige Verfahrenskonzeption darstellt, die in jedem Fall einer rein willkürlichen, rasterartigen Beprobung vorzuziehen ist. Inwieweit eine Modifikation der Gewichtung der verwendeten Auswahlkriterien im Einzelnen anzustreben ist, hängt insbesondere von der verfolgten Zielsetzung ab.

Die Umsetzung der Flächenauswahl über eine GIS-Datenbank stellt methodisch einen sehr hilfreichen und ausbaufähigen Ansatz dar. Die nach Abwägung des Kosten- und Zeitfaktors verwendeten Datensätze liefern mit Ausnahme der Identifikation der Bestandsart äußerst gute Ergebnisse. Anhand der daraus erhaltenen Informationen konnten alle erforderlichen Kriterien innerhalb des GIS-Projektes dargestellt und die Flächenauswahl erfolgreich durchgeführt werden. Nichtsdestotrotz sollte prinzipiell stets eine Verbesserung der Datensätze in Form höherer Detailgenauigkeit angestrebt werden. Grundsätzlich sollte daher die Digitalisierung von Rasterdaten hinsichtlich der Darstellung von Flächeninformationen durch die Verwendung von Vektordaten und hinsichtlich der Darstellung von Punktinformationen durch die Verwendung von exakten Lagekoordinaten ersetzt werden. Als Ansatz zur Verbesserung der Bestandsdifferenzierung kann gegebenenfalls die Verwendung von Satellitenbildern dienen, was in Anbetracht der Datenmengen, die für die Abdeckung des Bayerischen Staatsgebietes nötig wären, jedoch nicht zu empfehlen ist.

Inwieweit sich die ausgewählten Flächen im Einzelnen als Monitoringflächen umsetzen lassen, bleibt im Einzelfall stets zu prüfen. Beispielhaft wurde diese Überprüfung anhand zweier Monitoringflächen durchgeführt. Die Ergebnisse werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

7.2. Repräsentativität der Untersuchungsgebiete im Hinblick auf die zugrunde liegenden Naturräumlichen Einheiten

7.2.1. Untersuchungsgebiet Schrobenhausen

Die Monitoringfläche in Schrobenhausen erfüllt die durch das GIS-Projekt zugewiesenen Anforderungen. Nach den Vorgaben des Beprobungsschemas muss die Fläche die Höhenklasse 1 aufweisen, da die Naturräumliche Einheit hauptsächlich von dieser Höhenklasse dominiert wird. Mit einer Lage von 430 m NN entspricht das Untersuchungsgebiet dieser Anforderung. Die Hangneigung liegt unter 10°, die Fläche kann somit wie gefordert als flach eingestuft werden und als Monitoringfläche in der Naturräumlichen Einheit des Donau-Isar-Hügellandes verwendet werden. Auch wird der Bestandsart Nadelwald entsprochen. Der zu gleichen Teilen aus Fichten und Kiefern gebildete Bestand ist nach der Waldbodeninventur typisch für Forstflächen auf den eher sandigen Molassesedimenten (siehe dazu Kapitel 5.1.1.). Ein jährlicher Niederschlag von 750 mm und eine Jahresmitteltemperatur von 7°C zeichnen sehr gut die für die Naturräumliche Einheit als charakteristisch veranschlagten klimatischen Verhältnisse nach (vergleiche hierzu Kapitel 5.1.1.). Die Frage nach der Repräsentativität des Ausgangssubstrates und der Bodentypen gestaltet sich in Naturräumlichen Einheiten des Tertiärhügellandes als schwierig. Diese können aufgrund der komplexen Verzahnung quartärer und tertiärer Substrate ein sehr differenziertes Verteilungsmuster der verschiedensten Bodentypen aufweisen. Die wichtigsten Bodentypen im Tertiärhügelland stellen Parabraunerden und Braunerden dar. Um in richtiger Weise bewerten zu können, ob die radioökologischen Rahmenbedingungen auf der vorgeschlagenen Monitoringfläche repräsentativ für die Gesamtheit der Staatswälder in der Naturräumlichen Einheit sind, ist es nötig, diejenigen Substrate zu ermitteln, die auf den Staatswaldflächen am häufigsten das Ausgangssubstrat bilden. Im Falle des Donau-Isar-Hügellandes konnte anhand der Verschneidung der Staatswaldflächen mit der Geologischen Übersichtskarte 1:500.000 nachvollzogen werden, dass sich deren Verbreitung hauptsächlich, bis auf wenige Ausnahmen, auf die Molassesedimente beschränkt. Dementsprechend kann das Untersuchungsgebiet, das sich durch sandiges Ausgangssubstrat der Oberen Süßwassermolasse und darin entwickelte Braunerden auszeichnet, als repräsentativ für die landschaftsökologischen Gegebenheiten im Donau-Isar-Hügelland bewertet werden. Sehr niedrige pH-Werte geben zudem das allgemeine Bild der starken Bodenversauerung von Böden auf Molassesanden unter Nadelwald sehr gut wieder. Durch die Dominanz der Molassesedimente in den Bereichen des Staatswalds lässt sich auch der damit verbundene Fichten- und Kiefernbestand als repräsentatives Merkmal beurteilen. Für Nadelwaldstandorte auf sandigem Substrat untypische Humusformen des Mulls liegen in den beprobten Monolithen nicht vor.

7.2.2. Untersuchungsgebiet Schwarzach

Bei der Bewertung der Monitoringfläche in Schwarzach muss zusätzlich berücksichtigt werden, dass ursprünglich eine andere Fläche als Untersuchungsgebiet veranschlagt gewesen wäre, die tatsächlich beprobte Fläche dagegen lediglich eine alternative Ausweichfläche darstellt. Im Großen und Ganzen stimmt auch die Ausweichfläche mit den Anforderungen des Beprobungsschemas überein. Auch in diesem Fall wird die Forderung nach einem Nadelwaldbestand erfüllt. Die Hangneigung des Untersuchungsquadranten ist ebenso als steil zu definieren. Nicht erwartungsgemäß wiedergegeben werden kann die als Klasse 3 veranschlagte Höhenlage. Das alternative Untersuchungsgebiet liegt lediglich in Höhenklasse 2. Diese ist definitiv repräsentativ für den Vorderen Bayerischen Wald, stellt sogar flächenmäßig den größten Anteil am Naturraum. Allerdings wurden die Monitoringflächen mit der Intention ausgewiesen, ein möglichst umfassendes Bild der Cäsiumvariabilitäten wiederzugeben. Die Höhenklasse 3 sollte daher in jedem Fall abgedeckt werden. Da der Vordere Bayerische Wald ohnehin mit vier Monitoringflächen ausgestattet ist, von denen noch eine weitere der Höhenklasse 3 zugeordnet ist, kann somit auch unter Beibehaltung des Alternativgebietes weiterhin von einer repräsentativen Erfassung innerhalb der Einheit ausgegangen werden. Der im Untersuchungsgebiet vorliegende Gneis repräsentiert den charakteristischen geologischen Untergrund in der Naturräumlichen Einheit, zumal das bodenbildende Ausgangssubstrat hier in Form der weit verbreiteten periglazialen Deckschichten vorliegt. Der Bodentyp einer Braunerde entspricht somit definitiv einem typischen Vertreter der Böden im Vorderen Bayerischen Wald. Der zu 95 % aus Fichten bestehende Baumbestand gibt adäquat die Verhältnisse in den Wuchsgebieten des Vorderen Bayerischen Waldes wieder, in denen die Fichte im Allgemeinen die Waldbestände dominiert. Mit Ausnahme der wenigen höheren Erhebungen über 1000 m NN beträgt der jährliche Niederschlag im Vorderen Bayerischen Wald 1100 – 1300 mm. Das Untersuchungsgebiet liegt klimatisch genau in diesem Bereich. Auch die mittlere Jahrestemperatur stimmt sehr gut mit den vorherrschenden klimatischen Gegebenheiten überein.

7.2.3. Zwischenresümee

Im Falle der Naturräumlichen Einheit des Vorderen Bayerischen Waldes ist die Frage nach der Repräsentativität der Monitoringflächen eindeutig und für den alternativ untersuchten Standort zu bejahen. Im Gegensatz dazu gestaltet sich die Beurteilung der Repräsentativität in der Naturräumlichen Einheit des Donau-Isar-Hügellandes als erschwert, da hier eine Vielzahl unterschiedlichster Substrate festzustellen ist. Daran gekoppelt ist auch die größere Heterogenität der Bestandsarten. Beschränkt man die Betrachtung der Naturräumlichen Einheiten jedoch lediglich auf jene Landschaftsausschnitte im Bereich von Staatswäldern, so

lässt sich die Menge an auftretenden Substraten eindeutig minimieren und die Molassesedimente als dominierendes Substrat festlegen. Aufgrund der somit vorgenommenen Einschränkung kann auch die Monitoringfläche in Schrobenhausen als repräsentativer Standort gewertet werden. Prinzipiell kann also davon ausgegangen werden, dass aufgrund der zugrunde gelegten Vorab-Regionalisierung in Naturräumliche Einheiten auch tatsächlich eine Unterteilung nach weitestgehend einheitlichen Gegebenheiten im Sinne der Arbeit erreicht wurden. Es bleibt zu hinterfragen, ob die selektive Betrachtung von Staatswäldern in letzter Konsequenz geeignet ist, die Kontaminationssituation in der Gesamtheit der Waldökosysteme eines Naturraumes wiederzugeben. Vor dem Hintergrund der später noch diskutierten Cäsiumgehalte der Böden ist es des Weiteren anzuraten, im Falle des Vorderen Bayerischen Waldes die ursprünglich angedachte Monitoringfläche zu übernehmen, da die Höhenlage einen nicht zu verachtenden Parameter bei der Humusausbildung darstellt. Auf diesen Umstand wird später im Rahmen der Diskussion der ermittelten Cäsiumgehalte noch ausführlich Bezug genommen (siehe dazu Kapitel 7.3.).

7.3. Radiocäsiumkontamination in den Untersuchungsgebieten

7.3.1. Bodenökologische Voraussetzungen

In Bezug auf den pH-Wert weisen alle sechs Bodenmonolithen durchweg keine markanten Unterschiede auf. Vielmehr ähneln sich die Werte der einzelnen Horizonte und die allgemein festzustellenden Anstiegs- und Abnahmetendenzen sehr stark. Alle beprobten Monolithen sind als sehr sauer zu charakterisieren. Somit können zumindest anhand des pH-Wertes keine starken Unterschiede in der Ausbildung der organischen Auflagen ausgemacht werden. Dies verwundert allerdings auch nicht weiter, da Böden unter Forst im Allgemeinen ein sehr saures Bodenmilieu aufweisen. Merkliche Unterschiede wären allenfalls zwischen Nadel- und Laubwald oder sehr gegensätzlichen hydrologischen Verhältnissen zu erwarten. Bei beiden Untersuchungsgebieten handelt es sich allerdings beide Male um Nadelwaldstandorte. Lediglich die Streu erweist sich in Schwarzach als etwas saurer, was eventuell doch auf geringe Unterschiede in der Streuzusammensetzung zurückgeführt werden kann. Die durchweg sauren pH-Werte in den organischen Auflagen bis hin zu vergleichsweise niedrigen Werten in den Ah(e)-Horizonten gehen mit der Beobachtung der Quarzkornbleichung, einem Hinweis auf beginnende Podsolierung, einher. Auch hinsichtlich des C/N-Verhältnisses zeigt die Gesamtheit der Bodenmonolithen ein sehr einheitliches Bild. Sowohl der Anteil an Stickstoff als auch an Kohlenstoff nimmt erwartungsgemäß mit der Tiefe hin ab. Prinzipiell gilt, je enger das C/N-Verhältnis ist, desto ausgeprägter sind Zersetzungsgrad, Huminsäureanteil und potentielle Kationenaustauschkapazität (AG BODEN 1994). Nach AG BODEN (1994) spricht man bei C/N-Verhältnissen größer 25 von Humusformen sehr geringer Qualität, zwischen einem Wert von 25 bis 20 von Humusformen

geringer Qualität und zwischen einem Wert von 20 bis 15 von Humusformen mittlerer Qualität im Hinblick auf die Kationenaustauschkapazität. Die Streuauflagen ausgenommen, bewegen sich alle Werte der humosen Horizonte zwischen 20 und 30, also in einem Bereich von geringer bis sehr geringer Qualität. Als Humusform, die sich durch solche C/N-Verhältnisse auszeichnet, gilt insbesondere der Moder. Noch weitere C/N-Verhältnisse sind typisch für fortgeschrittene Podsolierungsprozesse in sauren Böden und Rohhumus als vorherrschender Humusform (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). In Schrobenhausen sind die C/N-Verhältnisse allgemein etwas höher, was auf eine etwas schlechtere Zersetzungsaktivität hinweisen könnte. Ebenso fällt auf, dass in den beiden Bodenmonolithen SR1-2 und SR1-3 die C/N-Verhältnisse der Bv-Horizonte stets geringfügig höher sind als die der Ah(e)-Horizonte. Als Ursache für diese Beobachtung gibt es mehrere Möglichkeiten. Entweder wurden die beiden Horizonte bei der Probennahme unsauber voneinander getrennt oder aber die hohen Werte im Bv-Horizont rühren von Wurzelrückständen im Probenmaterial her. Des Weiteren muss in Betracht gezogen werden, dass die Erhöhung der Kohlenstoffgehalte in Schrobenhausen möglicherweise auf dem Einfluss des deutlich carbonatführenden Ausgangssubstrates (WIERER & DOPPLER 2003) beruht, wobei im Bv-Horizont in der Regel von einer weitestgehenden Entcarbonatisierung ausgegangen werden kann.

Im Untersuchungsgebiet Schrobenhausen sind die organischen Auflagen generell etwas mächtiger als im Untersuchungsgebiet Schwarzach. Die jeweiligen Humusformen sind entweder feinhumusarmer typischer Moder oder feinhumusreicher, rohhumusartiger Moder. Die organischen Auflagen der Monolithen SR1-2 und SR1-3 sind dabei mächtiger als am Standort SR1-1. Die an den drei Bodenmonolithen in Schwarzach ermittelten Humusformen reichen von rohhumusartigem Moder bis hin zu feinhumusarmem, rohhumusartigen Moder. Die L-Horizonte liefern im gesamten Untersuchungsgebiet ein sehr einheitliches Bild, bestehend aus frischem Fichtengrün in Form von Zweigen, Fichtennadeln, losen Fichtenzapfen und vereinzelt beigemischtem Buchenlaub. Die Standorte SW1-2 und SW1-3 sind zudem im Hinblick auf die Mächtigkeiten der Of- und Oh-Horizonte nahezu gleich ausgeprägt. Lediglich in SW1-1 weist der Of-Horizont eine deutlich höhere Mächtigkeit auf. Hinsichtlich der Humuszusammensetzung und des Zersetzungsgrads bestehen in allen sechs Fällen keine markanten Unterschiede, weder innerhalb eines, jedoch auch nicht zwischen den beiden Untersuchungsgebieten. In allen sechs Bodenmonolithen treten zudem initiale Stadien der Podsolierung auf.

7.3.2. Zusammenhang zwischen der Radiocäsiumkontamination und den bodenökologischen Voraussetzungen

Bei einer Grundgesamtheit von nur sechs Bodenmonolithen lassen sich keine statistisch abgesicherten Untersuchungen über mögliche Zusammenhänge zwischen dem

Cäsiumgehalt einzelner Horizonte und den untersuchten bodenökologischen Parametern pH-Wert, C/N-Verhältnis und Horizontmächtigkeit anstellen. Der Vollständigkeit halber sind jedoch in den Anhängen 12A-C Diagramme hinterlegt, die den Cäsiumgehalt in den Horizonten Of, Oh und A den jeweiligen Bodenparametern gegenüberstellen. Es bestätigt sich, dass anhand der ermittelten Stichprobe keine Hinweise auf etwaige Korrelationen ersichtlich sind. Lediglich in den Of-Horizonten der beprobten Monolithen zeichnet sich eine zunehmende ^{137}Cs -Aktivität mit zunehmender Mächtigkeit der Horizonte ab. Auch ist ansatzweise eine erhöhte Cäsiumbelastung bei höheren C/N-Verhältnissen in den Of-Horizonten ersichtlich. Demgegenüber ist die spezifische Aktivität in diesen Horizonten mit den pH-Werten überraschenderweise negativ korreliert. Allerdings liegen die ermittelten pH-Werte in einem sehr engen Wertebereich und induzieren allesamt ein sehr saures Bodenmilieu. Die kleine Grundgesamtheit reicht in diesem Fall nicht aus, um zufällige von regelhaften Verteilungen unterscheiden zu können.

7.3.3. Gegenüberstellung der Radiocäsiumkontamination in den beiden Untersuchungsgebieten

Allgemein kann bezüglich der ermittelten spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs festgehalten werden, dass in keinem der beiden Untersuchungsgebiete Extremwerte nachgewiesen werden konnten – weder in Form besonders niedriger noch besonders hoher Cäsiumgehalte bemessen an bisherigen Erfahrungswerten zur Kontamination in bayerischen Böden. Aus dieser Beobachtung sollte jedoch nicht auf ein geringes Belastungsrisiko geschlossen werden. Die Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums hängt in wesentlichem Maße von der Kaliumversorgung der jeweiligen Standorte ab (VÖLKELE 2002). Da im Rahmen dieser Arbeit keine Kationenaustauschkapazität erhoben wurde, lassen sich diesbezüglich keine eindeutigen Aussagen treffen. Niedrige Kaliumgehalte sind jedoch angesichts des sauren Bodenmilieus in allen sechs Fällen zu erwarten. Dass die Cäsiumgehalte dennoch für eine erhebliche Kontamination der daran gekoppelten Biosphäre sorgen können, zeigen die hohen Aktivitätswerte von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen aus dem Landkreis Neuburg-Schrobenhausen (siehe Kapitel 3.1.). Hinsichtlich der vertikalen Verteilung des Cäsiums zeigen sich die Monolithen beider Untersuchungsgebiete als relativ gleichartig. Nichtsdestotrotz lassen sich durchaus auch einige Unterschiede sowohl zwischen den Untersuchungsgebieten als auch innerhalb der Monolithen ein- und desselben Untersuchungsgebietes feststellen. In Abbildung 22 wurden die Cäsiumgehalte der einzelnen Bodenmonolithen und der Mischbeprobungen einander anhand einer Tabelle zu Vergleichszwecken gegenübergestellt. Abbildung 23 liefert dazu eine graphische Darstellung der Cäsiumverteilung in den einzelnen Horizonten, getrennt nach Untersuchungsgebieten. Allen Monolithen gemeinsam ist, dass der Bv-Horizont stets den geringsten gemessenen Wert innerhalb der Monolithen darstellt. Die Maximalwerte werden im Gegenzug dazu stets

in den Of- beziehungsweise in den Oh-Horizonten erreicht. Die Ergebnisse entsprechen somit dem erwarteten, für Waldökosysteme typischen Verteilungsbild, das auf die Barrierewirkung der organischen Auflagen entgegen der Verlagerung des Radiocäsiums in den Mineralboden hinweist. Am deutlichsten stellt dies das Profil des Bodenmonolithen SW1-1 heraus. Der Of-Horizont des Monolithen birgt den höchsten Cäsiumgehalt aller beprobter Horizonte in beiden Untersuchungsgebieten. Zugleich ist dieser im Vergleich zu den meisten anderen Of-Horizonten wesentlich mächtiger ausgebildet. Einzig der Of-Horizont am Standort SR1-2 ist nochmals um einen Zentimeter mächtiger. In den folgenden Horizonten Oh und Ah(e) des Monolithen SW1-1 liegen hingegen deutlich verminderte Cäsiumgehalte vor. Es kann jedoch nicht eindeutig differenziert werden, ob nun die Maximalwerte hauptsächlich im Of oder im Oh liegen. In vier der sechs Fälle sind diese im Of-Horizont verortet, wobei sich am Standort SW1-3 die Werte in Of- und Oh-Horizont so sehr gleichen, dass keine eindeutige Zuordnung des Maximums möglich ist.

Bq/kg	SR1-1	SR1-2	SR1-3	Ø SR1	Mischbeprobung	
L	195,500	107,100	104,800	294,37	383,7	Organische Auflagen (Of+Oh)
Of	389,500	310,000	429,700			
Oh	126,000	370,600	140,400			
A	143,300	195,400	35,060	67,54	114,7	Miner. Horizonte
B	12,820	3,850	14,830			
	SW1-1	SW1-2	SW1-3	Ø SW1	Mischbeprobung	
L	30,560	56,580	60,960	450,67	412,6	Organische Auflagen (Of+Oh)
Of	623,600	298,100	512,100			
Oh	151,400	606,500	512,300			
A	99,940	326,600	241,400	122,06	73,17	Miner. Horizonte
B	24,120	10,930	29,350			

Abb. 22: Ermittelte ¹³⁷Cs-Gehalte nach Beprobungsart, Untersuchungsgebieten und Horizonten

Die Spannweite der Werte in den Of-Horizonten reicht von 298,1 bis 623,3 Bq/kg, in den Oh-Horizonten ist sie etwas höher mit Werten zwischen 126 und 606,5 Bq/kg. Angesichts der nahezu gleichen Ausprägungen der bodenökologischen Voraussetzungen an allen sechs Bodenmonolithen halten sich die Aktivitätsschwankungen jedoch in überschaubaren Grenzen. Ein wesentlicher Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsgebieten lässt sich im Bereich der Streuauflage erkennen. Die Streu der Bodenmonolithen in Schrobenshausen ist mit Werten von ca. 100 – 200 Bq/kg viel stärker kontaminiert als die Streu in Schwarzach mit Werten zwischen ca. 30 - 60 Bq/kg. Da sie

7. Diskussion – Radiocäsiumkontamination der Untersuchungsgebiete

noch nicht oder nur bedingt von der Zersetzung betroffen ist, sind Unterschiede im Bodenmilieu als Ursache dieser Beobachtung eher als unwahrscheinlich zu erachten. Der große Unterschied ist vielmehr auf die unterschiedlichen Witterungsbedingungen während der Probennahme in den beiden Untersuchungsgebieten zurückzuführen. Während das Untersuchungsgebiet Schrobenshausen zum Zeitpunkt der Beprobung keine Schneebedeckung und gute Witterungsverhältnisse aufwies, war der L-Horizont im Untersuchungsgebiet Schwarzach durch von den Bäumen abtauenden Schnee bedeckt und durchtränkt. Im Gegensatz dazu liegen im Untersuchungsgebiet Schwarzach die Cäsiumgehalte der A-Horizonte insgesamt etwas höher im Vergleich zum Untersuchungsgebiet Schrobenshausen. Mögliche Ursachen dafür können zum einen die etwas geringmächtigeren Auflagen und/oder das geringfügig bessere C/N-Verhältnis sein.

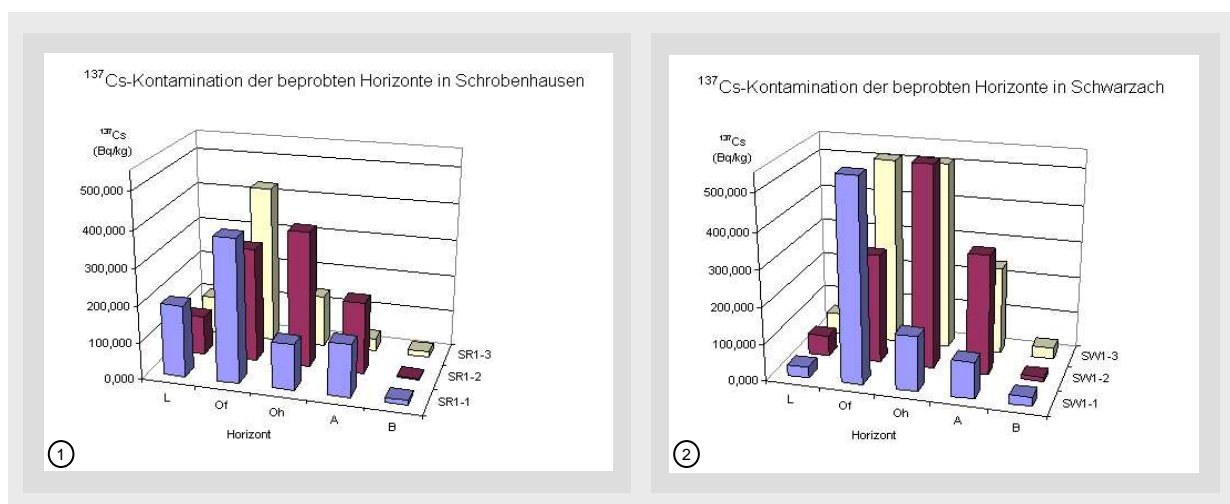


Abb. 23: Vergleichende Darstellung der Radiocäsiumkontamination nach Horizonten für das Untersuchungsgebiet (1) Schrobenshausen und (2) Schwarzach

Die bisherige Auswertung erfolgte allein unter der Verwendung der Einheit der spezifischen Aktivität in Bq/kg. Damit werden die Cäsiumgehalte der einzelnen Horizonte in Bezug auf eine vergleichbare Masse Boden beziehungsweise Substrat beschrieben. Diese Einheit stellt eine gängige Bezugsgröße dar und wurde deshalb auch für die Wiedergabe der Horizontkontamination in den Tiefenprofilen in Kapitel 6.2.2. verwendet. Inwieweit ein bestimmtes Bodenvolumen jedoch mit Cäsium kontaminiert ist, kann daraus nicht abgeleitet werden. Dies sollte bei der Betrachtung der Tiefenprofile beachtet werden. Um einen Eindruck zu vermitteln, wie sich die Wiedergabe der Radiocäsiumkontamination unter Verwendung einer volumetrischen Bezugseinheit ändert, wurde für alle Horizonte unter Berücksichtigung der jeweiligen Dichteunterschiede die Radiocäsiumkontamination in Bq/cm³ Boden berechnet und in Anhang 13 dargestellt. Für eine exakte Umrechnung von der Einheit Bq/kg in Bq/cm³ hätte bereits im Gelände eine Bestimmung der Dichte der einzelnen Horizonte erfolgen müssen. Alternativ dazu können statistische Näherungswerte

herangezogen werden. Im Falle dieser Arbeit erfolgte die Umrechnung basierend auf Angaben von VÖLKELE & LEOPOLD (2006). Demnach können für die Trockenraumdichte der einzelnen Horizonte folgende Variablen angenommen werden:

L-Horizont: 0,1 g/cm³; Of-Horizont: 0,2 g/cm³; Oh-Horizont: 0,35 g/cm³; Ah-Horizont: 1,0 g/cm³ (vgl. VÖLKELE & LEOPOLD 2006: 43).

Auf die Einbeziehung der B-Horizonte wurde aufgrund der ohnehin geringen Kontamination verzichtet. Durch die Darstellung über eine volumetrische Bezugsgröße ergibt sich ein deutlich anderes Bild. Am auffälligsten dabei ist, dass die Maximalwerte der Kontamination nun in den A-Horizonten liegen. Diese Beobachtung beruht auf dem Umstand, dass die mineralischen A-Horizonte die höchste Dichte aufweisen und sich somit auf einen Kubikzentimeter wesentlich mehr Masse beläuft als in den locker gelagerten organischen Auflagen. Ausnahmen dazu stellen nur das Profil SR1-3 und SW1-1 dar. Hier findet sich der Maximalwert nach wie vor in den Of-Horizonten. Bezeichnenderweise sind dies die Horizonte, die mit die mächtigsten Auflagen aufweisen. Diese Beobachtung sowie die Feststellung, die aus der Korrelation der Horizontmächtigkeit mit der spezifischen Aktivität gezogen werden konnte, bestätigen die Relevanz der Humusmächtigkeit hinsichtlich der Radiocäsiumproblematik.

7.3.4. Zwischenresümee

Zusammenfassend kann für das Untersuchungsgebiet Schrobenhausen festgehalten werden, dass die ermittelten Radiocäsiumaktivitäten im Bereich der allgemeinen Erwartungen liegen. VÖLKELE (2002) ermittelte im Lösshügelland im Raum Regensburg stellvertretend für das Donau-Isar-Hügelland Kontaminationsbereiche zwischen 30 – 1.850 Bq/kg in den organischen Auflagen sowie zwischen 70 – 500 Bq/kg im Mineralboden (VÖLKELE 2002). Die Gehalte in den B-Horizonten liegen somit sogar unterhalb dieser Erwartungswerte. Diese Beobachtung lässt sich hauptsächlich darauf zurückführen, dass die Vergleichswerte zumeist aus den ersten 5 cm der Bodenprofile stammen und daher in erster Linie die Kontamination der A-Horizonte wiedergeben. Des Weiteren handelt es sich bei den durch VÖLKELE (2002) untersuchten Böden um Parabraunerden mit teilweise erheblich besserem Bodenmilieu, wodurch Vergleiche nur bedingt angestellt werden können. Trotzdem liefern die Ergebnisse einen guten Bewertungsrahmen, angesichts dessen sich feststellen lässt, dass die Radiocäsiumkontamination in dem Untersuchungsgebiet keine anormalen Minimal- beziehungsweise Maximalgehalte annimmt. Die geringen Unterschiede der bodenökologischen Voraussetzungen und der Radiocäsiumgehalte spricht für die Feststellung, dass in Gebieten unter 500 m NN noch keine ausgeprägten Variabilitäten zu erwarten sind und daher zwei Monitoringflächen für die Erfassung ausreichend sind.

Für das Untersuchungsgebiet Schwarzach wurden dagegen höhere Werte erwartet, da es sich zum einen um ein Gebiet der Höhenklassen 2 und 3 handelt und zudem zu den Bereichen Bayerns gehört, die einer erhöhten Primärdeposition unterlagen. Die Untersuchungen von VÖLKELE (2002) geben für den Bayerischen Wald hinsichtlich der organischen Auflagen einen Wertebereich von 150 – 4.750 Bq/kg, hinsichtlich des Mineralbodens einen Wertebereich zwischen 90 – 1.850 Bq/kg an (VÖLKELE 2002), wobei sich die Werte des Mineralbodens auch hier wieder hauptsächlich auf den A-Horizont beziehen. Der Unterschied zu den Werten in Schrobenhausen hätte sich daher eigentlich deutlicher zeigen müssen. Im Gegensatz dazu weisen beide Untersuchungsgebiete jedoch keine größeren Unterschiede auf. Dass insgesamt auch innerhalb der Untersuchungsgebiete keine größeren Humus- und Aktivitätsvariabilitäten festgestellt werden konnten, ist im Falle des Untersuchungsgebietes Schrobenhausen angesichts der Höhenlage nicht überraschend. Auch das Untersuchungsgebiet Schwarzach liegt in einem Höhenbereich, in dem noch keine extremen Humusvariabilitäten auftreten müssen. Hierin liegt vermutlich der Grund, weshalb keine größeren Unterschiede zwischen den beiden Naturräumlichen Einheiten, wie ursprünglich beabsichtigt, aufgezeigt werden konnten. Die Vergleichswerte nach Völkel (2002) stammen aus einem bekanntermaßen äußerst stark belasteten Gebiet des Hinteren Bayerischen Waldes, was nicht zuletzt auf den Einfluss der Niederschlagsverhältnisse in Verbindung mit der Höhenlage zurückzuführen ist. Das ursprünglich für Schwarzach angedachte Untersuchungsgebiet würde demgemäß vermutlich markantere Unterschiede zum Tertiärhügelland aufzeigen, da es der Höhenklasse 3 zugeordnet ist. Durch den höheren Niederschlag und die geringeren Temperaturen ist hier eine erhöhte Humusmächtigkeit und –variabilität annehmbar. Zudem kommen in einer Höhe zwischen 800 – 1000 m NN im Bereich des Bayerischen Waldes Lockerbraunerden vor. Bei einer Verbreitung dieses Bodentyps innerhalb der Monitoringfläche würden sich die Bodenmonolithen durch deutlich mächtigere Rohhumusaufgaben auszeichnen. Diese Bereiche sollten daher in jedem Fall im Zuge des Monitorings des Vorderen Bayerischen Waldes überwacht werden. Deshalb sollte für das eigentliche Monitoring in Zukunft die ursprüngliche Fläche verwendet werden, sofern die restlichen Kriterien erfüllt werden (Hangneigung, Bestandsart, Bodentyp etc.).

Außerdem muss hinsichtlich der geringen beobachteten Variabilität der Radiocäsiumwerte sowohl zwischen als auch innerhalb der Untersuchungsgebiete bedacht werden, dass die im Zuge dieser Arbeit durchgeführte Beprobung ein reduziertes Maß an Bodenmonolithen behandelt, die erfasste Schwankungsbreite mit Zunahme der Beprobungszahl jedoch steigt. In der Handlungsvorgabe wird zur korrekten Erfassung ein spezielles Beprobungsschema vorgeschlagen, das stets anhand von zehn Bodenmonolithen eine nach der Höhenlage

bemessene, vordefinierte Anzahl an Entnahmestellen verschieden mächtiger organischer Auflagen mit in die Untersuchungen eingehen lässt (VÖLKEL & LEOPOLD 2006).

7.4. Beprobungsmethoden

Hinsichtlich der beiden verwendeten Beprobungsmethoden zur Ermittlung der spezifischen Radiocäsiumaktivität in den untersuchten Gebieten lässt sich feststellen, dass beide vergleichbare Werte liefern. Auch durch die Methodik der Mischbeprobung lässt sich die stärkere Kontamination der organischen Auflagen im Vergleich zum Mineralboden erkennen. In Schrobenhausen weisen laut Mischbeprobung die organischen Auflagen mit 383,7 Bq/kg einen deutlich höheren Cäsiumgehalt auf als die Mineralbodenhorizonte mit 114,7 Bq/kg. Ebenso ist dies der Fall im Untersuchungsgebiet Schwarzach. Während für die organischen Auflagen über die Mischbeprobung ein Wert von 412,6 Bq/kg ermittelt werden konnte, liegt der Cäsiumgehalt in den Mineralbodenhorizonten nur bei 73,17 Bq/kg. Zu Vergleichszwecken wurde zudem für jedes Untersuchungsgebiet der Mittelwert aus den Ergebnissen der Monolithbeprobungen gebildet und der Mischbeprobung gegenübergestellt (siehe dazu Abbildung 22). Um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen, wurden dabei, wie auch im Falle der Mischbeprobung, lediglich die Of- und Oh-Horizonte in die Berechnung aufgenommen.

Anhand der Gegenüberstellung können durchaus Unterschiede aufgezeigt werden. Diese sind jedoch in der Regel nur von geringfügigem Ausmaß und lassen keine Regelmäßigkeit erkennen. Unterschiede in der Probenzahl und Beprobungstiefe können als mögliche Ursachen für diese Schwankungen aufgeführt werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass der berechnete Mittelwert auf einer wesentlich kleineren Grundgesamtheit von nur drei Bodenmonolithen basiert. Berechnet man den Mittelwert aus den Cäsiumgehalten aller Mineralbodenhorizonte im Untersuchungsgebiet Schwarzach, so kommt man auf einen Wert von 122,06 Bq/kg. Demgegenüber steht der Aktivitätswert aus der jeweiligen Mischprobe mit 73,17 Bq/kg. Für die organischen Auflagen ergibt der Mittelwert der Bodenmonolithbeprobung 450,67 Bq/kg, die jeweilige Mischprobe einen Wert von 412,6 Bq/kg. Im Falle der organischen Auflagen werden also annähernd gleiche Werte erzielt, im Falle des Mineralbodens liefert die Mischbeprobung einen um ca. 50 Bq/kg niedrigeren Wert. Der Grund für die geringere Aktivität der Mischprobe kann möglicherweise dadurch erklärt werden, dass hier in jedem Fall bis in 30cm Tiefe Probenmaterial entnommen wurde. Die Probennahme an den Bodenmonolithen erfolgte dagegen nur innerhalb der ersten 10 cm des Bv-Horizonts. Daher wurde über die Mischbeprobung vergleichsweise mehr schwach kontaminiertes Material aufgenommen. In Schrobenhausen liegen die berechneten Mittelwerte hingegen beide Male niedriger als die gemessenen Aktivitäten aus den Mischproben. Bezüglich des Mineralbodens beträgt die Differenz

ca. 40 Bq/kg, bezüglich der organischen Auflagen liegt die Differenz jedoch bereits bei 100 Bq/kg. Der zuvor genannte Beprobungseffekt lässt sich in diesem Falle also nicht erkennen. Entweder liegt dies daran, dass durch die allgemein mächtigere Auflagen auch durch die Mischbeprobung nur wenig Bv-Material erreicht wurde oder aber letzten Endes an der allgemein mangelnden Vergleichbarkeit der beiden Ergebnisse aufgrund der unterschiedlichen Probenzahlen. Aufgrund dieser Vergleiche könne also keine stichfesten Unterschiede aufgezeigt werden.

Besonders hervorheben muss man dagegen die Unzulänglichkeit der Mischbeprobungen, wenn es um die Aussagekraft und Interpretation der Ergebnisse geht. Durch die Ergebnisse der Mischbeprobung lassen sich zum Beispiel die bedeutend erhöhten Kontaminationswerte in den Of- beziehungsweise Oh-Horizonten im Untersuchungsgebiet Schwarzach in keinsten Weise erahnen. Ebenso wenig kann dem markanten Abfall der Werte im Bv-Horizont Rechnung getragen werden. Vielmehr erweckt zum Beispiel der hohe Cäsiumgehalt im Mineralboden von Schrobenuhausen den Eindruck, als wäre bereits ein hoher Anteil an Cäsium in Bereiche verlagert, in denen es an Tonmineralen fixiert vorliegt. Man kann dem Ergebnis dabei nicht entnehmen, dass der Großteil des Cäsiums im Mineralboden sich noch im Ah(e)-Horizont befindet, wo es nach wie vor pflanzenverfügbar ist. Noch deutlicher würden sich die Unterschiede erkennen lassen, wenn die Monolithbeprobung nach dem Prinzip der Handlungsvorgabe ausgeweitet würde. Auch eine Verfeinerung der Beprobungsmethode durch die Untergliederung in mehrere Tiefenbereiche, wie zum Beispiel im Rahmen der Beprobung der Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen des LfU, bewirkt aufgrund der hohen Variabilität der Horizontverläufe dahingehend keine verbesserte Qualität der Ergebnisse. Dieser Umstand lässt sich sehr schön anhand der Tiefenprofile der entnommenen Bodenmonolithen aufzeigen. Die beiden Monolithen SR1-2 und SR1-3, an denen die Horizontgrenze des Ah(e) genau bei 10 cm liegt, ausgenommen, würde in allen Fällen bei einer Beprobung des Mineralbodens innerhalb der ersten 10 cm sowohl Material aus dem Ah(e) als auch aus dem Bv-Horizont entnommen werden und somit ein von der Mächtigkeit des Ah-Horizontes abhängiger Verdünnungseffekt erwirkt werden.

Anhand der Monolithbeprobung lassen sich nicht nur präzisere Aussagen über die Tiefenverteilung, sondern zudem auch über die Flächenvariabilität der Cäsiumverteilung treffen. Durch die feldbodenkundliche Aufnahme der Monolithen können die ermittelten Ergebnisse im Nachhinein vor dem Hintergrund von Schwankungen der bodenökologischen Voraussetzungen innerhalb der Landschaft diskutiert werden. Mischproben erlauben diese Rückschlüsse nicht. Um die Radiocäsiumkontamination und daraus erwachsende ökologische Risiken folgerichtig abschätzen zu können, bedarf es jedoch einer Methode, die Interpretationen vor diesem Hintergrund ermöglicht.

8. Zusammenfassung und Ausblick

Die Auswahl geeigneter Beprobungsflächen für die Überwachung der raum-zeitlichen Veränderung der Radiocäsiumkontamination verlangt angesichts komplexester Zusammenhänge zwischen der Mobilität von Radiocäsium und der Landschaftsökologie nach einem Analysesystem, das die Fülle an landschaftsökologischen Parametern erfassen und aufbauend darauf auch in einen räumlichen Kontext zueinander stellen kann. Optimale Systemvoraussetzungen dafür bieten Geoinformationssysteme. Im Rahmen dieser Arbeit konnten somit die laut Stand der Forschung wichtigsten Kriterien bezüglich der Flächeneignung mit Hilfe verschiedenster Datensätze dargestellt und als Filter für den Auswahlprozess verwendet werden. Dies ermöglichte trotz der großen Dimension des zu analysierenden bayerischen Staatsgebietes eine erheblich vereinfachte Flächenauswahl, die zudem problemlos im Hinblick auf weiterführende Fragestellungen ausgebaut werden kann und im Einzelnen nachträgliche Modifikationen erlaubt. Hinweise auf diverse Optimierungsansätze werden in Kapitel 7.1.2. gegeben.

Hinsichtlich der durchzuführenden Flächenauswahl nach landschaftsökologischen Gesichtspunkten wurden zwei unterschiedliche Verfahrensweisen als alternative Handlungsmöglichkeiten aufgezeigt. Trotz der sehr guten Umsetzbarkeit der Fragestellung über das GIS-gestützte Analyseverfahren gestaltet sich der Auswahlprozess in beiden Fällen angesichts der Fülle an Kriterien, die die ausgewählten Flächen Rechnung tragen müssen, als äußerst komplexes Unterfangen. Gegebenfalls müssen daher einige der angesetzten Kriterien im Zuge der Auswahl verworfen werden. Dennoch liefern beide Verfahrensweisen sehr gute Ergebnisse. Im Sinne eines wissenschaftlich fundierten Konzeptes müssen ohnehin nicht alle der Kriterien eingehalten werden. Die zentralen radioökologisch relevanten Kriterien wie Höhenlage und Hangneigung sind jedoch in jedem Falle beizubehalten. Durch die in dieser Arbeit in Form der Kriterienliste 2 angewandte Verfahrensweise werden dahingehend bessere Ergebnisse erzielt, da hier dem Kriterium der Höhenlage eine besondere Bedeutung eingeräumt wird. Die Bedeutung des Kriteriums Bestandsart bleibt gemäß Kapitel 7.1.1. zu diskutieren.

Die Verteilung der ausgewählten Monitoringflächen unterscheidet sich deutlich von den bisher üblichen rasterartigen Beprobungsnetzen. Parameter der höhengebundenen Flächenvergabe und der Bindung an den Staatswald erzeugen eine eher ungleichmäßig strukturierte Verteilung der Monitoringflächen. Es handelt sich hierbei jedoch um eine notwendige Konsequenz des landschaftsökologisch basierten Auswahlkonzeptes und ist daher nicht als verfahrenstechnischer Mangel zu bewerten. Mögliche Modifizierungsansätze des Auswahlverfahrens werden in Kapitel 7.1.1. eingehend diskutiert.

Um die daraus resultierenden Ergebnisse, sprich die ausgewählten Monitoringflächen, im Nachhinein auf ihre Verwendbarkeit hin kontrollieren zu können, müssen sie einer detaillier-

ten landschaftsökologischen Diskussion unterzogen werden. Diese wurde anhand der Untersuchung zweier Standorte beispielhaft durchgeführt. Bei der Beurteilung der Repräsentativität stellt sich die Frage nach einem geeigneten Bezugsrahmen. Optional kann der Vergleich mit der gesamten Naturräumlichen Einheit oder in begrenztem, aber dafür spezifischeren Umfang mit dem Teilbereich der Waldökosysteme beziehungsweise, auf noch kleinerer Ebene, dem Teilbereich der Staatswälder angestellt werden und so eine Bewertung der Flächen erzielt werden. Um eine zu starke Generalisierung zu vermeiden, sollte auf Basis der gesamten Naturräumlichen Einheit gearbeitet werden. Die Ergebnisse zeigen, dass beide Flächen für die Darstellung der Radiocäsiumkontamination in der jeweils zugehörigen Naturräumlichen Einheit generell verwendet werden können. Anhand der alternativ beprobten Fläche im Untersuchungsgebiet Schwarzach konnte aufgezeigt werden, dass Monitoringflächen durchaus in ihrer Lage verschoben werden können, jedoch nur unter Beibehaltung der Höhenklasse. Wird dieser Faktor modifiziert, so kann es sein, dass die Monitoringfläche nicht die bei der Flächenauswahl beabsichtigte Schwankungsbreite der Radiocäsiumkontamination wiedergibt. Dementsprechend konnten durch die Verlagerung des Untersuchungsgebietes im Vorderen Bayerischen Wald nicht die gewünschten Unterschiede bezüglich der Humusformen sowie der Cäsiumbelastung im Vergleich zum Untersuchungsgebiet im Donau-Isar-Hügelland aufgezeigt werden.

Bei der allgemeinen Analyse der Radiocäsiumbelastung kommen beide Beprobungsmethoden zu ähnlichen Ergebnissen. Es kann in beiden Fällen eine deutlich höhere Kontamination der organischen Auflagen im Vergleich zu den Mineralbodenhorizonten nachgewiesen werden. Die detaillierten, horizontbezogenen Ergebnisse aus der Monolithbeprobung, die klar aufzeigen, dass die Maximalwerte in allen Fällen in den Of- beziehungsweise Oh-Horizonten liegen, erlauben jedoch bessere Abschätzungen der Tiefenverlagerung und Bioverfügbarkeit sowie der Flächenvariabilität des Radiocäsiums. Diese Art der Beprobung sollte daher in jedem Falle die erste Wahl bei der Umsetzung eines Radiocäsium-Monitorings darstellen.

Ein Vergleich des Kontaminationsbildes, wie es das Monitoring der ausgewählten Flächen wiedergeben würde, mit den Ergebnissen bestehender Messnetze der Radioaktivitätsüberwachung war nicht Gegenstand dieser Arbeit. Dies ist ohnehin erst möglich, nachdem alle Monitoringflächen erstmalig beprobt worden sind. Sobald die Erstbeprobung der Monitoringflächen abgeschlossen ist, können die ermittelten Werte in die GIS-Datenbank eingefügt und die Naturräumlichen Einheiten hinsichtlich ihrer Radiocäsiumkontamination präsentiert werden. Die Umsetzung des Monitoringprojektes über eine GIS-Datenbank ermöglicht jedoch nicht nur eine statische Betrachtung der Radiocäsiumkontamination zu einem bestimmten Zeitpunkt, sondern birgt des Weiteren die Option auf Analysen prozessualer Regelmäßigkeiten. Mittels einer kontinuierlichen Beprobung können in der Folge Messreihen

verwertet werden, die Aufschluss über die in den unterschiedlichen Landschaften grundsätzlich wirksamen Mobilisierungs- bzw. Fixierungsprozesse geben können. Im Falle eines erneuten Reaktorunfalls können somit anhand der in ihrem Langzeitverhalten eingehend analysierten Naturräumlichen Einheiten künftige Kontaminationsbilder innerhalb Bayerns hinreichend prognostiziert werden.

Literaturverzeichnis (Stand Dez. 2007)

AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN/ AG BODEN (Hrsg.)(1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4.Auflage. – Hannover, 392 S.

ANDOLINA, J. & GUILLITTE, O. (1990): Radiocesium availability and retention sites in forest humus. – In: Desmet, G., Nassimbeni, P. & Belli, M. (Hrsg.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. – Elsevier, S. 135-143.

ANTONOPOULOS-DOMIS, M., CLOUVAS, A., HILADAKIS, A. & KADI, S. (1995): Radiocesium distribution in undisturbed soil. Measurements and diffusion-advection model. – In: Health Physics, Nr. 69(6), S. 949-953.

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (Hrsg.)(1985): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland. – Münster-Hiltrup, 170 S.

AUMANN, D.C., CLOOTH, G., STEFFAN, B. & STEGLICH, W. (1989): Komplexierung von Caesium-137 durch die Hutfarbstoffe des Maronenröhrlings (*xerocomus badius*). – In: Angewandte Chemie, Nr. 101(4), S. 495-496.

AVILA, R., JOHANSON, K.J. & BERGSTRÖM, R. (1999): Model of the seasonal variations of fungi ingestion and ¹³⁷Cs activity concentrations in roe deer. – In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 46(1), S. 99-112.

BASTIAN, O. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. – Heidelberg, 564 S.

BAYER, A. (1993): Die aktuellen radiologischen Aufgaben bei der Erstellung und die vorgesehenen Aufgaben für die Weiterentwicklung des „Integrierten Meß- und Informationssystems zur Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS)“. – (= BfS-Schriften, Band 12), S. 7-39.

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU (Hrsg.)(1997): Boden-Dauerbeobachtungs-Flächen (BDF). Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995. Teil 1. Einführung. Stoffbestand des Bodens. Nährstoffe, Schadstoffe. – (= Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Band 4), Wolnzach, 77 S.

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.)(2005): 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern. – (= LfL-Schriftenreihe, Band 8), 60 S., online unter: http://www.lfl.bayern.de/publikationen/daten/schriftenreihe_url_1_30.pdf (07.09.2007).

BAYERISCHER KLIMAFORSCHUNGSVERBUND (1996): Klimaatlas von Bayern. – München, CD-ROM.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1982): Geologische Karte 1:25.000. Blatt 7043 Ruhmannsfelden. – München.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1986): Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:50.000. Blatt L7532 Schrobenhausen. – München.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (Hrsg.)(1992): Die Böden Bayerns. Datenbuch für die Böden des Tertiärhügellandes, der Iller-Lech-Platte und des Donautales. – München, 527 S.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1996a): Geologische Karte von Bayern 1:500.000. – München.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (Hrsg.)(1996b): Erläuterungsband zur Geologischen Karte von Bayern 1:500.000. – München. 329 S.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (2003): Geologische Karte 1:25.000. Blatt 7433 Schrobenhausen. – München.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.)(2003): Immissionsökologischer Bericht. 2000-2001. – Augsburg, 278 S., online unter: 700385442&ACTIONxSESSxSHOWPIC(BILDxKEY: lfu_luft_00107,BILDxCLASS:Artikel,BILDxTYPE:PDF)=X (17.04.2007).

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg.) (2006a): Bericht über die Veränderung der Radioaktivität in Böden seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl vor 20 Jahren. Eine Bestandsaufnahme der seitdem in Bayern durchgeführten Untersuchungen. – Augsburg, 66 S., online unter: http://www.lfu.bayern.de/strahlung/fachinformationen/tschernobyl/doc/bodenschutzbericht_2006.pdf (25.09.2007).

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg.) (2006b): Tschernobyl. Bayern 20 Jahre danach. – Augsburg, 37 S., online unter: <http://www.lfu.bayern.de/strahlung/fachinformationen/tschernobyl/doc/tschernobyl.pdf> (25.09.2007).

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2007a): online unter: <http://www.lfu.bayern.de/boden/fachinformationen/bodenmonitoring/index.htm> (18.09.2007).

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2007b): online unter: http://www.lfu.bayern.de/wasser/fachinformationen/grundwasser_wasser_und_stoffhaushalt/index.htm (17.10.07).

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2007c): online unter: http://www.lfu.bayern.de/Wasser/fachinformationen/grundwasser_qualitaet/messprogramme_haeufigkeit/index.htm (17.10.07).

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2007d): online unter: <http://www.lfu.bayern.de/strahlung/daten/strahlenschutzvorsorge/index.htm> (05.11.2007)

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2007e): online unter: http://www.lfu.bayern.de/strahlung/fachinformationen/caesium_wildbret/jaeger/index.htm (05.11.2007)

BERNHARDESEN, T. (2002): Geographic Information Systems. An introduction. – New York, 428 S.

BILO, M. (1991): Untersuchungen zum Transfer des durch den Reaktorunfall von Tschernobyl abgelagerten Radiocäsiums vom Boden in die Pflanze. – (= Berichte des Forschungszentrums Jülich, Band 2546), 117 S.

BLOCK, J. (1993): Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngung. Dissertation. – Göttingen, 287 S.

BOSSEW, P. (2003): Radiological Mapping. Chernobyl experiences in Austria and emergency response. – In: DUBOIS, G., MALCZEWSKI, J. & DECORT, M. (Hrsg.): Mapping radioactivity in the environment. Spatial Interpolation Comparison 97. – 268 S., online unter: http://www.ai-geostats/uploads/media/sic97_03.zip (17.04.2007), S. 3-21.

BRÜCKMANN, A. & WOLTERS, V. (1994): Microbial immobilization and recycling of ^{137}Cs in the organic layers of forest ecosystems. Relationship to environmental conditions, humification and invertebrate activity. – In: The Science of the Total Environment. Special Issue: Forests and Radioactivity, Nr. 157, S. 249-256.

BUNDESMINISTERIUM FÜR JUSTIZ (2006): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (AVV-IMIS). – (= Bundesanzeiger, Band 244a), 80 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg) (1998): Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt. F- γ -SPEKT-BODEN-01-1998-01. Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung von Radionukliden in Bodenproben. Fünfte Lieferung. Stand 01.11.1998. – Stuttgart.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2006a): Allgemeine Umweltüberwachung. – online unter: http://www.bmu.de/strahlenschutz/ueberwachung_der_umweltradioaktivitaet/allg_umweltueberwachung/doc/38044.php (02.04.2007).

BUNZL, K. (1997): Radionuklide. In: Blume, H.-P. (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde. Dritte ergänzende Lieferung. Lose Blattausgabe Nr. 11/97. – 18 S.

BUNZL, K., SCHIMMACK, W. & JACOB, P. (2001): Uncertainty analysis of the external gamma-dose rate due to the variability of the vertical distribution of ^{137}Cs in the soil. – In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 54, S. 243-252.

COMANS, R.N.J., HALLER, M. & DEPRETER, P. (1991): Sorption of cesium on illite. Non-equilibrium behaviour and reversibility. – In: Geochimica et Cosmochimica Acta, Nr. 55, S. 433-440.

CREMERS, A., ELSÉN, A., DEPRETER, P. & MAES, A. (1988): Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. – In: Nature, Nr. 335, S. 247-249.

DALHÄUSER, H. & SCHUBERT, A. (1989): Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen. – In: AFZ-Der Wald, Nr. 44, S. 1069-1072.

DECORT, M., FRIDMAN, SH. D., IZRAEL, Y. A., JONES, A. R., KELLY, G. N., KVASNIKOVA, E. V., MATVEENKO, I. I., NAZAROV, I. M., STUKIN, E. D., TABACHNY, L. Y. & TSATUROV, Y. S. (Hrsg.) (1998): Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. – 63 S., online unter: <http://rem.jrc.cec.eu.int/Atlas/TEXT/ENGLISH.PDF> (13.02.2007).

DEKONING, A. & COMANS, R.N.J. (2004): Reversibility of radiocaesium sorption on illite. – In: Geochimica et Cosmochimica Acta, Nr. 68(13), S. 2815-2823.

DEKONING, A., KONOPLEV, A.V. & COMANS, R.N.J. (2007): Measuring the specific caesium sorption capacity of soils, sediments and clay minerals. – In: Applied Geochemistry, Nr. 22., S. 219-229.

DELVAUX, B., KRUYTS, N., MAES, E. & SMOLDERS, E. (2001): Fate of radiocaesium in soil and rhizosphere. – In: Gobran, G.R., Wenzel, W.W. & Lombi, E. (Hrsg.): Trace elements in the rhizosphere. – Boca Raton, S. 61-93.

DENOOIJER, P. G. & CHABANYUK, V. (2002): Providing information in relation to Chernobyl and the role of GIS. – In: KOLEJKA, J. (Hrsg.): Role of GIS in lifting the cloud of Chernobyl. – (= NATO Science Series. Earth and Environmental Sciences, Band 10), Dordrecht, S. 25-49.

DEVILLE-CAVELIN, G., BIESOLD, H., BRUN-YABA, C. & CHABANYUK, V. (2002): The consequences of the Chernobyl accident. First results in the radioecology project of the French-German Initiative. – In: KOLEJKA, J. (Hrsg.): Role of GIS in lifting the cloud of Chernobyl. – (= NATO Science Series. Earth and Environmental Sciences, Band 10), Dordrecht, S. 49-67.

DRISSNER, J., BÜRMANN, W., ENSLIN, F., HEIDER, R., KLEMT, E., MILLER, R., SCHICK, G. & ZIBOLD, G. (1998): Availability of caesium radionuclides to plants. Classification of soils and role of mycorrhiza. – In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 41(1), S. 19-32.

DUBOIS, G., MALCZEWSKI, J. & DECORT, M. (2003): Mapping radioactivity in the environment. Spatial Interpolation Comparison 97. – 268 S., online unter: http://www.ai-geostats/uploads/media/sic97_03.zip (17.04.2007).

DUBOIS, G., TOLLEFSEN, T., BOSSEW, P. & DECORT, M. (2004): GIS and radioecology. A data perspective. – In: European Commission (Hrsg.): 10th EC GI & GIS Workshop. ESDI State of the Art. – 13 S., online unter: http://www.ec-gis.org/Workshops/10ec-gis/papers/24june_dubois.pdf (17.04.2007).

FIELITZ, U. (2001): Überprüfung von Ökosystemen nach Tschernobyl hinsichtlich der Strahlenbelastung der Bevölkerung. – 65 S., online unter: http://www.environmental-studies.de/Final_Report_Uberprufung_von_Okositemen_nach_Tschernobyl_hinsichtlich_der_Strahlenbelastung_der_Bevolker.pdf (16.04.2007).

FIELITZ-VOGEL, U. (1992): Ausbreitung und Transfer von Radiocäsium entlang des Pfades Boden – Pflanze – Reh in zwei unterschiedlichen Waldökosystemen. Dissertation. – Göttingen, 81 S.

GAUER, J. & ALDINGER, E. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands. Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke mit Karte 1:1.000.000. – (= Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, Band 43), 324 S.

GILLETT, A.G. & CROUT, N.M.J. (2000): A review of ¹³⁷Cs transfer to fungi and consequences for modelling environmental transfer. – In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 48, S. 95-121.

GUILLETTE, O., MELIN, J. & WALLBERG, L. (1994): Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. – In: The Science of the Total Environment. Special Issue: Forests and Radioactivity, Nr. 157, S. 207-217.

GULDER, H.-J. & KÖLBEL, M. (1993): Waldbodeninventur in Bayern. – (= Forstliche Forschungsberichte München, Band 132), 243 S.

GULDER, H.-J. (2001): Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns (Karte). Überarbeitung der Karte nach Kreuzer und Foerst. – online unter: http://www.lwf.bayern.de/imperia/md/content/lwf-internet/oekosystem/bodenschutz/wuchsgebietskarte_anlage_1.pdf (12.09.2007).

HAINES-YOUNG, R. (1998): Landscape ecology and GIS. – London, 288 S.

HIRD, A. B., RIMMER, D. L. & LIVENS, F. R. (1996): Factors affecting the sorption and fixation of caesium in acid organic soil. – In: European Journal of Soil Science, Nr. 47, S. 97-104.

HOHMANN, U. & HUCKSCHLAG, D. (2005): Investigations on the radiocaesium contamination of wild boar (*sus scrofa*) meat in Rhineland-Palatinate. A stomach content analysis. – In: European Journal of Wildlife Research, Nr. 51, S. 263-270.

JONECK, M., HANGEN, E., WITTENBECHER, M., FOULLOIS, N., SPÖRLEIN, P., MATRIN, W., AUßENDORF, M. & REISCHL, A. (2007): Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern (GRABEN). Konzeption, Durchführung, Ergebnisse. – In: Stadt Marktredwitz (Hrsg.): 4. Marktredwitzer Bodenschutztage. Bodenschutz – die europäische Dimension. – 228 S., online unter: <http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/boden/download/doc/mbodentage2006/seite54.pdf> (04.10.2007), S. 54-60.

KAMMERER, L., HIERSCHE, L. & WIRTH, E. (1994): Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms. – In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 23, S. 135-150.

KIEFER, P., PRÖHL, G., MÜLLER, H., LINDNER, G., DRISSNER, J. & ZIBOLD, G. (1996): Factors affecting the transfer of radiocaesium from soil to roe deer in forest ecosystems of southern Germany. – In: The Science of the Total Environment, Nr. 192, S. 49-61.

KOLEJKA, J. (2002): Preface. – In: KOLEJKA, J. (Hrsg.): Role of GIS in lifting the cloud of Chernobyl. – (= NATO Science Series. Earth and Environmental Sciences, Band 10), Dordrecht.

Krivoruchko, K. (1998): GIS and Geostatistics. Spatial Analysis of Chernobyl's consequences in Belarus. – online unter: www.ncgia.ucsb.edu/conf/sa_workshop/papers/krivoruchko_old.html (12.06.2007).

KRUYTS, N., THIRY, Y. & DELVAUX, B. (2000): Respective horizon contributions to Cesium-137 soil-to-plant transfer. A rhizospheric experimental approach. – In: Journal of Environmental Quality, Nr. 29, S. 1180-1185.

KRUYTS, N. & DELVAUX, B. (2002): Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. – In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 58, S. 175-190.

KRUSE-IRMER, S. & GIANI, L. (2003): Vertical distribution and bioavailability of ¹³⁷Cs in organic and mineral soils. – In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, Nr. 166, S. 635-641.

LANG, ST. & BLASCHKE, TH. (2007): Landschaftsanalyse mit GIS. – Stuttgart, 404 S.

LANGER, R. & MÜLLER, M. (1998): Biomobilität von Cäsium-Radionukliden in Nadelwaldböden Nordbayerns. Abschlussbericht. – Coburg, 57S.

LETTNER, H., BOSSEW, P. & HUBMER, A.K. (1994): Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in angrenzenden Teilen von Oberösterreich. – (= Umweltbundesamt-Reports, UBA-94-101), 63 S.

LIEBIG, W. & MUMMENTEY, R.-D. (2005a): ArcGIS – ArcView 9. Grundlagen. Band 1. – Norden, 404 S.

LIEBIG, W. & MUMMENTEY, R.-D. (2005b): ArcGIS – ArcView 9. Analysen. Band 2. – Norden, 241 S.

List, F.K. & Ott, W.-D. (1982): Geologische Karte von Bayern 1:25.000. Erläuterungen zum Blatt Nr. 7043 Ruhmannsfelden. – München, 55 S.

- LEOPOLD, M., RAAB, TH. & VÖLKEL, J. (2003): Kolluvien, Auensedimente und Landschaftsgeschichte. Tagungsband und Exkursionsführer zur Jahrestagung des Arbeitskreises für Bodengeographie in der Deutschen Gesellschaft für Geographie vom 1. – 3. Mai 2003 in Regensburg. – (= Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung, Band 3), 161 S., online unter: <http://www.opus-bayern.de/uni-regensburg/volltexte/2004/337/pdf/BOLAQ-Band3.pdf> (09.09.2007).
- MAES, E., ISEMENTANT, A., HERBAUTS, J. & DELVAUX, B. (1999): Influence of the nature of clay minerals on the fixation of radiocaesium traces in an acid brown earth-podzol weathering sequence. – In: *European Journal of Soils Science*, Nr. 50, S. 117-125.
- MAHR, A. (1998): Lockerbraunerden und periglaziale Hangsedimente im Bayerischen Wald. Untersuchungen zu Paläoumwelt und Geomorphodynamik im Spätglazial und ihrem Einfluss auf die Pedogenese. – (= Regensburger Geographische Schriften, Band 30), 326 S.
- MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J. H. (1962a): *Handbuch der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Band 1. – Bad Godesberg, 608 S.
- MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J. H. (1962b): *Handbuch der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Band 2. – Bad Godesberg, 1339 S.
- PIETRZAK-FLIS, Z., RADWAN, I., ROSIAK, L. & WIRTH, E. (1996): Migration of ^{137}Cs in soils and its transfer to mushrooms and vascular plants in mixed forest. – In: *The Science of the Total Environment*, Nr. 186, S. 243-250.
- PRÖHL, G. (2003): Radioactivity in the terrestrial environment. – In: Scott, E.M. (Hrsg.): *Modelling radioactivity in the environment*. – Elsevier, S. 87-109.
- PUTYRSKAYA, V., KLEMT, E., PALIACHENKA, H. & ZIBOLD, G. (2003): ^{137}Cs accumulation in *elaphomyces granulatus* fr. and its transfer to wild boar. – In: Mitchell, N., Licina, V. & Zibold, G. (Hrsg.): *13th Annual meeting of ESNA. Working Group 3. Soil-Plant-Relationships. Proceedings*. – Ravensburg. online unter: <http://www.iur-uir.org/upload/vbmsgaajies.pdf> (30.03.2007), S. 1-5.
- RAAB, TH. (1999): Würmzeitliche Vergletscherung des Bayerischen Waldes im Arbergebiet. – (= Regensburger Geographische Schriften, Band 32), 327 S.
- RAAB, TH., LEOPOLD, M. & VÖLKEL, J. (2005): Vegetation and land-use history in the surroundings of the Kirchenmoos (Central Bavaria, Germany) since the late Neolithic Period to the early Middle Ages. – In: VÖLKEL, J. (Hrsg.): *Kolluvien, Auensedimente und Moore*. – Suppl. Vol. 139 der Zeitschrift für Geomorphologie, 219 S.
- RIESEN, T. K. (2002): Radiocaesium in forests. A review on most recent research. – In: *Environmental Reviews*, Nr 10(2), S. 79-90.
- ROCA, M. C. & VALLEJO, V. R. (1995): Effect of soil potassium and calcium on caesium and strontium uptake by plant roots. – In: *Journal of Environmental Radioactivity*, Nr. 28(2), S. 141-159.
- RÖMMELT, R., HIERSCHE, L., SCHALLER, G. & WIRTH, E. (1990): Influence of soil fungi (basidiomycetes) on the migration of Cs 134+137 and Sr 90 in coniferous forest soils: – In: Desmet, G., Nassimbeni, P. & Belli, M. (Hrsg.): *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. – Elsevier, S. 152-161.

- RÜHM, W., KAMMERER, L., HIERSCHE, L. & WIRTH, E. (1997): The $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ ratio in fungi as an indicator of the major mycelium location in forest soil. – In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 35(2), S. 129-148.
- RÜHM, W., STEINER, M., KAMMERER, L., HIERSCHE, L. & WIRTH, E. (1998): Estimating future radiocaesium contamination of fungi on the basis of behaviour patterns derived from past instances of contamination. – In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 39(2), S. 129-147.
- SAWHNEY, B. L. (1972): Selective sorption and fixation of cations by clay minerals. A review. – In: Soils Science Society of America Proceedings, Nr. 28, S. 183-186.
- SCHALLER, G., LEISING, CH., KRESTEL, R. & WIRTH, E. (1990): Cäsium- und Kalium-Aufnahme durch Pflanzen aus Böden. – (= ISH-Berichte, Band 146), 59 S.
- SCHALLER, G., LEISING, CH., KRESTEL, R. & WIRTH, E. (1993): Vergleichende Betrachtung von Caesium und Kalium im Boden. – (= Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz; Band 370), 57 S.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.H. & SCHWERTMANN, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. – Stuttgart, 494 S.
- SCHELL, W.R. & TOBIN, M.J. (1990): Deposition and mobility of chemical elements in forest and wetland environments. – In: Desmet, G., Nassimbeni, P. & Belli, M. (Hrsg.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. – Elsevier, S. 118-129.
- SCHELL, W.R. & LINKOV, I. (1996): A modeling approach to remediation of forests contaminated by radionuclides. – In: Luykx, F.F. & Frissel, M.J. (Hrsg.): Radioecology and the restoration of radioactive-contaminated sites. – (= NATO ASI Series: Environment, Vol. 13), S. 115-137.
- SCHELL, W.R. & LINKOV, I. (2001): Transfer in forest ecosystems. – In: van der Stricht, E. & Kirchmann, R. (Hrsg.): Radioecology. Radioactivity & ecosystems. – Liège, S. 136-151.
- SCHILLING, B. (1994): Boden-Dauerbeobachtungsflächen des Bayerischen Geologischen Landesamtes. Zielsetzung, Stand der Arbeiten und Ergebnisse aus den Erstuntersuchungen. – (= GLA-Fachberichte, Band 11), 60 S.
- SCHILLING, B., HAMMERL, J., HOLZNER, G. MAHLER, CH. & STIMMELMEIR, G. (2005a): Monitoring der Radioaktivität im Boden. Veränderungen zwischen 1990 und 2003. – (= LfU-Fachberichte, Band 22), 57 S.
- SCHILLING, B., QUINGER, J., HAMMERL, J., HOLZNER, G. & MAHLER, CH. (2005b): Intensiv-Boden-Dauerbeobachtung am Bayerischen Landesamt für Umwelt. Unter Einbeziehung von Ergebnissen aus den Untersuchungen der Basis-Boden-Dauerbeobachtung. – (= LfU-Fachberichte, Band 23), 60 S.
- SCHUBERT, A. (1998): Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (LWF). – (= Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 87), S. 355-359.
- SCHUBERT, A. (2002): Bayerische Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen. Bodenuntersuchungen. – (= Forstliche Forschungsberichte, Band 187), 232 S.

SHAW, G. & BELL, J. N. B. (1994): Plants and radionuclides. – In: Farago, M. E. (Hrsg.): Plants and chemical elements. Biochemistry, uptake, tolerance and toxicity. – Weinheim, S. 179-220.

SHAW, G., AVILA, R., FESENKO, S., DVORNIK, A. & ZHUCHENKO, T. (2003): Modelling the behaviour of radiocaesium in forest ecosystems. – In: Scott, E.M. (Hrsg.): Modelling radioactivity in the environment. – Elsevier, S. 315-353.

SHAW, G., VENTER, A., AVILA, R., BERGMAN, R., BULGAKOV, A., CALMON, P., FESENKO, S., FRISSEL, M., GOOR, F., KONOPLEV, A., LINKOV, I., MAMIKHIN, S., MOBERG, L., ORLOV, A., RANTAVAARA, A., SPIRIDONOV, S. & THIRY, Y. (2005): Radionuclide migration in forest ecosystems – result of a model validation study. – Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 84, S. 285-296.

SHCHEGLOV, A. I., TSCETNOVA, O. B. & KLYASHTORIN, A. L. (2001): Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. – Moskau, 235 S.

SIEGEL, C. & PALKO, S. (2002): Situation assessment for mitigation activities. Tools for building geographic knowledge. From geodata to geoinformation to geoknowledge. – In: KOLEJKA, J. (Hrsg.): Role of GIS in lifting the cloud of Chernobyl. – (= NATO Science Series. Earth and Environmental Sciences, Band 10), Dordrecht, S. 1-3.

STAPEL, R. (1993): Einbindung von PARK in IMIS. – (= BfS-Schriftenreihe, Band 12), S. 183-197.

STEINER, M., LINKOV, I. & YOSHIDA, S. (2002): The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. – In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 58, S. 217-241.

STEMMER, M., HROMATKA, A., LETTNER, H. & STREBL, F. (2005): Radiocesium storage in soil microbial biomass of undisturbed alpine meadow soils and its relation to ¹³⁷Cs soil – plant transfer. In: Journal of Environmental Radioactivity, Nr. 79, S. 107-118 S.

SWEECK, L., WAUTERS, J., VALCKE, E. & CREMERS, A. (1990): The specific interception potential of soils for radiocesium. – In: Desmet, G., Nassimbeni, P. & Belli, M. (Hrsg.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. – Elsevier, S. 249-259.

TARSITANO, D., SEMIOSCHKINA, N. & VOIGT, G. (2005): EVANET-TERRA. Evaluation and network of EC-decision support systems in the field of terrestrial radioecological research. – In: Radioprotection, Suppl. 1, Nr. 40, S. 261-268.

THIRY, Y., KRUYTS, N. & DELVAUX, B. (2000): Respective horizon contribution to Cesium-137 soil-to-plant transfer. A pot experiment approach. – In: Journal of Environmental Quality, Nr. 29, S. 1194-1199.

VALLEJO, V.R., ROCA, C., FOS, J., RAURET, G., LLAURADO, M. & VIDAL, M. (1990): Radiocaesium transfer in mediterranean forest ecosystems. – In: Desmet, G., Nassimbeni, P. & Belli, M. (Hrsg.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. – Elsevier, S. 103-110.

VANVORIS, P., COWAN, CH. E., CATALDO, D. A., WILDUNG, R. E. & SHUGART, H. H. (1990): Chernobyl case study. Modeling the dynamics of long-term cycling and storage of ¹³⁷Cs in forested ecosystems. – In: Desmet, G., Nassimbeni, P. & Belli, M. (Hrsg.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. – Elsevier, S. 61-74.

- VÖLKELE, J. (1995a): Zur Erfassung der räumlichen Verteilung von Radiocäsium des Tschernobyl-Fallouts in Waldböden. – In: BMU (Hrsg.): 9. Fachgespräch zur Überwachung der Umweltradioaktivität. – Bonn, S. 218-223.
- VÖLKELE, J. (1995b): Periglaziale Deckschichten und seine Böden im Bayerischen Wald und seinen Randgebieten als geogene Grundlagen landschaftsökologischer Forschung im Bereich naturnaher Waldstandorte. – In: Zeitschrift für Geomorphologie, Suppl. Vol. 96, Berlin, 301 S.
- VÖLKELE, J. (1998): Tschernobyl-Cäsium in Böden von Stadt- und Waldökosystemen. – In: Frühauf, M. & Hardenbicker, U. (Hrsg.): Geowissenschaftliche Umweltforschung im mitteldeutschen Raum. – Halle, S. 191-197.
- VÖLKELE, J. (2002): Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns. – (= Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung, Band 1), 65 S., online unter: <http://www.opus-bayern.de/uni-regensburg/volltexte/2004/335/> (03.07.2006).
- VÖLKELE, J. (2003): Bodenbelastung durch Radionuklide. – In: Institut für Länderkunde, Leipzig (Hrsg.): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Relief, Boden und Wasser. – Heidelberg/Berlin, S. 114-115.
- VÖLKELE, J. & LEOPOLD, M. (2006): Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden. – (= Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung, Band 10), 86 S., online unter: <http://www.opus-bayern.de/uni-regensburg/volltexte/2006/694/> (30.08.2006).
- WEISS, W. (1992): Der Projektstand von IMIS-IT. – In: Bundesamt für Strahlenschutz (Hrsg.): Bestandsaufnahme IMIS-IT (= BfS-Schriften, Band 6), S. 1-9.
- WIERER, J. F. & DOPPLER, G. (2003): Geologische Karte von Bayern 1:25.000. Erläuterungen zum Blatt Nr. 7433 Schrobenhausen. – München, 40 S.
- ZAPATA BLOSA, R. (1994): Fallout und Transport von Radiocäsium in bayerischen Böden nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Dissertation. – Erlangen, 239 S.

ANHANG

Anhangsübersicht

Anhang 1: Anwendung eines GIS bei landschaftsökologischen Fragestellungen

Anhang 2A: Messnetze zur Radioaktivitätsüberwachung in Bayern (Ortsdosisleistung und Bodenkontamination)

Anhang 2B: GRABEN-Profile und sonstige Messnetze im Aufgabenbereich des Umweltmonitorings

Anhang 3A: Übersicht über die Naturräumlichen Einheiten in Bayern

Anhang 3B: Liste der Naturräumlichen Einheiten in Bayern und Anzahl der Monitoringflächen

Anhang 4: Schema der Datenbankstrukturierung

Anhang 5: Quellverzeichnis aller für die Erstellung der Datenbank verwendeten Rohdaten

Anhang 6A: Ergebnis der Höhenklassifikation für die Naturräumliche Einheit 062 Donau-Isar-Hügelland

Anhang 6B: Donau-Isar-Hügelland – Ausgewählte Monitoringflächen, Kartenwerke und Untersuchungsgebiete

Anhang 6C: Ausschnitt aus der TK 1:50.000 mit Untersuchungsgebiet SR1

Anhang 7A: Ergebnis der Höhenklassifikation für die Naturräumliche Einheit 405 Vorderer Bayerischer Wald

Anhang 7B: Vorderer Bayerischer Wald – Ausgewählte Monitoringflächen, Kartenwerke und Untersuchungsgebiete

Anhang 7C: Ausschnitt aus der TK 1:50.000 mit Untersuchungsgebiet SW1

Anhang 8A: Ausgewählte Monitoringflächen nach Kriterienliste 1

Anhang 8B: Ausgewählte Monitoringflächen nach Kriterienliste 2

Anhang 9A: Auswertematrix zu den Kriterien *Staatswald* und *Hinterlegung der Flächen mit Informationen zur Landschaftsökologie*

Anhang 9B: Auswertematrix zur Entfernung zwischen den Monitoringflächen und bestehenden Messnetzen

Anhang 10A: Geländeprotokolle – UG Schrobenhausen (SR1)

Anhang 10B: Geländeprotokolle – UG Schwarzach (SW1)

Anhang 11A: Laboranalytik – UG Schrobenhausen (SR1)

Anhang 11B: Laboranalytik – UG Schwarzach (SW1)

Anhang 12A: Korrelation ¹³⁷Cs-Gehalt und pH-Wert der Horizonte Of, Oh und Ah(e) in beiden Untersuchungsgebieten

Anhang 12B: Korrelation ^{137}Cs -Gehalt und C/N-Verhältnis der Horizonte Of, Oh und Ah(e) in beiden Untersuchungsgebieten

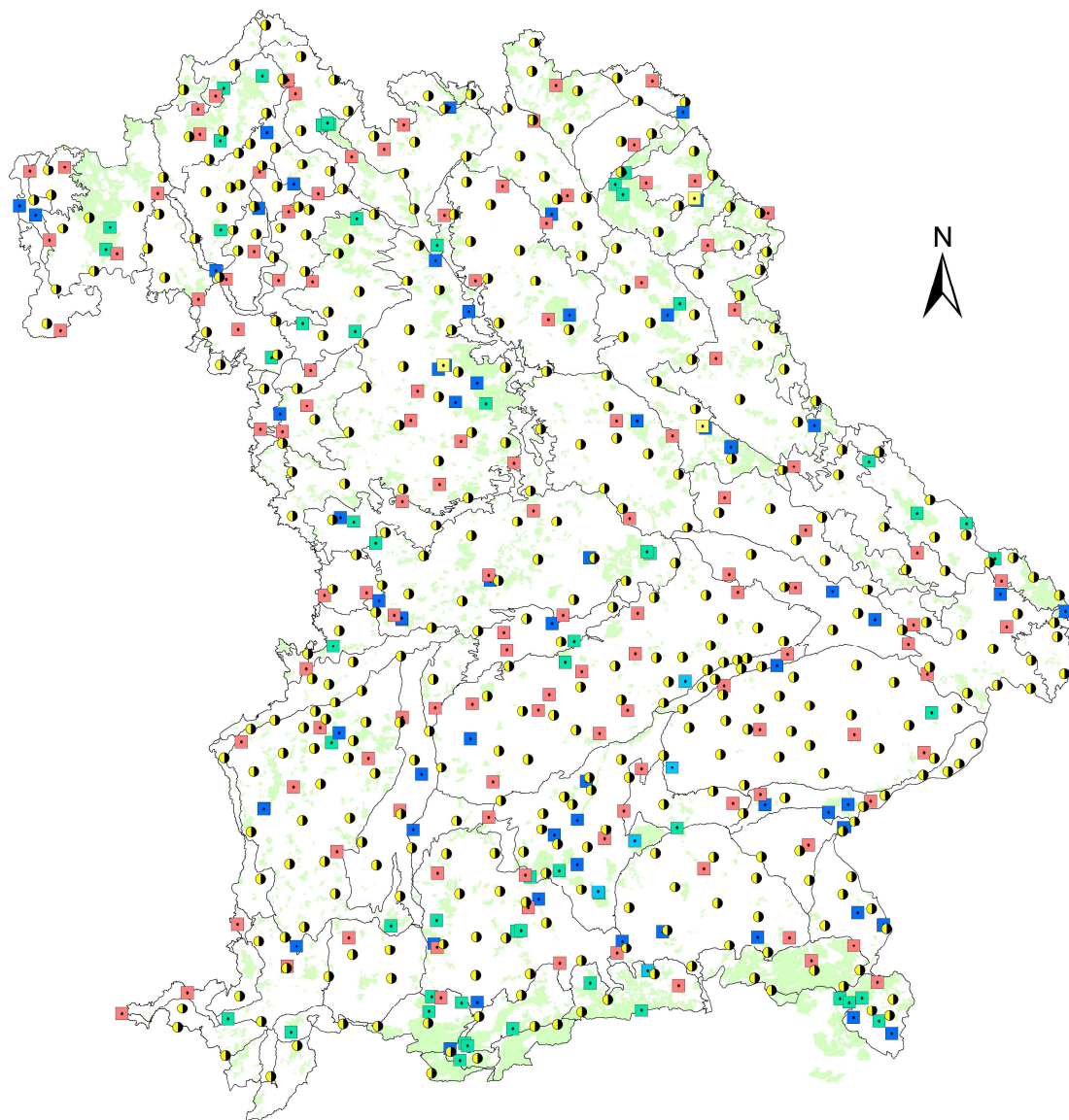
Anhang 12C: Korrelation ^{137}Cs -Gehalt und Mächtigkeit der Horizonte Of, Oh und Ah(e) in beiden Untersuchungsgebieten

Anhang 13: Darstellung der Radiocäsiumkontamination in den Horizonten der Untersuchungsgebiete Schrobenshausen und Schwarzach – volumenbezogene Aktivität in Bq/cm^3

Anhang 1: Anwendungsbereiche eines GIS bei landschaftsökologischen Fragestellungen
(LANG & BLASCHKE 2007: 41)



Messnetze zur Radioaktivitätsüberwachung in Bayern (Ortsdosisleistung und Bodenkontamination)






0 20 40 60 80 km

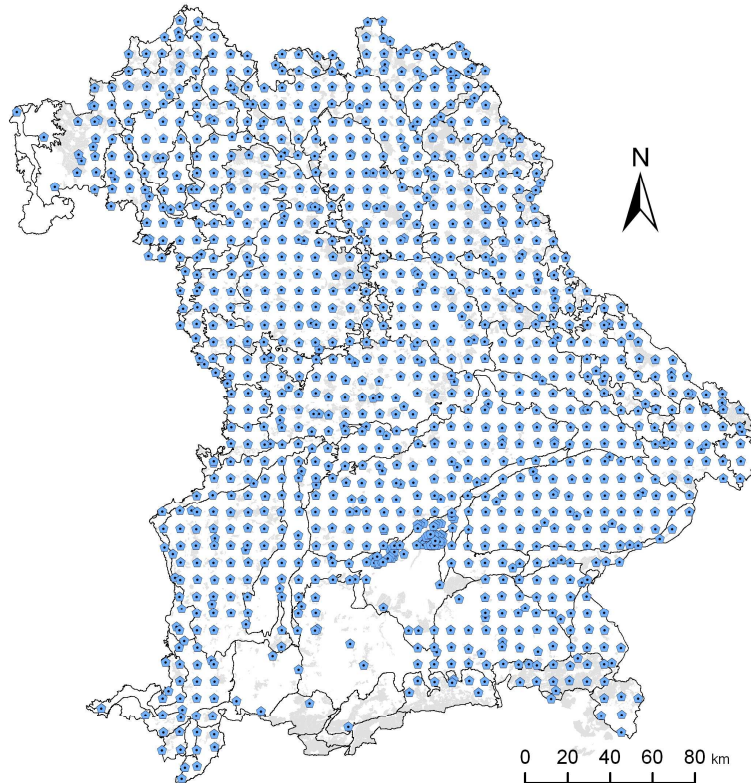
□ Naturräumliche Einheit
■ Staatswald

- IMIS-ODL-Stationen
- Boden-Dauerbeobachtungsflächen LfL
- Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen LfU
- Intensiv-Bodendauerbeobachtungsflächen LfU
- Basis-Boden-Dauerbeobachtungsflächen LfU
- Boden-Dauerbeobachtungsflächen LWF

Anhang 2B: GRABEN-Profile (1) und sonstige Messnetze im Aufgabenbereich des Umweltmonitorings (2)










① Messraster des GRABEN-Projektes

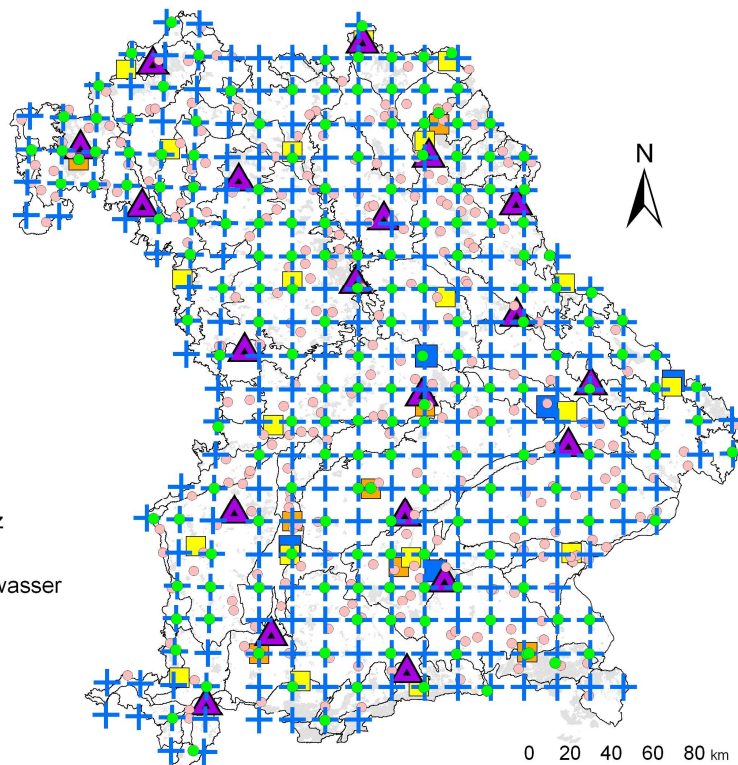
-  GRABEN-Profile
-  Naturräumliche Einheit
-  Staatswald



Bearbeitung: Winkelbauer 2007
Quelle: BayLfU 2006, BaySF 2006

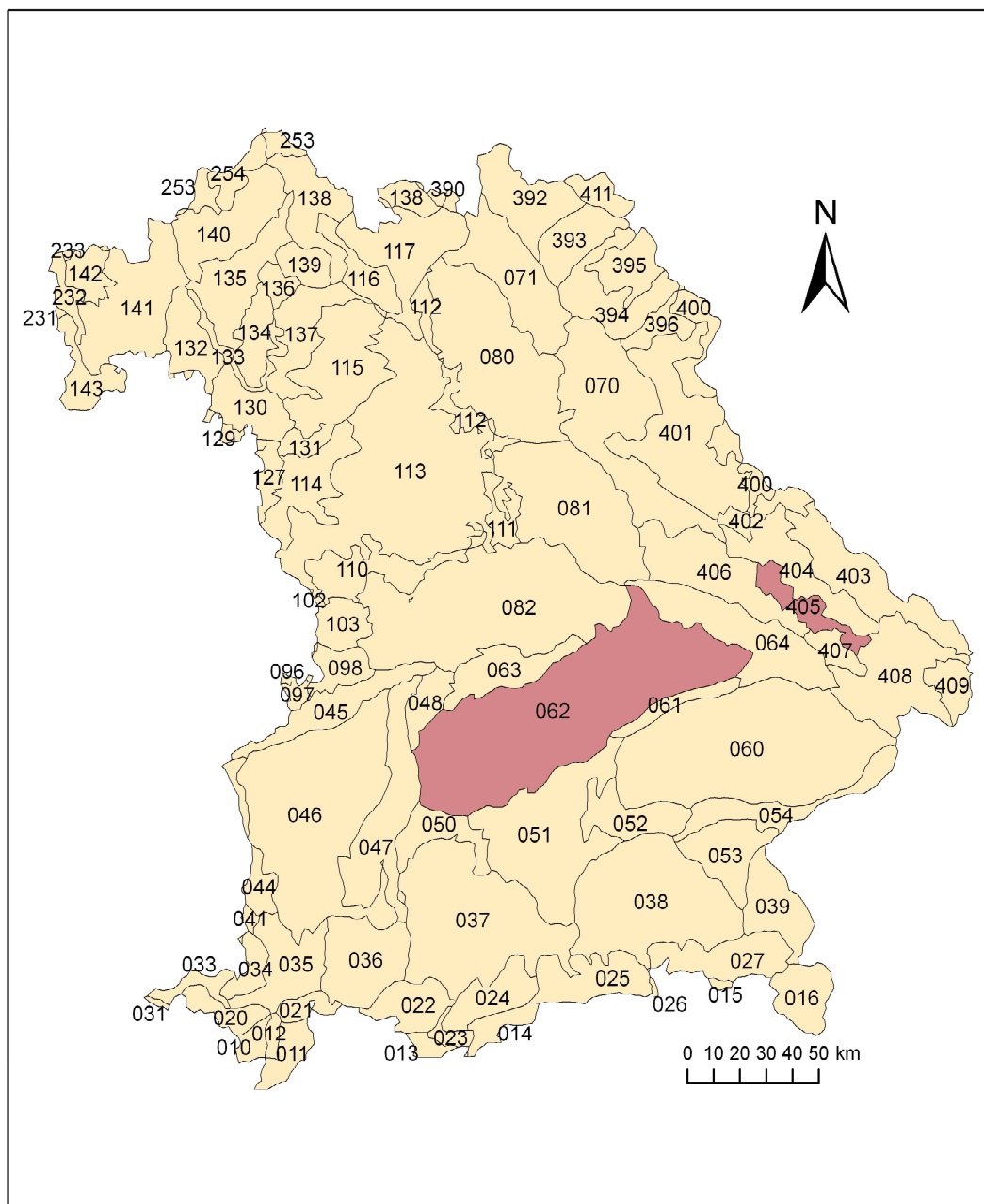
② Umweltmonitoring-Messnetze

-  Messnetz Grundwasserbeschaffenheit
-  Messnetz Standortfichte
-  Moos-Messnetz
-  Waldklimastationen
-  Depositionsmessnetz
-  Dauerbeobachtungsmessnetz
-  Messnetz Stoffeintrag Grundwasser
-  Naturräumliche Einheit
-  Staatswald



Bearbeitung: Winkelbauer 2007
Quelle: BayStMUGV 2006, BayLfU 2006, BaySF 2006

Naturräumliche Einheiten in Bayern



- Naturräumliche Einheit (nach Meynen und Schmithüsen 1962)
- Naturräumliche Einheit mit Untersuchungsgebiet

Anhang 3B: Liste der Naturräumlichen Einheiten in Bayern (inkl. Kennzahlen) und Anzahl der Monitoringflächen (Seite 1)

Kennzahl	NE mit Gruppen	veranschlagte Flächenanzahl
----------	----------------	-----------------------------

Nördliche Kalkhochalpen		
010	Hinterer Bregenzer Wald	4
011	Allgäuer Hochalpen	4
012	Oberstdorfer Becken	4
013	Wettersteingebirge	4
014	Karwendelgebirge	4
015	Loferer und Leoganger Alpen	4
016	Berchtesgadener Alpen	4

Schwäbisch-Oberbayerische Voralpen		
020	Vorderer Bregenzer Wald	4
021	Vilser Gebirge	4
022	Ammergebirge	4
023	Niederwerdenfelser Land	4
024	Kocheler Berge	4
025	Mangfallgebirge	4
026	Kufsteiner Becken	4
027	Chiemgauer Alpen	4

Voralpines Hügel- und Moorland		
031	Bodenseebecken	2
033	Westallgäuer Hügelland	2
034	Adelegg	2
035	Iller-Vorberge	2
036	Lech-Vorberge	2
037	Ammer-Loisach-Hügelland	2
038	Inn-Chiemsee-Hügelland	2
039	Salzach-Hügelland	2

Donau-Ille-Lech-Platten		
041	Riß-Aitrach-Platten	2
044	Unteres Illertal	2
045	Donauried	2
046	Iller-Lech-Schotterplatten	2
047	Lech-Wertach-Ebenen	2
048	Aindlinger Terrassentreppe	2

Inn-Isar-Schotterplatten		
050	Fürstenfeldbrucker Hügelland	2
051	Münchner Ebene	2
052	Isen-Sempt-Hügelland	2
053	Alzplatte	2
054	Unteres Inntal	2

Unterbayerisches Hügelland		
060	Isar-Inn-Hügelland	2
061	Unteres Isartal	2

Anhang 3B: Liste der Naturräumlichen Einheiten in Bayern (inkl. Kennzahlen) und Anzahl der Monitoringflächen (Seite 2)

Kennzahl	NE mit Gruppen	veranschlagte Flächenanzahl
----------	----------------	-----------------------------

Unterbayerisches Hügelland		
062	Donau-Isar-Hügelland	2
063	Donaumoos	2
064	Dungau	2

Oberpfälzisch-Obermainisches Hügelland		
070	Oberpfälzisches Hügelland	2
071	Obermainisches Hügelland	2

Fränkische Alb		
080	Nördliche Frankenalb	4
081	Mittlere Frankenalb	4
082	Südliche Frankenalb	4

Schwäbische Alb (Schwabenalb)		
096	Albuch und Härtsfeld	4
097	Lonetal-Flächenalb (Niedere Alb)	2
098	Riesalb	4

Schwäbisches Keuper-Lias-Land		
102	Vorland der östlichen schwäbischen Alb	2
103	Ries	2

Fränkisches Keuper-Lias-Land		
110	Vorland der südlichen Frankenalb	2
111	Vorland der mittleren Frankenalb	2
112	Vorland der nördlichen Frankenalb	2
113	Mittelfränkisches Becken	2
114	Frankenhöhe	2
115	Steigerwald	2
116	Haßberge	2
117	Itz-Baunach-Hügelland	2

Gäuplatten im Neckar- und Tauberland		
127	Hohenloher und Haller Ebene	2
129	Tauberland	2

Mainfränkische Platten		
130	Ochsenfurter und Gollachgau	2
131	Windsheimer Bucht	2
132	Marktheidenfelder Platte	2
133	Mittleres Maintal	2
134	Gäuplatten im Maindreieck	2

Anhang 3B: Liste der Naturräumlichen Einheiten in Bayern (inkl. Kennzahlen) und der Anzahl der Monitoringflächen (Seite 3)

Kennzahl	NE mit Gruppen	veranschlagte Flächenanzahl
----------	----------------	-----------------------------

Mainfränkische Platten		
135	Wern-Lauer-Platte	2
136	Schweinfurter Becken	2
137	Steigerwald Vorland	2
138	Grabfeldgau	2
139	Hesselbacher Waldland	2

Odenwald, Spessart und Südrhön		
140	Südrhön	4
141	Sandsteinspessart	4
142	Vorderer Spessart	4
143	Sandsteinodenwald	4

Rhein-Main-Tiefland		
231	Rheinheimer Hügelland	2
232	Untermainebene	2
233	Ronneburger Hügelland	2

Osthessisches Bergland		
253	Vorder- und Kuppenrhön (mit Landrücken)	4
254	Lange Rhön	4

Thüringisch-Fränkisches Mittelgebirge		
390	Südliches Vorland des Thüringer Waldes	2
392	Nordwestlicher Frankenwald (Thür. Schiefergebirge)	4
393	Münchberger Hochfläche	2
394	Hohes Fichtelgebirge	2
395	Selb-Wunsiedler Hochfläche	2
396	Naab-Wondreb-Senke	2

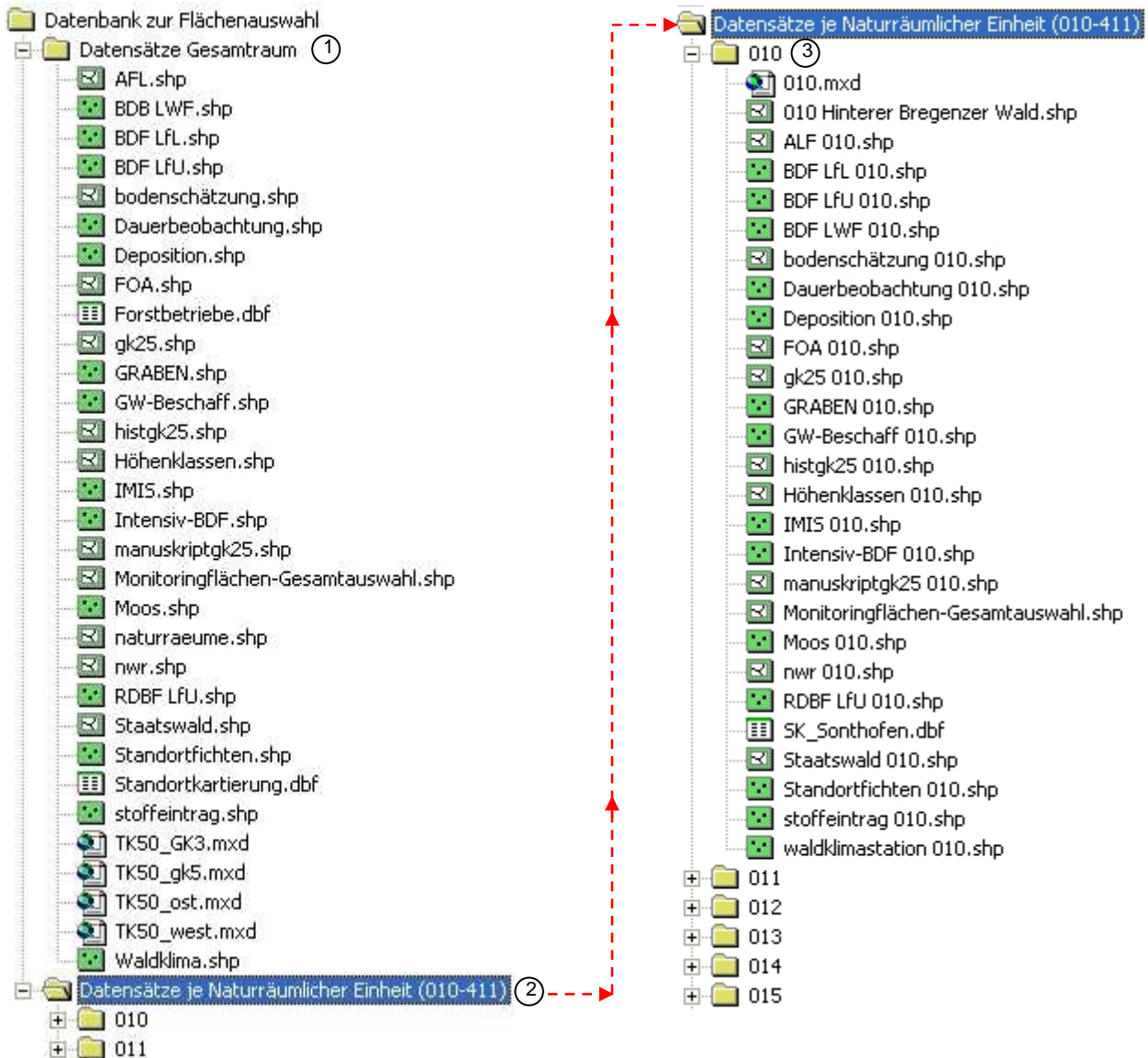
Oberpfälzer und Bayerischer Wald		
400	Hinterer Oberpfälzer Wald	4
401	Vorderer Oberpfälzer Wald	4
402	Cham-Further Senke	2
403	Hinterer Bayerischer Wald	4
404	Regensenke	2
405	Vorderer Bayerischer Wald	4
406	Falkensteiner Vorwald	4
407	Lallinger Winkel	2
408	Passauer Abteiland und Neuburger Wald	2
409	Wegscheider Hochfläche	2

Vogtland		
411	Mittelvogtländisches Kuppenland	2

Anhang 4: Schema der Datenbankstrukturierung

linke Seite: generelle Unterteilung der Datenbank in ① Datensätze für den Gesamttraum (inklusive Detailansicht der Datensätze) und ② Datensätze je Naturräumlicher Einheit

rechte Seite: Detailansicht der Datensätze je Naturräumlicher Einheit am Beispiel ③ 010 Hinterer Bregenzer Wald (zugehöriger Ordner und Datensätze sind mit der jeweiligen Kennzahl markiert)



Anhang 5: Quellverzeichnis aller für die Erstellung der Datenbank verwendeter Rohdaten (Seite 1)

Nr.	Rohdaten	Datenformat	Quellverzeichnis
1	Kartierung der Naturräumlichen Einheiten nach Meynen et al. 1962	shapefile (Bezugssystem: Gauß-Krüger, Zone 4)	Bayerisches Landesamt für Umwelt http://www.bayern.de/lfu/natur/fis_natur/index.html (26.07.2006)
2	SRTM-Datensätze	*hgt-Format (Bezugssystem: WGS1984)	National Aeronautics and Space Administration ftp://e0srp01u.ecs.nasa.gov/srtm/version2/SRTM3 ; Stand:19.09.2006
3	Topographische Karte Bayern 1:50.000	digital	Bayerische Vermessungsverwaltung digitales Kartenwerk TOP 50, Version 1.2
4	Kartierung der Staatswaldsflächen nach der Forstlichen Übersichtskarte 1:50.000	shapefile (Bezugssystem: Gauß-Krüger, Zone 4)	Bayerische Staatsforsten Zentrale Regensburg, Abteilung Information und Kommunikation
5	Kartierung der Naturwaldreservate	shapefile (Bezugssystem: Gauß-Krüger, Zone 4)	Bayerische Staatsforsten Zentrale Regensburg, Abteilung Waldbau, Naturschutz, Jagd und Fischerei
6	Kartierung der Kartenblätter der TK 1:25.000	shapefile (Bezugssystem: Gauß-Krüger, Zone 4)	Bayerische Vermessungsverwaltung http://www.geodaten.bayern.de/bvv_web/geodatenonline/download/shape/tk25.zip (10.08.2006)
7	Karte zur Verfügbarkeit der Geologischen Karte, der Historischen Geologischen Karte und der Geologischen Manuskriptkarte 1:25.000	digitale Abbildung (*bmp)	Bayerisches Landesamt für Umwelt http://www.geologie.bayern.de/app/media/user-files/1127200604874_2GK25-50.pdf (28.07.2006)
8	Karte zur Verfügbarkeit der Bodenschätzungskarte 1:25.000	digitale Abbildung (*bmp)	Bayerisches Landesamt für Umwelt http://www.geologie.bayern.de/app/media/user-files/1127200663840_5Bodenschaetzung.pdf (28.07.2006)

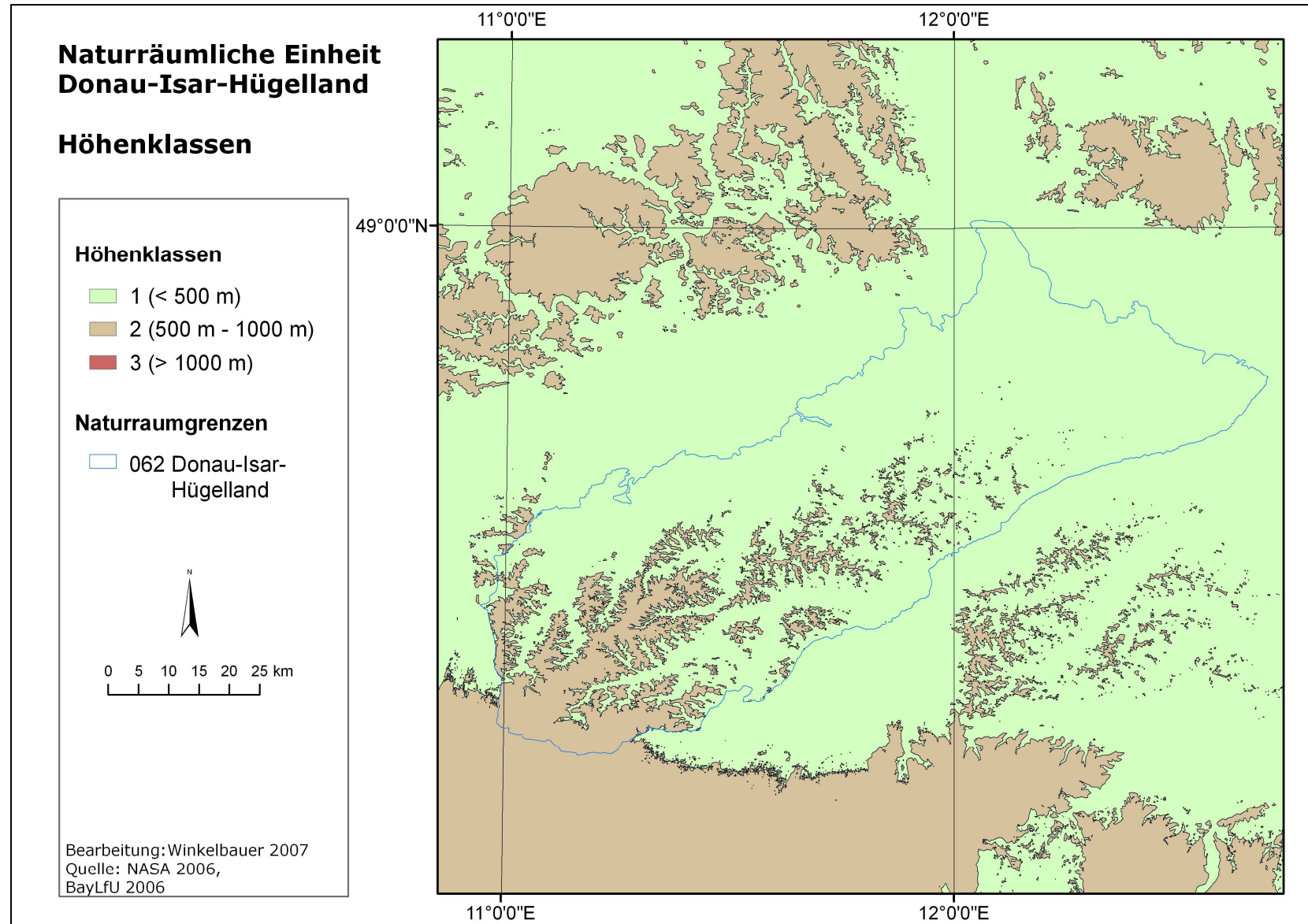
Anhang 5: Quellverzeichnis aller für die Erstellung der Datenbank verwendeter Rohdaten (Seite 2)

Nr.	Rohdaten	Datenformat	Quellverzeichnis
10	Kartierung der Zuständigkeitsbereiche der ehemaligen Forstämter	shapefile (Bezugssystem: Gauß-Krüger, Zone 4)	Bayerische Staatsforsten Zentrale, Abteilung für Waldbau, Naturschutz, Jagd und Fischerei
11	Koordinaten der IMIS-ODL-Messstellen in Bayern	Excel-Datei (Bezugssystem: UTM)	Bundesamt für Strahlenschutz, Neuherberg
12	Karte der Arbeitsgruppe Boden-Dauerbeobachtung zum Thema "Bodenbezogene Umweltmonitoringprogramme in Bayern" (zum Stand des Jahres 2000)	digitale Abbildung (*bmp)	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz http://www.stmugv.bayern.de/de/boden/allgem/pic/karte2.pdf (25.07.2006)
13	Koordinaten der Boden-Dauerbeobachtungsflächen der LfL (ehemals LBP)	Excel-Datei (Bezugssystem: Gauß-Krüger)	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft Abteilung Boden-Dauerbeobachtung
14	Koordinaten der Boden-Dauerbeobachtungsflächen des LfU (ehemals GLA)	Excel-Datei (Bezugssystem: Gauß-Krüger)	Bayerisches Landesamt für Umwelt Abteilung Vorsorgender Bodenschutz, Bodenmonitoring
15	Koordinaten der Messstellen des Dauerbeobachtungs-messnetzes	Bezugssystem: Gauß-Krüger	Bayerisches Landesamt für Umwelt http://www.bayern.de/lfu/umwelt_qual/ (25.10.2006)
16	Koordinaten der Messstellen des Depositionsmessnetzes	Bezugssystem: Gauß-Krüger	Bayerisches Landesamt für Umwelt http://www.bayern.de/lfu/umwelt_qual/ (25.10.2006)
17	Koordinaten der Messstellen des Moos-Messnetzes	Excel-Datei (Bezugssystem: Gauß-Krüger)	Bayerisches Landesamt für Umwelt Abteilung Nachhaltigkeit, Indikatoren und medienübergreifender Umweltschutz
18	Koordinaten der GRABEN-Profile	Excel-Datei (Bezugssystem: Gauß-Krüger)	Bayerisches Landesamt für Umwelt Abteilung Vorsorgender Bodenschutz, Bodenmonitoring

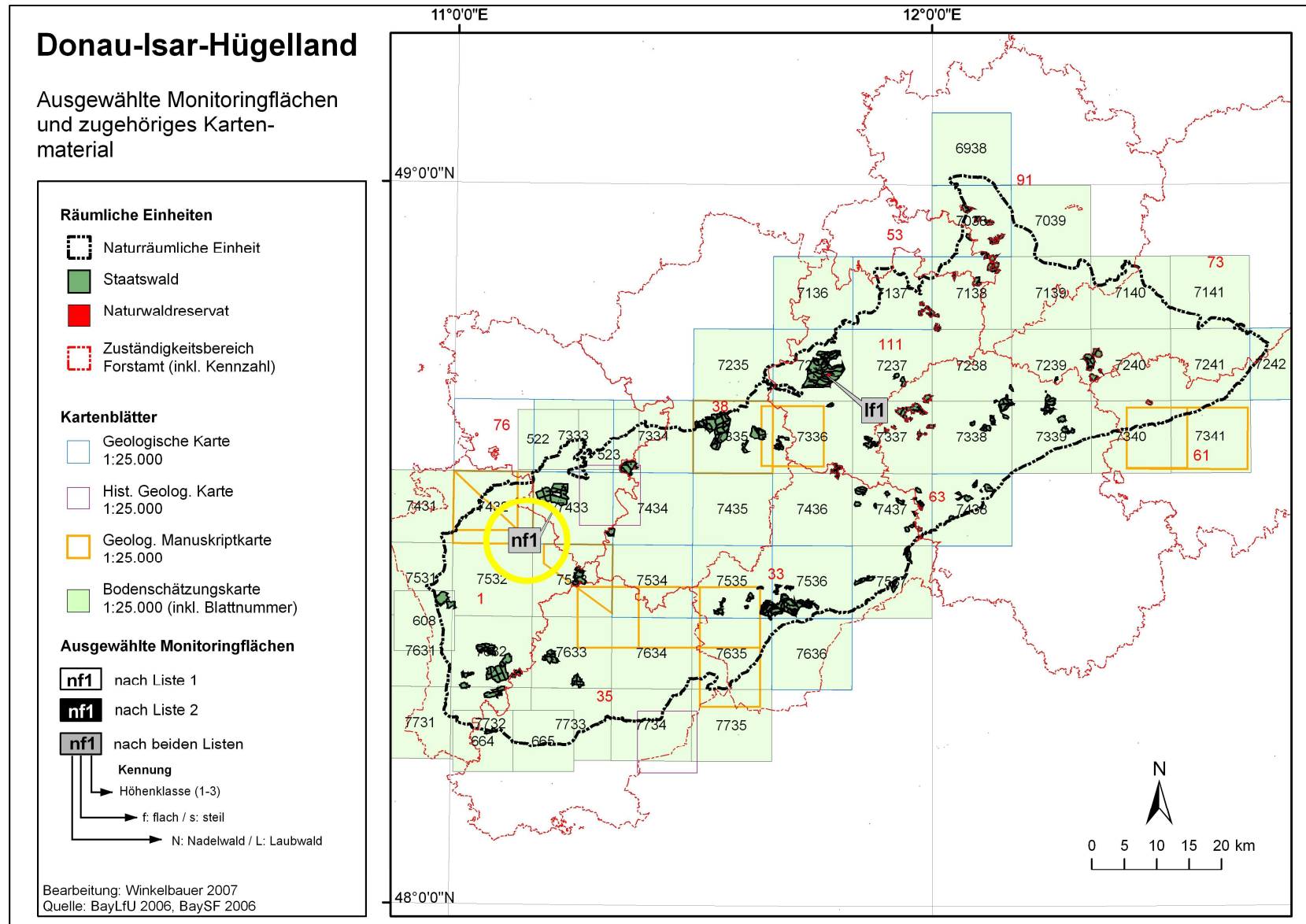
Anhang 5: Quellverzeichnis aller für die Erstellung der Datenbank verwendeter Rohdaten (Seite 3)

Nr.	Rohdaten	Datenformat	Quellverzeichnis
19	Kartierung der Landkreise	shapefile (Bezugssystem: Gauß-Krüger, Zone 4)	Universität Regensburg, Institut für Geographie
20	Kartierung der Ämter für Landwirtschaft und Forsten	digitale Abbildung (*bmp)	Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten http://www.stmlf.bayern.de/behoerden/amt/ (24.09.2006)
21	Kontaktadressen Forstbetriebe	Liste (*.pdf)	Bayerische Staatsforsten http://www.baysf.de/share/pdf/070603_Betriebsverzeichnis.pdf (01.06.2007)

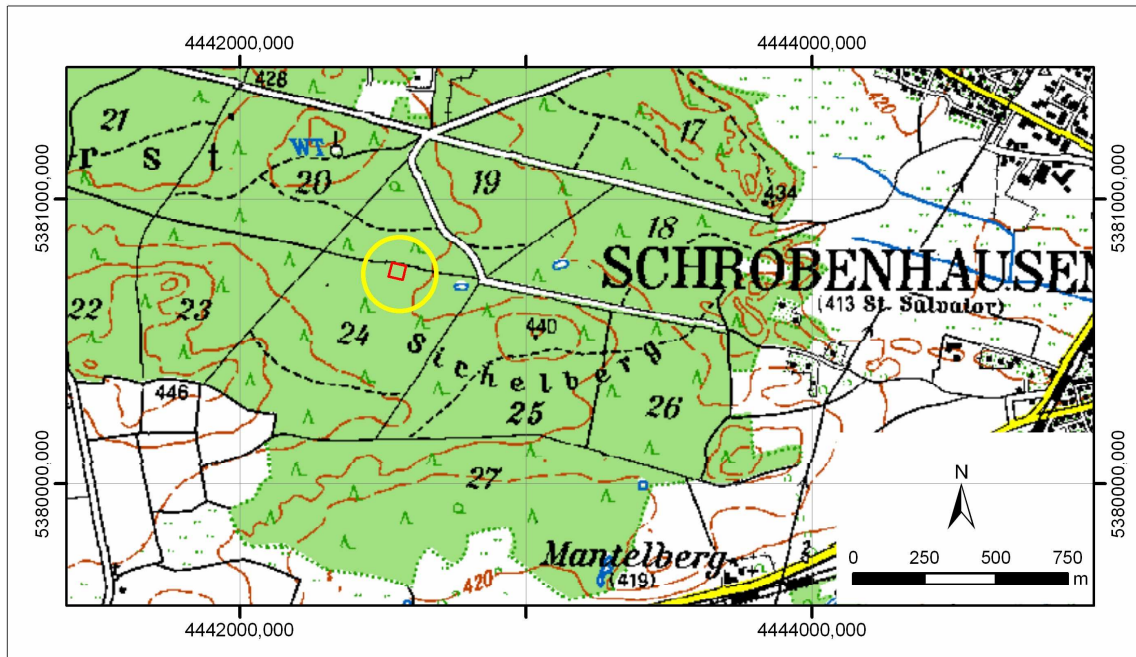
Anhang 6A: Ergebnis der Höhenklassifikation für die Naturräumliche Einheit 062 Donau-Isar-Hügelland



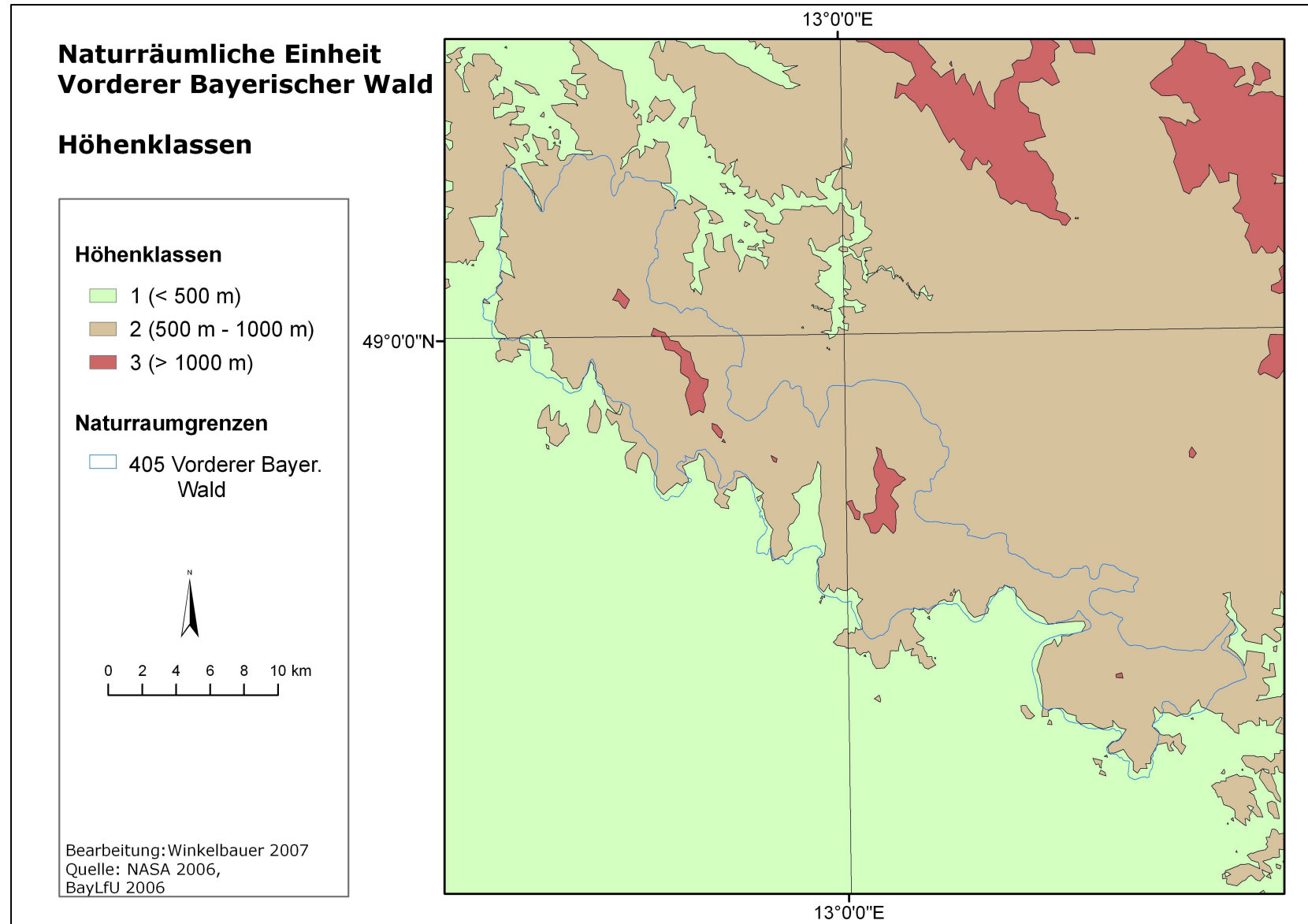
Anhang 6B: Donau-Isar-Hügelland - Ausgewählte Monitoringflächen, Kartenwerke und Untersuchungsgebiet (gelber Kreis: UG Schrobenhausen 1)



Anhang 6C: Ausschnitt aus der TK 1:50.000 mit Untersuchungsgebiet SR1 (gelber Kreis)







Anhang 7A: Ergebnis der Höhenklassifikation für die Naturräumliche Einheit 405 Vorderer Bayerischer Wald







Vorderer Bayerischer Wald

Ausgewählte Monitoringflächen
und zugehöriges Karten-
material





Räumliche Einheiten

-  Naturräumliche Einheit
-  Staatswald
-  Naturwaldreservat
-  Zuständigkeitsbereich Forstamt (inkl. Kennzahl)

Kartenblätter

-  Geologische Karte 1:25.000
-  Hist. Geolog. Karte 1:25.000
-  Geolog. Manuskriptkarte 1:25.000
-  Bodenschätzungskarte 1:25.000 (inkl. Blattnummer)

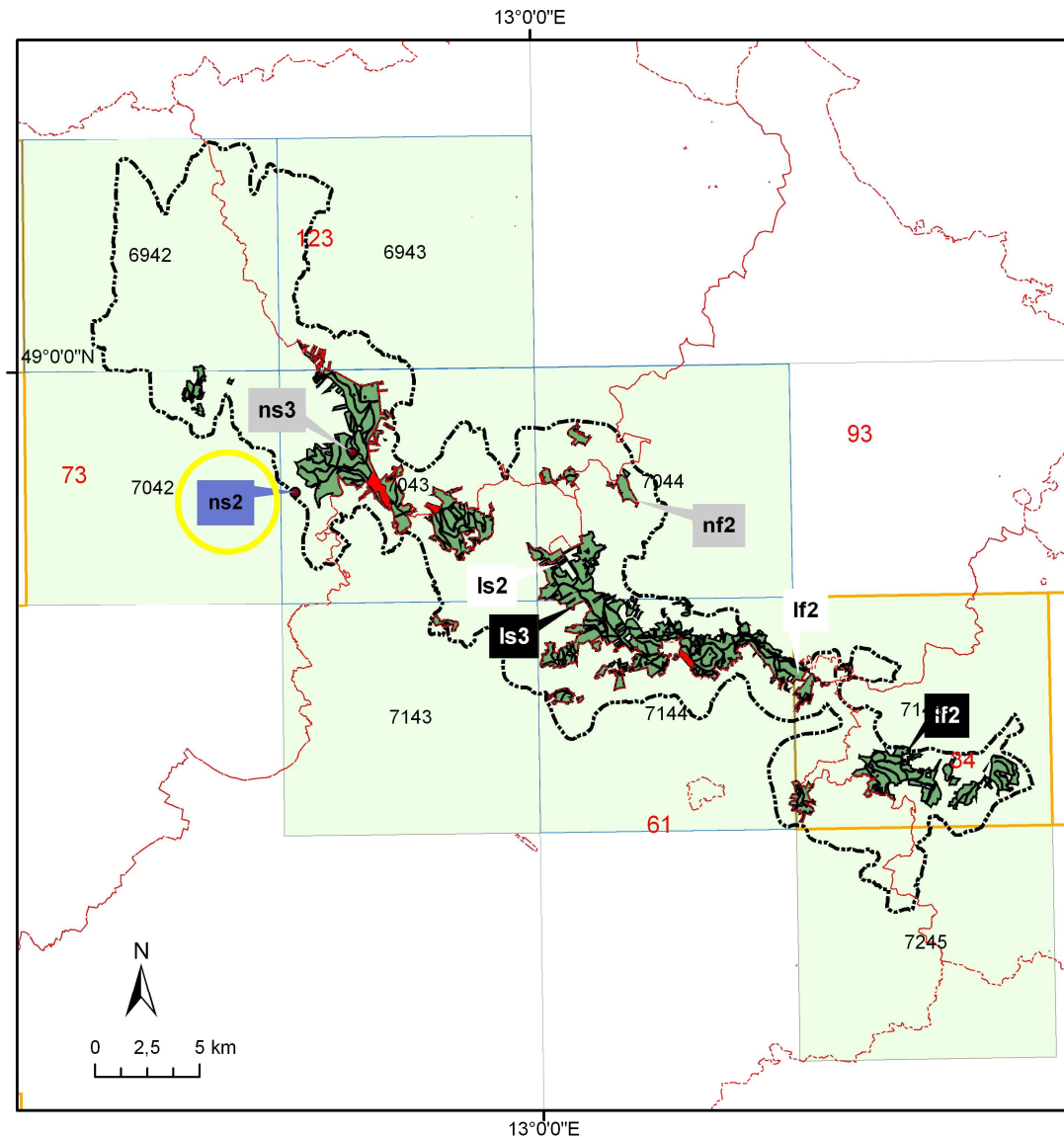
Ausgewählte Monitoringflächen

-  **nf1** nach Liste 1
-  **nf1** nach Liste 2
-  **nf1** nach beiden Listen
-  **nf1**

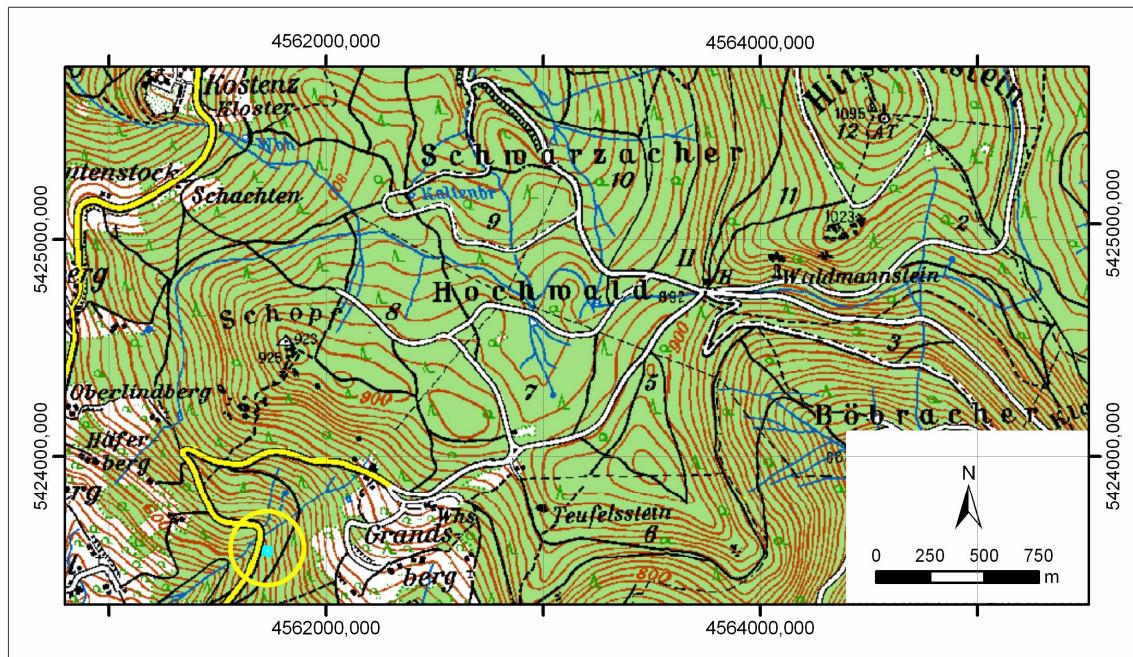
Kennung

- Höhenklasse (1-3)
- f: flach / s: steil
- N: Nadelwald / L: Laubwald

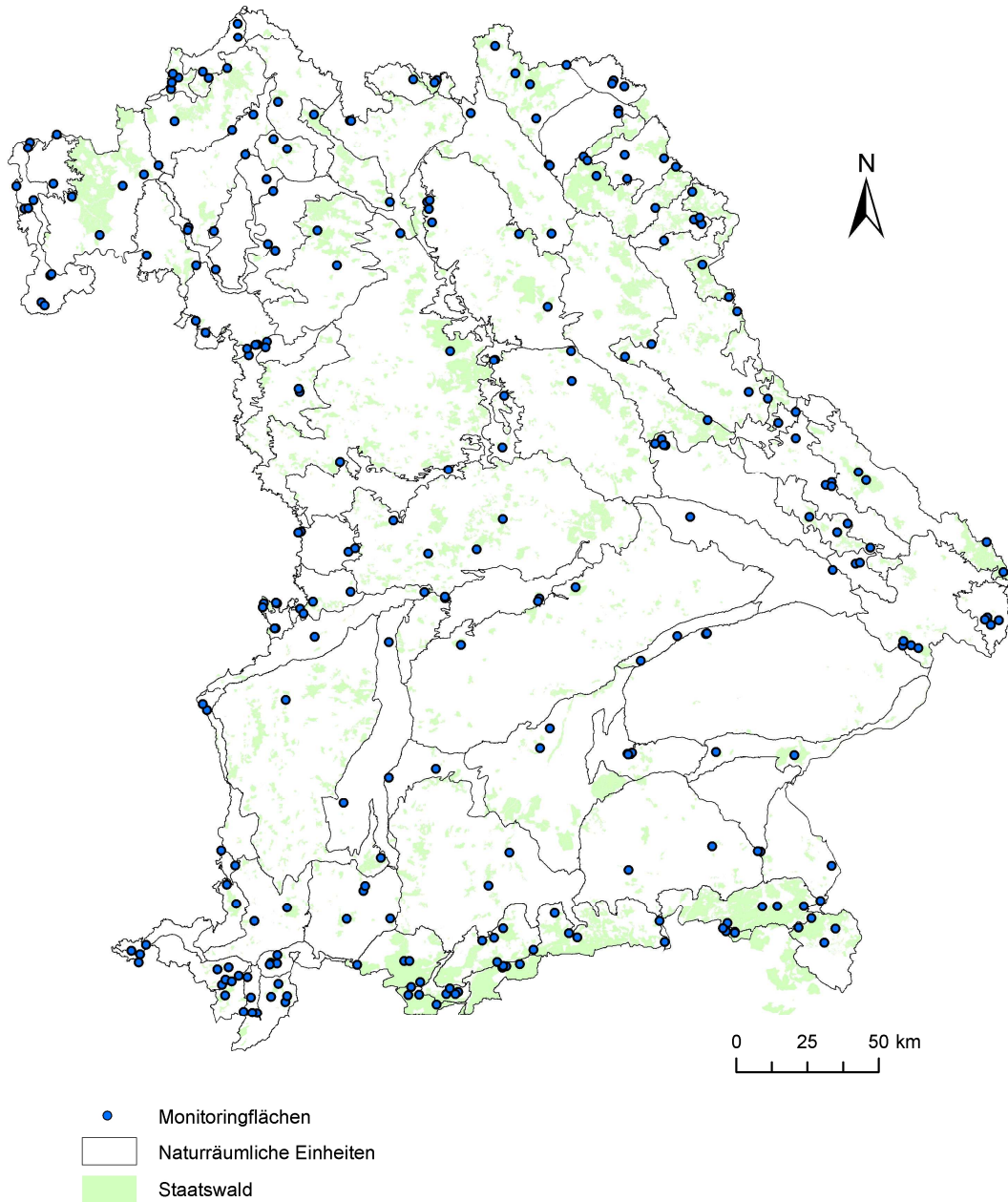
Bearbeitung: Winkelbauer 2007
Quelle: BayLfU 2006, BaySF 2006



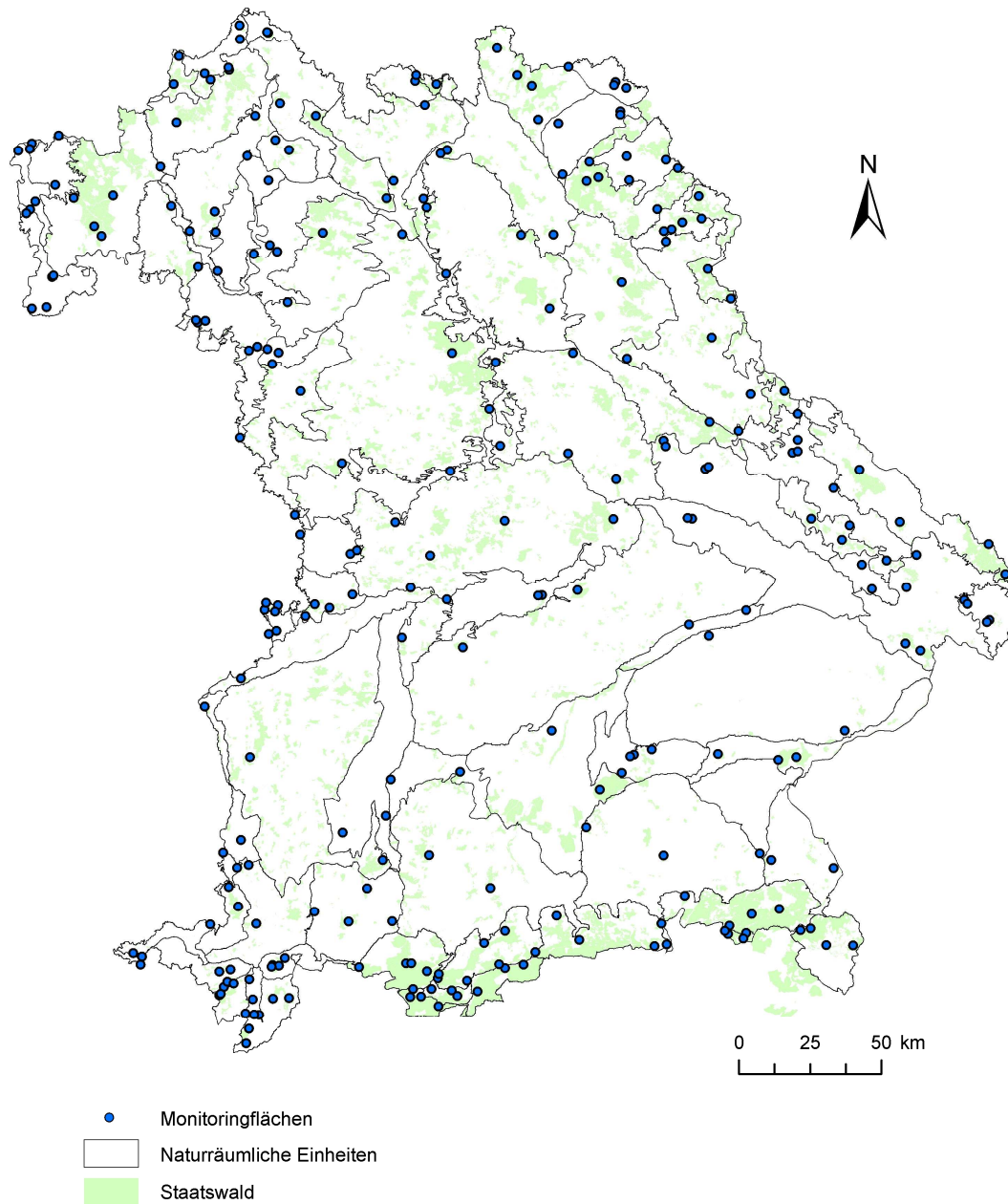
Anhang 7C: Ausschnitt aus der TK 1:50.000 mit Untersuchungsgebiet SW1 (gelber Kreis)



Ausgewählte Monitoringflächen nach Kriterienliste 1



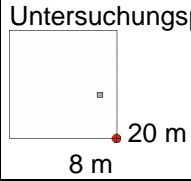
Ausgewählte Monitoringflächen nach Kriterienliste 2



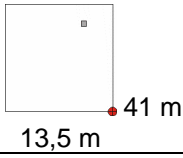
Anhang 9A: Auswertematrix zu den Kriterien *Staatswald* und *Hinterlegung der Flächen mit Informationen zur Landschaftsökologie* (Anzahl der Monitoringflächen je Kriterium und Auswahlliste)

Kriterium	Kriterien- liste	erfüllt	
		ja	nein
Staatswald	1	239	31
	2	234	36
Naturwaldreservat	1	28	242
	2	21	249
Abdeckung mit GK25	1	166	104
	2	141	129
Abdeckung mit HistGK25	1	26	244
	2	25	245
Abdeckung mit ManuskriptGK25	1	26	244
	2	24	246
Abdeckung mit Bodenschätzung25	1	261	9
	2	258	12

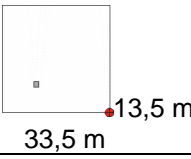
Geländeprotokoll zu Monolith SR1 - 1

- Geländebeschreibung -					
Projektname: Radiocäsium-Monitoring		Bearbeiter: Winkelbauer		Aufnahmedatum: 16.02.2007	
Standortbezeichnung: Schrobenhausen 1		TK Nr.: 7433	Lage: Absolut: RW: 4442756,246 HW: 5380750,433 relativ: Ebene		Größe in m: 50x50
Monolith Nr.: 1	Lage im Untersuchungsplot: 	Höhe: 430 m NN	Exposition: N/NE	Inklination: 2°-5°	Witterung: +8°C, sonnig
Geologie: nach GK25 Sande der Fluviatilen Unteren Serie/Obere Süßwassermolasse		Bodentyp: mäßig podsolige Braunerde		Baumbestand: 99% Nadelbäume	
Humusform: feinhumusarmer typischer Moder		Unterwuchs: Moos, Heidelbeere		Bemerkungen zum Unterwuchs: mäßig dichter Bewuchs mit Heidelbeere, dichter Bewuchs mit Moos	
- Bodenprofil -					
Horizont	Tiefe/Höhe über GOK in cm	Merkmale	Probenbez.	Proben- tiefe in cm	
L	+ 6,5 - +6,0	sehr geringmächtiger Streuhorizont, Kiefern- und Fichtennadeln, sehr wenig Buchenblätter, Fichtenzapfen, Fichten- und Kieferngrün, Zweige, Kiefernrinde	SR 1-1-L	+ 6,5 - +6,0	
Of	+6,0 - +0,5	leicht lagig, überwiegend Nadelstreu, nach unten hin feiner, mäßig zersetzt	SR 1-1-Of	+6,0 - +0,5	
Oh	+0,5 - 0,0	schwarzbraun, vereinzelt gebleichte Quarzkörner, typischer Schnupftabakhorizont, h7, w2	SR 1-1-Oh	+0,5 - 0,0	
Ah(e)	0,0 - -7,0	grau-braun, mäßig gebleicht, sandig-schluffig, Im Übergang zu Oh Horizont humose Einschaltungen, konzentrierte Quarzkornbleichung, h3/4, w2 (Feinwurzeln), Untergrenze diffus	SR 1-1-A	0,0 - -7,0	
Bv	-7,0 - -23,5	gelblich-braun, sandig-schluffig (uS), verbraunt, w3,kein Skelettanteil, Rinde	SR 1-1-B	-7,0 - -17,0	

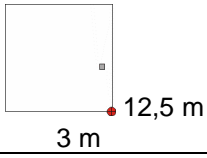
Geländeprotokoll zu Monolith SR1 - 2

- Geländebeschreibung -					
Projektname: Radiocäsium-Monitoring		Bearbeiter: Winkelbauer		Aufnahmedatum: 16.02.2007	
Standortbezeichnung: Schrobenhausen 1		TK Nr.: 7433	Lage: Absolut: RW: 4442756,246 HW: 5380750,433 relativ: Ebene		Größe in m: 50x50
Monolith Nr.: 2	Lage im Untersuchungsplot: 	Höhe: 430 m NN	Exposition: N/NE	Inklination: 2°-5°	Witterung: +8°C, sonnig
Geologie: nach GK25 Sande der Fluviatilen Unteren Serie/Obere Süßwassermolasse		Bodentyp: mäßig podsolige Braunerde		Baumbestand: 99% Nadelbäume	
Humusform: feinhumusreicher rohhumusartiger Moder		Unterwuchs: Moos, Heidelbeere		Bemerkungen zum Unterwuchs: Lichter Unterwuchs	
- Bodenprofil -					
Horizont	Tiefe/Höhe über GOK in cm	Merkmale	Probenbez.	Proben- tiefe in cm	
L	+16,0 - +15,0	sehr geringmächtiger Streuhorizont, Kiefern- und Fichtennadeln, sehr wenig Buchenblätter, Kiefernzapfen, Fichten- und Kieferngrün, Zweige, Kiefernrinde	SR 1-2-L	+16,0 - +15,0	
Of	+15,0 - +5,0	lagig, Nadelstreu, Zapfen, Zweige, nach unten feiner+stärker zersetzt, viele große Äste+Zweige, Rindenstücke	SR 1-2-Of	+15,0 - +5,0	
Oh	+5,0 - 0,0	Untergrenze diffus, dunkelbraun, w2, h7	SR 1-2-Oh	+5,0 - 0,0	
Ah(e)	0,0 - -10,0	sehr mächtig, dunkelgrau, violettstichig, starke Quarzkornbleichung, kein Skelett, w2, h5,Ah(e), Untergrenze zum Bv-Horizont nicht scharf	SR 1-2-A	0,0 - -10,0	
Bv	-10,0 - -14,0	gelb-bräunlich,sandig, leicht schluffig, kein Skelett,h1, w2, humoser Übergangsbereich zu Ah(e), Wühlgänge	SR 1-2-B	-10,0 - -14,0	

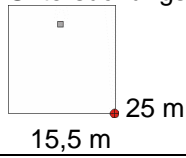
Geländeprotokoll zu Monolith SR1 - 3

- Geländebeschreibung -					
Projektname: Radiocäsium-Monitoring		Bearbeiter: Winkelbauer		Aufnahmedatum: 16.02.2007	
Standortbezeichnung: Schrobenhausen 1		TK Nr.: 7433	Lage: Absolut: RW: 4442756,246 HW: 5380750,433 relativ: Ebene		Größe in m: 50x50
Monolith Nr.: 3	Lage im Untersuchungsplot: 	Höhe: 430 m NN	Exposition: N/NE	Inklination: 2°-5°	Witterung: +8°C, sonnig
Geologie: nach GK25 Sande der Fluviatilen Unteren Serie/Obere Süßwassermolasse		Bodentyp: mäßig podsolige Braunerde		Baumbestand: 99% Nadelbäume	
Humusform: typischer Moder – feinhumusreicher rohhumusartiger Moder		Unterwuchs: Moos, Heidelbeere		Bemerkungen zum Unterwuchs: Moosbewuchs spärlicher als bei SR 1-1 und SR 1-2	
- Bodenprofil -					
Horizont	Tiefe/Höhe über GOK in cm	Merkmale	Probenbez.	Proben- tiefe in cm	
L	+11,5 - +10,5	sehr geringmächtiger Streuhorizont, Kiefern- und Fichtennadeln, sehr wenig Buchenblätter, Kiefernzapfen, Fichten- und Kieferngrün, Zweige, Kiefernrinde	SR 1-3-L	+11,5 - +10,5	
Of	+10,5 - +4,0	vornehmlich Nadelstreu, nur oberste Lage gut abhebbar, Rest eher zusammenhängend, bereits sehr stark zersetzt (Anteil an schwach zersetzt Material wesentlich geringer als bei Vergleichsmonolithen),	SR 1-3-Of	+10,5 - +4,0	
Oh	+4,0 - 0,0	dunkelbraun, h6, schwache Quarkornbleichung, Übergang zu Ah(e) gebändert,	SR 1-3-Oh	+4,0 - 0,0	
Ah(e)	0,0 - -10,0	dunkelgrau-braun, violettstichig, viele Feinwurzeln, schluffig, h3/4, klare horizontale Untergrenze zu Bv	SR 1-3-A	0,0 - -10,0	
Bv	-10,0 - -18,5	w4, feinsandig-schluffig, gelblich-braun	SR 1-3-B	-10,0 - -18,5	

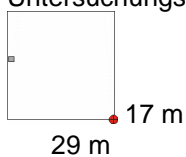
Geländeprotokoll zu Monolith SW1 - 1

- Geländebeschreibung -					
Projektname: Radiocäsium-Monitoring		Bearbeiter: Winkelbauer, Leopold		Aufnahmedatum: 09.02.2007	
Standortbezeichnung: Schwarzach 1		TK Nr.: 7043	Lage: Absolut: RW: 4561548,485 HW: 5423730,037 relativ: steiler Hang		Größe in m: 30x30
Monolith Nr.: 1	Lage im Untersuchungsplot: 	Höhe: 650 m NN	Exposition: W	Inklination: ca.12°	Witterung: bedeckt, Schneetau
Geologie: periglaziale Deckschichten, Untergrund nach GK25 Perlgneiß		Bodentyp: mäßig podsolige Braunerde		Baumbestand: 95% Nadelbäume	
Humusform: rohhumusartiger Moder		Unterwuchs: Farne, Moose, Heidelbeere, Sauerklee		Bemerkungen zum Unterwuchs: kein Kleinwuchs	
- Bodenprofil -					
Horizont	Tiefe/Höhe über GOK in cm	Merkmale		Probenbez.	Proben- tiefe in cm
L	+14,0 - +12,0	lose Zapfen, nadeln, frisches Fichtengrün, Zweige, verstreutes Buchenlaub, Untergrenze unscharf		SW 1-1-L	+14,0 - +12,0
Of	+12,0 - +3,0	typisch lagiger Aufbau, zersetzte Fichtenstreu, Makroreste klar erkennbar (nach unten feiner), w5, w nach oben weniger, Untergrenze unscharf		SW 1-1-Of	+12,0 - +3,0
Oh	+3,0 - 0,0	stark zersetzt, dunkelschwarz, Schnupftabakhorizont, Quarzkornbleichung, w5, Untergrenze scharf		SW 1-1-Oh	+3,0 - 0,0
Ah(e)	0,0 - -2,0	leicht violettstichig, Einzelkörner teils gebleicht, überwiegend grau-braune Farbe, kein Skelett, w3-4, c0, h2-3, Untergrenze fließend, uL		SW 1-1-A	0,0 - -2,0
Bv	-2,0 - -16,0	Grobgrus, h1-2, grau, w2, c0, Hangzugwasser?		SW 1-1-B	-2,0 - -12,0

Geländeprotokoll zu Monolith SW1 - 2

- Geländebeschreibung -					
Projektname: Radiocäsium-Monitoring		Bearbeiter: Winkelbauer, Leopold		Aufnahmedatum: 09.02.2007	
Standortbezeichnung: Schwarzach 1		TK Nr.: 7043	Lage: Absolut: RW: 4561548,485 HW: 5423730,037 relativ: steiler Hang	Größe in m: 30x30	
Monolith Nr.: 2	Lage im Untersuchungsplot: 	Höhe: 650 m NN	Exposition: W	Inklination: ca. 12°	Witterung: bedeckt, Schneetau
Geologie: periglaziale Deckschichten, Untergrund nach GK25 Perlgneiß		Bodentyp: mäßig podsolige Braunerde		Baumbestand: 95% Nadelbäume	
Humusform: feinhumusarmer rohhumusartiger Moder		Unterwuchs: Farne, Moose, Heidelbeere, Sauerklee		Bemerkungen zum Unterwuchs: kein Kleinwuchs	
- Bodenprofil -					
Horizont	Tiefe/Höhe über GOK in cm	Merkmale	Probenbez.	Proben- tiefe in cm	
L	+6,0 - +5,0	lose Zapfen, Nadeln, frisches Fichtengrün, Zweige, verstreutes Buchenlaub, Untergrenze unscharf	SW 1-2-L	+6,0 - +5,0	
Of	+5,0 - +2,0	typisch lagiger Aufbau, zersetzte Fichtenstreu, Makroreste durchweg erkennbar, w5, w nach oben weniger, scharf von Oh getrennt	SW 1-2-Of	+5,0 - +2,0	
Oh	+2,0 - 0,0	stark zersetzt, dunkelschwarz, Schnupftabakhorizont, Quarzkornbleichung, w5, Untergrenze scharf	SW 1-2-Oh	+2,0 - 0,0	
Ah(e)	0,0 - -6,0	leicht violettstichig, Einzelkörner teils gebleicht, überwiegend grau-braune Farbe, kein Skelett, w3-4, c0, h2-3, uL, diffuse Untergrenze, zapfenförmig nach unten greifend	SW 1-2-A	0,0 - -6,0	
Bv	-6,0 - -24,0	Grobgrus, h1-2, deutlich brauner als SW 1-1, deutliche Lößbeeinflussung, w2, c0, Hangzugwasser?	SW 1-2-B	-6,0 - -16,0	

Geländeprotokoll zu Monolith SW1 - 3

- Geländebeschreibung -					
Projektname: Radiocäsium-Monitoring		Bearbeiter: Winkelbauer, Leopold		Aufnahmedatum: 09.02.2007	
Standortbezeichnung: Schwarzach 1		TK Nr.: 7043	Lage: Absolut: RW: 4561548,485 HW: 5423730,037 relativ: steiler Hang	Größe in m: 30x30	
Monolith Nr.: 3	Lage im Untersuchungsplot: 	Höhe: 650 m NN	Exposition: W	Inklination: ca. 12°	Witterung: bedeckt, Schneetau
Geologie: periglaziale Deckschichten, Untergrund nach GK25 Perlgneiß		Bodentyp: mäßig podsolige Braunerde		Baumbestand: 95% Nadelbäume	
Humusform: feinhumusarmer rohumusartiger Moder		Unterwuchs: Farne, Moose, Heidelbeere, Sauerklee		Bemerkungen zum Unterwuchs: kein Kleinwuchs	
- Bodenprofil -					
Horizont	Tiefe/Höhe über GOK in cm	Merkmale	Probenbez.	Proben- tiefe in cm	
L	+7,0 - +5,5	lose Zapfen, nadeln, frisches Fichtengrün, Zweige, verstreutes Buchenlaub, Untergrenze unscharf	SW 1-3-L	+7,0 - +5,5	
Of	+5,5 - +2,5	typisch lagiger Aufbau, zersetzte Fichtenstreu, Makroreste durchweg erkennbar, w5, w nach oben weniger, scharf von Oh getrennt	SW 1-3-Of	+5,5 - +2,5	
Oh	+2,5 - 0,0	stark zersetzt, dunkelschwarz, Schnupftabakhorizont, Quarzkornbleichung, w5, Untergrenze scharf	SW 1-3-Oh	+2,5 - 0,0	
Ah(e)	0,0 - -2,0	leicht violettstichig, Einzelkörner teils gebleicht, überwiegend grau-braune Farbe, kein Skelett, w3-4, c0, h2-3, uL, diffuse Untergrenze	SW 1-3-A	0,0 - -2,0	
Bv	-2,0 - -23,0	Grobgrus, h1-2, gräulich, im oberen Bereich schlierenartig Humus eingetragen, w2, c0, Hangzugwasser?	SW 1-3-B	-2,0 - -12,0	

Anhang 11A: Laboranalytik – UG Schrobenuhausen (SR1)

Bodenanalytische Standardwerte Schrobenuhausen 1

Profil 1

Probe	Horizont	Proben- tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Munsell Farbe	S %	C %	N %	C/N	137 Cs (Bq/kg)	137 Cs (Bq/cm ³)
SR1-1-L	L	+6,0 bis +6,5	4,19	-	0,110	50,520	0,913	55,360	195,500	0,020
SR1-1-Of	Of	+0,5 bis +6,0	3,06	-	0,255	47,540	1,822	26,090	389,500	0,078
SR1-1-Oh	Oh	0,0 bis +0,5	-	-	0,256	44,000	1,811	24,300	126,000	0,044
SR1-1-A	Ah(e)	0,0 bis -7,0	2,98	7,5 YR 2/1	0,042	5,575	0,235	23,780	143,300	0,143
SR1-1-B	Bv	-7,0 bis -17,0	3,70	7,5 YR 4/3	0,030	2,200	0,100	22,020	12,820	-

Bodenanalytische Standardwerte Schrobenuhausen 1

Profil 2

Probe	Horizont	Proben- tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Munsell Farbe	S %	C %	N %	C/N	137 Cs (Bq/kg)	137 Cs (Bq/cm ³)
SR1-2-L	L	+15,0 bis +16,0	4,04	-	0,130	50,590	1,198	42,240	107,100	0,011
SR1-2-Of	Of	+5,0 bis +15,0	3,05	-	0,211	48,450	1,595	30,380	310,000	0,062
SR1-2-Oh	Oh	0,0 bis +5,0	2,61	-	0,231	42,880	1,581	27,120	370,600	0,130
SR1-2-A	Ah(e)	0,0 bis -10,0	2,72	7,5 YR 1,7/1	0,047	7,628	0,329	23,180	195,400	0,195
SR1-2-B	Bv	-10,0 bis -14,0	3,86	7,5 YR 4/4	0,029	2,613	0,107	24,410	3,850	-

Bodenanalytische Standardwerte Schrobenuhausen 1

Profil 3

Probe	Horizont	Proben- tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Munsell Farbe	S %	C %	N %	C/N	137 Cs (Bq/kg)	137 Cs (Bq/cm ³)
SR1-3-L	L	10,5 bis 11,5	3,95	-	0,116	50,500	0,953	52,980	104,800	0,010
SR1-3-Of	Of	4,0 bis 10,5	2,93	-	0,220	44,520	1,642	27,110	429,700	0,086
SR1-3-Oh	Oh	0,0 bis 4,0	2,74	-	0,257	44,430	1,621	27,400	140,400	0,049
SR1-3-A	Ah(e)	0,0 bis -10,0	2,89	7,5 YR 2/2	0,051	6,268	0,278	22,590	35,060	0,035
SR1-3-B	Bv	-10,0 bis -18,5	3,50	7,5 YR 4/3	0,027	2,967	0,105	28,340	14,830	-

Bodenanalytische Standardwerte Schrobenuhausen 1

Mischproben

Probe	Horizont	Proben- tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Munsell Farbe	S %	C %	N %	C/N	137 Cs (Bq/kg)
SR1-MP-org	org. Auflagen	-	2,92	-	0,226	43,640	1,566	27,880	383,700
SR1-MP-min	Mineralboden	-	2,90	-	0,046	6,645	0,283	23,460	114,700

Anhang 11B: Laboranalytik – UG Schwarzach (SW1)

Bodenanalytische Standardwerte Schwarzach 1

Profil 1

Probe	Horizont	Proben- tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Munsell Farbe	S %	C %	N %	C/N	137 Cs (Bq/kg)	137 Cs (Bq/cm ³)
SW1-1-L	L	+12,0 bis +14,0	4,05	-	0,127	49,310	1,226	40,210	30,560	0,003
SW1-1-Of	Of	+3,0 bis +12,0	3,16	-	0,225	45,830	1,807	25,360	623,600	0,125
SW1-1-Oh	Oh	0,0 bis +3,0	3,22	-	0,194	21,360	1,014	21,060	151,400	0,053
SW1-1-A	Ah(e)	0,0 bis -2,0	3,27	7,5 YR 2/1	0,075	9,415	0,459	20,530	99,940	0,100
SW1-1-B	Bv	-2,0 bis -12,0	3,82	10 YR 3/2	0,034	3,200	0,178	17,980	24,120	-

Profil 2

Probe	Horizont	Proben- tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Munsell Farbe	S %	C %	N %	C/N	137 Cs (Bq/kg)	137 Cs (Bq/cm ³)
SW1-2-L	L	+5,0 bis +6,0	3,78	-	0,128	48,820	1,044	46,760	56,580	0,006
SW1-2-Of	Of	+2,0 bis +5,0	2,91	-	0,225	46,810	1,858	25,200	298,100	0,060
SW1-2-Oh	Oh	0,0 bis +2,0	2,88	-	0,170	18,570	0,887	20,950	606,500	0,212
SW1-2-A	Ah(e)	0,0 bis -6,0	3,11	10 YR 2/2	0,054	7,614	0,359	21,200	326,600	0,327
SW1-2-B	Bv	-6,0 bis -16,0	3,55	10 YR 3/3	0,030	2,568	0,147	17,520	10,930	-

Bodenanalytische Standardwerte Schwarzach 1

Profil 3

Probe	Horizont	Proben- tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Munsell Farbe	S %	C %	N %	C/N	137 Cs (Bq/kg)	137 Cs (Bq/cm ³)
SW1-3-L	L	+5,5 bis +7,0	3,78	-	0,141	49,040	1,419	34,550	60,960	0,006
SW1-3-Of	Of	+2,5 bis +5,5	3,15	-	0,228	47,360	1,823	25,980	512,100	0,102
SW1-3-Oh	Oh	0,0 bis +2,5	-	-	0,326	25,930	1,246	20,820	512,300	0,179
SW1-3-A	Ah(e)	0,0 bis -2,0	3,14	10 YR 2/1	0,062	7,695	0,396	19,420	241,400	0,241
SW1-3-B	Bv	-2,0 bis -12,0	3,65	10 YR 3/2	0,037	3,606	0,208	17,310	29,350	-

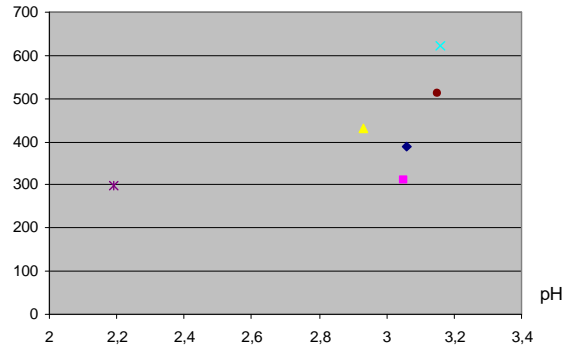
Bodenanalytische Standardwerte Schwarzach 1

Mischproben

Probe	Horizont	Proben- tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Munsell Farbe	S %	C %	N %	C/N	137 Cs (Bq/kg)
SW1-MP-org	org. Auflagen	-	3,08	-	0,206	29,360	1,262	23,260	412,600
SW1-MP-min	Mineralboden	-	3,42	-	0,041	4,076	0,211	19,360	73,170

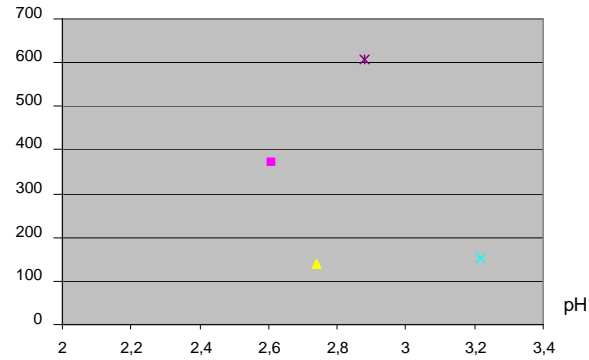
Anhang 12A: Korrelation ^{137}Cs -Gehalt und pH-Wert der Horizonte Of (1), Oh (2) und Ah(e) (3) in beiden Untersuchungsgebieten

① ^{137}Cs (Bq/kg)



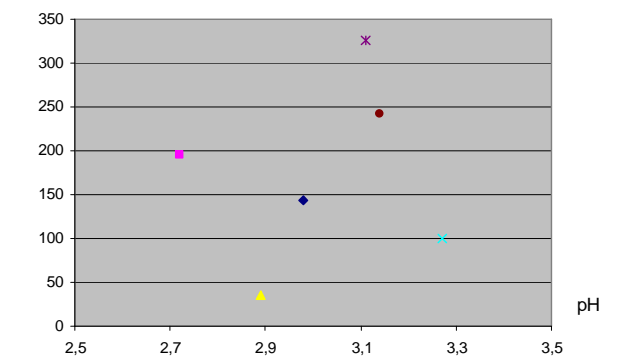
◆ SR1_1 ■ SR1_2 ▲ SR1_3 × SW1_1 * SW1_2 ● SW1_3

② ^{137}Cs (Bq/kg)



◆ SR1_1 ■ SR1_2 ▲ SR1_3 × SW1_1 * SW1_2 ● SW1_3

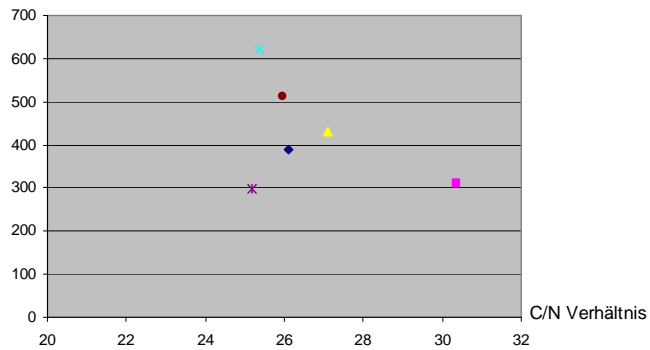
③ ^{137}Cs (Bq/kg)



◆ SR1_1 ■ SR1_2 ▲ SR1_3 × SW1_1 * SW1_2 ● SW1_3

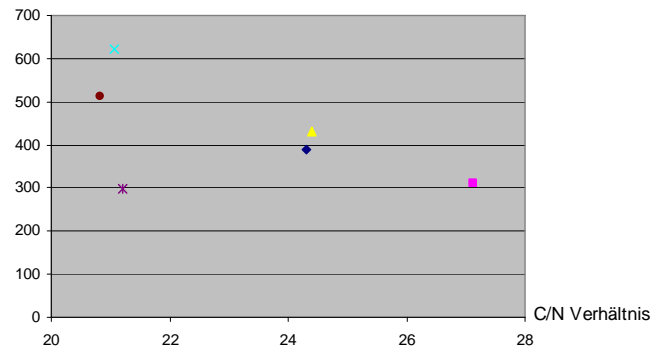
Anhang 12B: Korrelation ^{137}Cs -Gehalt und C/N-Verhältnis der Horizonte Of (1), Oh (2) und Ah(e) (3) in beiden Untersuchungsgebieten

① ^{137}Cs (Bq/kg)



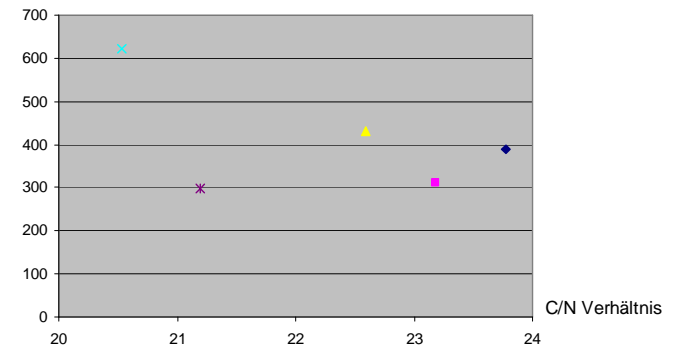
◆ SR1_1 ■ SR1_2 ▲ SR1_3 × SW1_1 * SW1_2 ● SW1_3

② ^{137}Cs (Bq/kg)



◆ SR1_1 ■ SR1_2 ▲ SR1_3 × SW1_1 * SW1_2 ● SW1_3

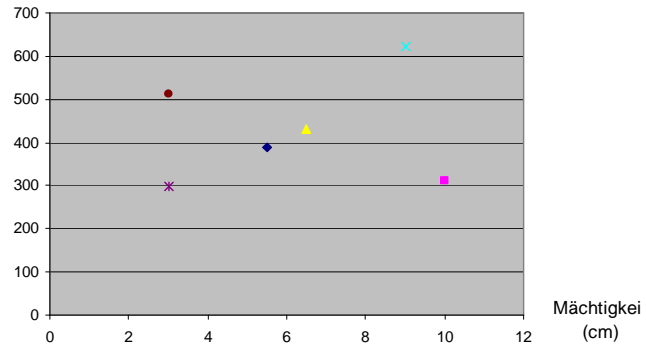
③ ^{137}Cs (Bq/kg)



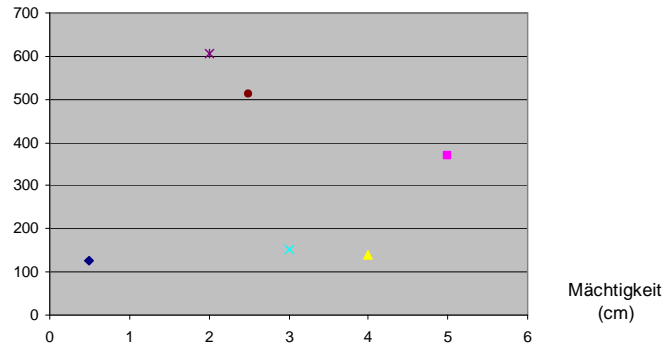
◆ SR1_1 ■ SR1_2 ▲ SR1_3 × SW1_1 * SW1_2 ● SW1_3

Anhang 12C: Korrelation ^{137}Cs -Gehalt und Mächtigkeit der Horizonte Of (1), Oh (2) und Ah(e) (3) in beiden Untersuchungsgebieten

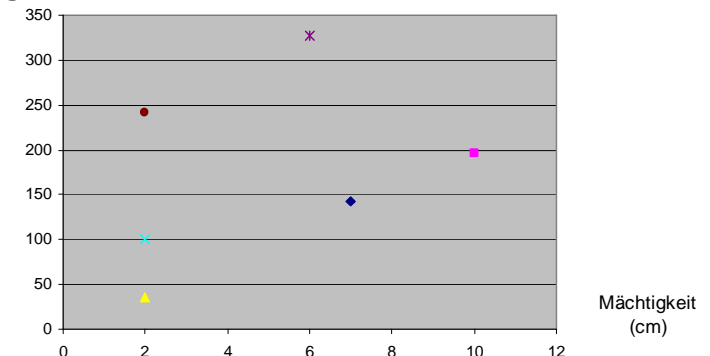
① ^{137}Cs (Bq/kg)



② ^{137}Cs (Bq/kg)



③ ^{137}Cs (Bq/kg)



◆ SR1_1 ■ SR1_2 ▲ SR1_3 × SW1_1 * SW1_2 ● SW1_3

◆ SR1_1 ■ SR1_2 ▲ SR1_3 × SW1_1 * SW1_2 ● SW1_3

◆ SR1_1 ■ SR1_2 ▲ SR1_3 × SW1_1 * SW1_2 ● SW1_3

Anhang 13: Darstellung der Radiocäsiumkontamination in den Horizonten der Untersuchungsgebiete Schrobenshausen (1) und Schwarzach (2) – volumenbezogene Aktivität in Bq/cm³

