

Technische Universität München
Extraordinariat für Geomorphologie und Bodenkunde

Standortvariabilität von Radiocäsium (^{137}Cs)
in Waldböden Bayerns unter besonderer Berücksichtigung
der Humusvariabilität

Jennifer Olivia Winkelbauer

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan
für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur
Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender : Univ. - Prof. Dr. J. Ch. Munch

Prüfer der Dissertation:

1. Univ. - Prof. Dr. J. Völkel
2. Univ. - Prof. Dr. I. Kögel-Knabner
3. Univ. - Prof. Dr. A. Otte (schriftliche Beurteilung),
(Justus-Liebig-Universität Gießen)
3. Univ. - Prof. Dr. R. Mosandl (mündliche Prüfung)

Die Dissertation wurde am 02.07.2012 bei der Technischen Universität München eingereicht
und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung
und Umwelt am 18.10.2012 angenommen.

Inhaltsverzeichnis

Publikationsliste zum Forschungsvorhaben	iv
Zusammenfassung	vi
Summary	ix
1. Problemstellung und Lösungsansätze.....	1
1.1. Forschungsgegenstand.....	1
1.2. Hintergrund	2
1.2.1. Biochemische Eigenschaften von ¹³⁷ Cs.....	2
1.2.2. Radiocäsium in Waldökosystemen.....	3
1.2.3. Langfristiges Radiocäsiummonitoring in Waldböden	5
1.3. Zielsetzung, Fragestellungen und Hypothesen.....	7
1.3.1. Repräsentative Erfassung der aktuellen Verteilung von ¹³⁷ Cs in Waldböden Bayerns (Studie 1).....	9
1.3.2. Untersuchung des Einflusses der Humusaufgaben auf die vertikale Verteilung von ¹³⁷ Cs in Waldböden (Studie 2)	10
1.3.3. Anwendbarkeit des GPR (<i>ground penetrating radar</i>) zur Erfassung und Darstellung humoser Horizonte in Waldböden (Studie 3)	12
1.4. Untersuchungsaufbau und -methodik.....	14
1.4.1. Untersuchungsaufbau zu Studie 1 und 2.....	14
1.4.2. Untersuchungsaufbau zu Studie 3.....	15
2. Diskussion der Ergebnisse	17
2.1. Räumliche und vertikale Verteilung von ¹³⁷ Cs in den untersuchten Waldböden.....	17
2.2. Bewertung der Beprobungsansätze	21
2.3. Vertikale Verteilung von ¹³⁷ Cs in Abhängigkeit der Auflagenmächtigkeit	22
2.4. Analyse humoser Horizonte mittels GPR (<i>ground penetrating radar</i>)	24
3. Schlussfolgerungen.....	28
4. Literaturverzeichnis	32
5. Danksagung	39
Anhang	40
Publikation I.....	41
Publikation II.....	69
Publikation III.....	92

Publikationsliste zum Forschungsvorhaben

Die vorliegende Arbeit wurde am Extraordinariat für Geomorphologie und Bodenkunde der Technischen Universität München angefertigt. Forschungsgegenstand der Arbeit bildet die Verweildauer von radioaktivem ^{137}Cs in Waldökosystemen Bayerns. Diesbezüglich wurden im Rahmen des Promotionsvorhabens zum Thema „Standortvariabilität von Radiocäsium (^{137}Cs) in Waldböden Bayerns unter besonderer Berücksichtigung der Humusvariabilität“ insgesamt drei Aufsätze unter Erstautorenschaft in wissenschaftlichen Fachzeitschriften eingereicht und nach Begutachtung mittels *Peer-Review* zur Veröffentlichung angenommen. Diese Publikationen sind der Arbeit als Abdruck im Anhang beigelegt:

- I) WINKELBAUER, J.; VÖLKELE, J.; LEOPOLD, M. (in press): A novel approach to monitoring the Cs-137 contamination of forest soils in Bavaria, Germany. - *Die Erde* 143 (1/2), aktuell im Druck, Seitenzahlen und DOI noch nicht bekannt (**Publikation I**)

Die Publikation wurde am 19.01.2012 in der Zeitschrift *Die Erde* zur Veröffentlichung angenommen und befindet sich derzeit in Druck. Der Aufsatz legt das dem Forschungsvorhaben zu Grunde liegende Monitoringnetzwerk zur Erfassung der aktuellen wie künftigen räumlichen Verteilung der Radiocäsiumbelastung in ausgewählten Waldökosystemen Bayerns dar. Landschaftsökologische Parameter der für die Radiocäsiumproblematik relevanten Humusumsetzung und Auflagenbildung werden ausführlich diskutiert, die aktuelle Radiocäsiumbelastung in Humusaufgaben und Mineralboden auf Basis von Mischbeprobungen nach offiziellen AVV-IMIS Standards aufgezeigt (*Allgemeine Verwaltungsvorschriften zum Integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt*).

- II) WINKELBAUER, J.; VÖLKELE, J.; LEOPOLD, M.; HÜRKAMP, K.; DEHOS, R. (in press): The vertical distribution of Cs-137 in Bavarian forest soils. - *European Journal of Forest Research* (DOI: 10.1007/s10342-012-0626-5) (**Publikation II**)

Die Publikation wurde am 16.03.2012 in der Zeitschrift *European Journal of Forest Research* zur Veröffentlichung angenommen und am 20.04.2012 erstmals online bei SpringerLink (OnlineFirst™) veröffentlicht. Derzeit liegt noch keine Printversion vor. Der Aufsatz präsentiert die Auswertung von 48 Bodenprofilen und 96 Bodenmonolithen im Hinblick auf die aktuelle vertikale Verteilung von Radiocäsium (^{137}Cs) in den einzelnen Horizonten. Dabei wird gezielt der Frage nach einer möglichen Abhängigkeit von der standortspezifischen Ausprägung der Humusaufgaben nachgegangen.

- III) WINKELBAUER, J.; VÖLKELE, J.; LEOPOLD, M.; BERNT, N. (2011): Methods of surveying the thickness of humous horizons using ground penetrating radar (GPR): an example from the Garmisch-Partenkirchen area of the Northern Alps. - *European Journal of Forest Research* 130 (5): 799-812. (**Publikation III**)

Die Publikation wurde am 23.12.2010 in der Zeitschrift *European Journal of Forest Research* zur Veröffentlichung angenommen und am 22.01.2011 erstmals online bei SpringerLink (OnlineFirst™) veröffentlicht. Die Printversion erschien 2011 in Ausgabe 130 (5). Der Aufsatz befasst sich mit der Frage nach der Anwendbarkeit des Bodensradars/GPR (*ground penetrating radar*) zur Erfassung und Abbildung von Humusauf-lagen in Waldböden. Das Verfahren der Identifikation und metrischen Erfassung humoser Horizonte in Radargrammen wird hier erstmals anhand einer Versuchsan-ordnung mit bistatischem 800 MHz-Antennensystem entwickelt und diskutiert.

Zusammenfassung

Das künstliche Radionuklid ^{137}Cs wurde in der Vergangenheit durch oberirdische Kernwaffentests (1950 - ca. 1965) und insbesondere das Reaktorunglück von Tschernobyl (1986) in erheblichem Maße in die Böden Mitteleuropas eingetragen. Aufgrund seiner vergleichsweise langen Halbwertszeit ($T_{1/2} = 30,17 \text{ a}$) und seiner besonderen biochemischen Eigenschaften führt es auch auf lange Sicht zu einer erheblichen Kontamination der Umwelt. Insbesondere in Waldböden bildet das komplexe Wirkgefüge der Humusaufgaben optimale Voraussetzungen für eine hohe Pflanzenverfügbarkeit und eine langfristige Speicherung von Radiocäsium. Das Problem der Radiocäsiumbelastung in Waldökosystemen ist somit unweigerlich mit der zu Grunde liegenden Humusvariabilität verbunden. Eine entsprechende Berücksichtigung über geeignete Beprobungsansätze wird als wesentliches Qualitätskriterium für einen effektiven Strahlenschutz angesehen. In Bayern besteht diesbezüglich noch deutlicher Handlungsbedarf hinsichtlich der jeweiligen Monitoringflächen und Beprobungsprogramme. Vor diesem Hintergrund wird die aktuelle räumliche wie vertikale Radiocäsiumverteilung in bayerischen Staatswäldern erstmals hoch auflösend anhand eines eigens für diese Zwecke konzipierten Monitoringnetzwerkes dargestellt (Studie 1) und in Abhängigkeit von der räumlichen Variabilität der Humusaufgaben analysiert (Studie 2). Um daraus abgeleitete Erkenntnisse zum Einfluss der Humusvariabilität künftig möglichst schnell vom Punkt in die Fläche transferieren zu können, wird zudem erstmals die Verwendung eines Bodenradars/GPR (*ground penetrating radar*) zur Erfassung und Differenzierung humoser Horizonte in Waldböden getestet (Studie 3). Die Untersuchung von Humusaufgaben in Waldböden stellt einen völlig neuen, innovativen Ansatz auf dem Gebiet der GPR-Anwendungen dar und ermöglicht – anders als herkömmliche Beprobungsmethoden – eine schnelle, zerstörungsfreie Aufnahme des oberflächennahen Untergrunds.

Studie 1 befasst sich zunächst mit der aktuellen ^{137}Cs -Belastung von Waldböden in den unterschiedlichen Landschaftseinheiten und Wuchsgebieten Bayerns (**Publikation I, II**). Dabei wird ein methodischer Vergleich angestellt zwischen horizontbezogenen Profilaufnahmen und Mischbeprobungen nach offiziellen AVV-IMIS Standards (*Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt*). In einem zweiten Schritt (Studie 2) folgt die statistische Analyse auf Zusammenhang zwischen vertikaler ^{137}Cs -Verteilung in den Bodenprofilen und der Auflagenmächtigkeit bzw. -masse (**Publikation II**). Beide Studien basieren dabei auf der Auswahl von 48 Monitoringflächen nach speziellen landschaftsökologischen Gesichtspunkten mit konkretem Bezug zu wichtigen Faktoren der Humusbildung, allen voran nach Standortkundlichen Einheiten, Höhenlage, Hangneigung und Bestandsart (**Publikation I**).

Der Vergleich der Beprobungsmethoden zeigt, dass sich die mittlere Belastung auf den Flächen auch über die horizontbezogene Beprobung in geeigneter Form darstellen lässt, allerdings mit besserer vertikaler Auflösung. Die Gesamtaktivitäten der Bodenprofile (Horizonte L bis min2) schwanken erwartungsgemäß sehr stark (640 - 61.166 Bq m⁻²). Eine vertikale Verlagerung in tiefere Mineralbodenhorizonte lässt sich in keinem der untersuchten Fälle belegen. Allenfalls die humosen min1-Horizonte (Ah) in direktem Kontakt zu den Humusauflagen weisen signifikante Belastungen mit ¹³⁷Cs auf. Hingegen zeigen die Auswertungen, dass bei einer Auflagenmächtigkeit > 7,5 cm bis zum heutigen Tage nach wie vor mindestens 50 % der Aktivität des gesamten Oberbodeninventars (L, Of, Oh, min1) in den Humusauflagen verweilt. Somit werden bisher nur kleinräumig nachgewiesene Zusammenhänge erstmals allgemein gültig für die Gesamtheit bayerischer Waldstandorte belegt und formuliert.

Studie 3 (**Publikation III**) befasst sich mit der Erfassung und Differenzierung humoser Horizonte von Waldböden (L, Of, Oh, Ah) mittels Bodenradar/GPR (*ground penetrating radar*). Auf einer 30 x 30 m großen Untersuchungsfläche werden insgesamt acht Radarlinien über ein bistatisches 800 MHz-Antennensystem mit Abschirmung (Typ RAMAC, MALÅ Geosciences) unter verschiedenen Geschwindigkeitskonfigurationen (0,04 m ns⁻¹; 0,06 m ns⁻¹) aufgenommen und mit einem Profilgraben sowie 18 Bodenmonolithen verglichen. Bei einer Testgeschwindigkeit von 0,045 m ns⁻¹ lassen sich humose von nicht humosen Horizonten abgrenzen und statistisch belastbare Aussagen über die mittlere Mächtigkeit und zu erwartende Mächtigkeitsverteilung von humosen Horizonten innerhalb eines Untersuchungsgebietes formulieren. Die Korrelation von Radar- und zugehörigen Profilgrabenmächtigkeiten entlang einer Testlinie liegt in diesem Fall bei $R_{0,045} = 0,553$ (N = 132), die Abweichung beträgt im Durchschnitt nur $\pm 2,3$ cm. Die Qualität der Daten aus allen acht Radarlinien übertrifft deutlich die Resultate herkömmlicher Untersuchungsmethoden auf Basis von rasterorientierten und zufällig verteilten Probenentnahmen. Ein entscheidender Vorteil ist die hohe Anzahl an einzelnen Datenpunkten (N = 1.727). Für eine genauere Differenzierung der einzelnen Horizonte reicht die anwendungsspezifische Auflösung des Datenmaterials jedoch nicht aus, das heißt die Humusauflagen können nicht vom humosen Mineralboden getrennt werden. Nichtsdestotrotz wird anhand der Versuchsanordnung ein innovativer, universell einsetzbarer Ansatz für die Untersuchung der Humusvariabilität in Waldböden aufgezeigt. Eine Anwendbarkeit auf die Radiocäsiumproblematik unter gewissen Modifikationen ist ebenfalls nicht ausgeschlossen.

Der Wert dieser Arbeiten für aktuelle und künftige Forschungsanwendungen, sowohl in der Radioökologie als auch in anderen landschaftsökologisch basierten Forschungsbereichen,

ist nicht zu unterschätzen. Zwar greifen die einzelnen Bausteine aus Studie 2 und 3 zur flächenhaften Standortcharakterisierung in letzter Konsequenz noch nicht reibungslos ineinander, allerdings kann das Vorhaben auf Grundlage zusätzlicher Forschungsarbeit erfolgreich vorangebracht werden. Das neu installierte Monitoringnetzwerk liefert darüber hinaus ein überaus fundiertes Inventar der aktuellen Belastung der Waldböden in bayerischen Staatswäldern unter unterschiedlichsten landschaftsökologischen Voraussetzungen. Die hier erreichte vertikale Auflösung der Profildaten ist zu diesem Zeitpunkt einmalig in Bayern und birgt umfangreiches Potential für weitere Forschungsvorhaben bezüglich der Mobilität und Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in Waldböden. Obwohl exemplarisch für Bayern ausgearbeitet, sind die hier vorgestellten Ansätze (Monitoringnetzwerk mit landschaftsökologischem Hintergrund; GPR-Analyse humoser Horizonte) universell übertragbar auf Waldökosysteme weltweit und zugleich auf zahlreiche andere Fragestellungen mit Bezug zur Humusvariabilität (z.B. Schadstoffbelastungen etc.) anwendbar.

Summary

As a result of atomic weapon testing in the 1950ies/-60ies and above all the Chernobyl nuclear accident in 1986, Central European soils have experienced severe inputs of the artificial radionuclide ^{137}Cs . Due to its half-life ($T_{1/2} = 30.17 \text{ a}$) and biochemical properties, ^{137}Cs causes substantial long-term contamination of numerous environments and organisms. Particularly forest soils create ideal conditions for a dynamic long-term retention of highly bioavailable radiocesium in organic humus layers based on the complex interaction of poorly decomposable litter, low pH, poor potassium supply, and reduced microbial activity. The problem of radiocesium contamination in forest ecosystems, hence, is inevitably associated with the spatial variability of humus. The proper consideration of the latter is declared as crucial quality factor for effective environmental radiation protection strategies. State of the art monitoring efforts in Bavaria, however, generally lack satisfactory attempts both in terms of specific monitoring sites and sampling strategies. Against this background, the recent radiocesium contamination in Bavarian state forests is for the first time comprehensively analysed by means of a novel monitoring concept (study 1) with special focus on the influence of humus layers on the long-term contamination behaviour of forest soils (study 2). With consideration of a subsequent transfer of the derived results on humus layer influences into large-scale ubiquitous information throughout Bavaria, the applicability of ground penetrating radar devices (GPR) for the investigation of humous horizons in forest soils is for the first time tested hereby (study 3). Its application on forest humus is a completely novel approach in this context and, unlike conventional sampling methods, allows a fast and non-invasive investigation of the shallow subsurface.

Study 1 prepares the comprehensive survey and characterization of recent ^{137}Cs mass and areal activities in forest soils representing the various different geobotanical landscape units in Bavaria (**Publikation I, II**). In this context, a horizon based sampling technique is tested against a composite sampling procedure by means of the official sampling standards of the German instruction directive "AVV-IMIS" for the monitoring of radioactivity in the environment (*Allgemeine Verwaltungsvorschriften zum Integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt*). The second phase (study 2) targets the statistical analysis of a potential correlation between vertical ^{137}Cs distribution in the soils and humus layers as driving cesium retention factor of interest (**Publikation II**). Both studies are based on the selection of 48 representative monitoring sites chosen according to a specific set of ecological parameters relevant for humus decomposition, considering above all different phytogeographical units, altitudes, inclinations and forest stand properties (**Publikation I**). The comparison of both sampling strategies demonstrates that the average

activity level at a site can be described by horizon based sampling with same quality, yet providing a more detailed vertical resolution. The total areal activity inventories (horizons L to min2) vary extensively (640 - 61,166 Bq m⁻²). Substantial vertical translocation to deeper mineral soil horizons is not detected in any of the cases. Significant areal ¹³⁷Cs activities only appear within the uppermost humous mineral min1-horizons (i. e. Ah) in direct contact with the organic humus layers. In contrast, the results demonstrate that up to now humus layers > 7.5 cm consequently contain at least 50 % of the total areal topsoil inventory (L, Of, Oh, min1). By this observation, the influence of humus layers on radiocesium retention is for the first time universally quantified across state forests in all 15 landscape units within Bavaria.

Study 3 evaluates the applicability of the ground penetrating radar (GPR) for investigating the structure and thickness of humous horizons (L, Of, Oh, Ah) in terrestrial forest soils (**Publikation III**). Therefore, a total of eight parallel radar lines within a 30 x 30 m study area is screened by means of a shielded bistatic 800 MHz antenna (type RAMAC, MALÅ Geosciences) and compared to one profile trench and 18 soil monoliths. For interpretation, various signal velocities (0.04 m ns⁻¹; 0.06 m ns⁻¹) are tested. Using a signal velocity of 0.045 m ns⁻¹, humous horizons can be delineated successfully against non-humous horizons resulting in statistically reliable information on the average thickness and depth range of humous horizons. The correlation of radar and trench records states a significant correlation coefficient $R_{0.045} = 0.553$ (N = 132), with results on average only differing by ± 2.3 cm. The quality of information provided by all eight radar lines exceeds that of conventional sampling based on raster or random distribution. The high number of single data records (N = 1,727) is a crucial advantage of the radar survey. Yet, boundaries between the single humous horizons are not further resolvable, i. e. the organic humus layers can not be specifically delineated from the organo-mineral soil. Nonetheless, the study presents an innovative, universal method of investigating the total distribution depth of organic material in both organic and organo-mineral horizons altogether. Besides, certain modifications of the GPR equipment provide an option to further optimize the survey of organic humus layers in detail.

In summary, the presented work is valuable for recent and future scientific investigations in both radioecology and other fields of environmental research. Although the single elements of study 2 and 3 yet do not fully integrate as a conjoint instrument for comprehensive radiocesium investigation in forests, the latter can be met by further research as indicated. Furthermore, the novel monitoring network provides a comprehensive inventory on the recent ¹³⁷Cs distribution in soils of Bavarian state forests across the entire variety of ecological settings. The provided data enables an extraordinary vertical resolution and provides considerable potential for further research on the mobility and bioavailability of radiocesium

in forest soils. Although adapted exemplarily for Bavaria, the presented approaches (monitoring concept with regards to humus control; GPR analysis of humous horizons) can be transferred to forest ecosystems worldwide and to numerous other investigation objectives in the context of humus variability (e.g. soil contaminants).

1. Problemstellung und Lösungsansätze

1.1. Forschungsgegenstand

Forschungsgegenstand dieser Arbeiten bildet das radioaktive Isotop ^{137}Cs und dessen Verweildauer in Waldökosystemen Bayerns. Das künstliche Radionuklid ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,17$ a), das bereits während der Kernwaffentests in den 50er und 60er Jahren, insbesondere jedoch durch den Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahre 1986 in erheblichem Maße in die Böden Mitteleuropas eingetragen wurde, führt aufgrund seiner vergleichsweise langen Halbwertszeit und seiner besonderen biochemischen Eigenschaften auch auf lange Sicht zu einer erheblichen Strahlenbelastung der Umwelt. Das zeigt sich in den nach wie vor hohen Belastungen diverser Pilzarten und Wildtiere. Das kurzlebigere, ausschließlich tschernobylbürtige Cäsiumisotop ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,1$ a) ist spätestens seit dem Jahr 2007 nicht mehr eindeutig nachweisbar und folglich auch nicht kontaminationsrelevant (SPÖRLEIN & WÖLFEL 2011). Allerdings kann somit im Rahmen dieser Studien auch nicht mehr über das bekannte $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ -Depositionsverhältnis 1986 genauer zwischen den einzelnen Herkunftsquellen (Waffentests, Tschernobyl) unterschieden werden (SCHIMMACK & SCHULTZ 2006). Allerdings nimmt das aus Waffentests stammende ^{137}Cs gegenüber den Tschernobyleinträgen nur einen vergleichsweise geringen Anteil in bayerischen Böden ein (ca. Faktor 1:10; vgl. SCHIMMACK & SCHULTZ 2006). Auch hier gehen Studien in Waldböden von einer vergleichsweise geringen Verlagerung in tiefer liegende Mineralbodenhorizonte aus (RAFFERTY et al. 2000). Diese Beobachtung verdeutlicht, dass sich die ^{137}Cs -Belastung der Oberböden und Nahrungskette in Waldökosystemen merklich über mehrere Dekaden hinziehen kann (RAFFERTY et al. 2000). Jüngste Ereignisse in Fukushima/Japan verdeutlichen darüber hinaus eindrucksvoll, dass die Problematik nuklearer Unfälle trotz modernster Standards nach wie vor keineswegs an Aktualität verloren hat und sich jederzeit wiederholen kann. Ein geeignetes Langzeit-Monitoring erscheint daher unabdingbare Voraussetzung für einen effektiven Strahlenschutz.

Zahlreiche Studien weisen auf die hohe Bedeutung von organischer Substanz und Humusaufgaben (nach AD-HOC AG BODEN 2005 bestehend aus den organischen Horizonten L, Of, Oh in wechselnder Zusammensetzung) für die Radiocäsiumretention und -bioverfügbarkeit in Waldböden hin (u. a. DRISSNER et al. 1998; KRUYTS & DELVAUX 2002; KRUYTS et al. 2004; RAFFERTY et al. 2000; SHCHEGLOV et al. 2001; VAN VORIS et al. 1990; VÖLKELE 2002). Entsprechend stehen diese im Fokus der Untersuchungen. Da davon auszugehen ist, dass die vertikale Radiocäsiumverteilung in den Waldböden extremen räumlichen Schwankungen in Abhängigkeit der Humusvariabilität unterliegt (VÖLKELE 2002; VÖLKELE & LEOPOLD 2006), ist die Entwicklung geeigneter methodischer Ansätze für eine flächenhafte Charakterisierung der

bayerischen Staatswälder notwendig. Dazu muss der Steuerungsfaktor Humusaufgabe in seiner Wirkung quantifiziert und letztlich auf möglichst einfache Weise in der Fläche abgebildet werden können. In diesem Zusammenhang kommt dabei auch erstmals das sogenannte *ground penetrating radar* (GPR) als innovative, nicht invasive Methode zur flächenhaften Charakterisierung von humosen Horizonten in Waldböden zum Einsatz.

1.2. Hintergrund

1.2.1. Biochemische Eigenschaften von ^{137}Cs

Bei dem instabilen, radioaktiven Isotop ^{137}Cs handelt es sich um ein künstliches Radionuklid technologischen Ursprungs (Kernspaltung), das als solches nicht natürlich in der Umwelt vorkommt. Der radioaktive Zerfall von ^{137}Cs setzt sowohl kurzwellige Beta- als auch langwellige Gammastrahlung frei (BUNZL 1997). Die vergleichsweise lange Halbwertszeit von 30,17 a verzögert dabei eine rasche Dekontamination der Umwelt. Cäsium selbst ist ein einwertig positives Element der Alkalimetallgruppe und gilt als wichtiges chemisches Analog zu Kalium (WHITE & BROADLEY 2000). Beide weisen entsprechend ein sehr ähnliches Sorptionsverhalten (WHITE & BROADLEY 2000) auf und treten bei der Pflanzenaufnahme in Konkurrenz zueinander (u. a. BILO 1991; SCHALLER et al. 1990; SHAW & BELL 1994). Vor allem in Böden mit erhöhtem Kaliummangel, z.B. in Folge einer fortschreitenden Bodenversauerung, gestaltet sich die Aufnahme von Cäsium durch Pflanzen daher sehr effektiv (KRUYTS et al. 2000; SCHELL & TOBIN 1990; VAN VORIS et al. 1990; VÖLKELE 2003).

Bezüglich der Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Radiocäsium in Böden kann dabei im Allgemeinen eine negative Korrelation zum Tongehalt der Böden und eine positive Korrelation zum Gehalt an organischer Substanz und der damit verbundenen Kationenaustauschkapazität (KAK) festgestellt werden (VAN VORIS et al. 1990). Tonminerale bewirken insbesondere über die spezifische Einlagerung in den randlichen Aufweitungen des Zweischichttonminerals Illit sowie in den Zwischenschichten der Dreischichttonminerale Vermiculit und Smectit eine besonders effektive und langfristige Immobilisierung der Cäsiumkationen in nicht bioverfügbarer Form (ANTONOPOULOS-DOMIS et al. 1995; BILO 1991; COMANS et al. 1991; CREMERS et al. 1988; DE KONING et al. 2007; DELVAUX et al. 2001; HIRD et al. 1996; KRUSE-IRMER & GIANI 2003; MAES et al. 1999; SAWHNEY 1972; SCHALLER et al. 1990). Auf diese Weise wird das Cäsium langfristig der Biosphäre bzw. der Nahrungskette entzogen. Die effektive Bindungs- und somit Retentionskapazität (RIP, *radiocesium interception potential*) ist dabei allerdings nicht nur abhängig von den potentiell verfügbaren Austauschplätzen sondern auch von der Konzentration von konkurrierenden K^+ - und NH_4^+ - Kationen in der Bodenlösung und damit verbundenen Desorptionsprozessen. Niedrige

Kalium- und hohe Ammoniumkonzentrationen wirken grundsätzlich negativ auf das RIP (u. a. DE KONING & COMANS 2004; DE KONING et al. 2007; KONOPLEVA et al. 2009).

Organische Substanz bietet aufgrund der hohen spezifischen Oberfläche im Allgemeinen eine hohe Adsorptionskapazität. Radiocäsium kann dabei grundsätzlich mit allen Humusfraktionen, insbesondere jedoch der Ligninfraktion (ANDOLINA & GUILLITTE 1990), assoziiert sein (BUNZL 1997). Allerdings erfolgt die Bindung von Radiocäsium an den funktionellen Gruppen der Huminstoffe nur in unspezifischer, leicht reversibler Form (CREMERS et al. 1988; KRUSE-IRMER & GIANI 2003; SWEECK et al. 1990). Das auf diese Weise gebundene Radiocäsium ist somit in hohem Maße pflanzenverfügbar (KRUYTS & DELVAUX 2002). Über die Vegetation gelangen die Radionuklide in der Folge entweder in die Nahrungskette oder werden über Streufall wieder in die Humusaufgaben rückgeführt (sog. *Biorecycling*, vgl. KRUYTS & DELVAUX 2002).

1.2.2. Radiocäsium in Waldökosystemen

Humusaufgaben wirken folglich als dynamische Radiocäsiumsenken (SHCHEGLOV et al. 2001). Allein die vertikale Verlagerung in den darunter anschließenden, tonmineralhaltigen Mineralboden beziehungsweise die Entnahme der kontaminierten Biomasse ermöglichen daher einen langfristigen Entzug von Radiocäsium aus der Biosphäre. Anders als auf landwirtschaftlichen Nutzflächen hängt die Tiefenverlagerung in Waldböden überwiegend von natürlichen, zumeist langsam voranschreitenden Verlagerungsprozessen ab. Während Ackerböden in Bayern also heute aufgrund der kontinuierlichen Bearbeitung und gleichmäßigen Durchmischung (Pflügen, Biomassenentzug, Düngung) im Mittel nur noch sehr geringe spezifische Cäsiumaktivitäten von ca. 37 Bq kg^{-1} aufweisen (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2006a), liegt die ^{137}Cs -Kontamination der ungestörten Humusaufgaben in Waldböden auch lange Zeit nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl in vielen Fällen noch immer sehr hoch (KAMMERER et al. 1994; SCHILLING et al. 2005; VÖLKELE 2002; VÖLKELE & LEOPOLD 2006). Exemplarische Studien von VÖLKELE (2002) weisen für diese nicht nur in den extrem stark von der Initialdeposition betroffenen Mittelgebirgen (Hinterer Bayerischer Wald) und im Alpenraum (Mangfall- und Wettersteingebirge) sehr hohe Belastungen zwischen $1.000 - 4.000 \text{ Bq kg}^{-1}$ nach. Selbst in den Gebieten geringerer Initialdeposition (Tertiärhügelland, Fränk. Schichtstufenland) bewegen sich die Werte in den Aufgaben zwischen $500 - 1.000 \text{ Bq kg}^{-1}$ (VÖLKELE 2002). Das komplexe Zusammenspiel schwer zersetzbarer Streu, niedriger pH-Werte, verminderter Aktivität der Bodenorganismen und allgemeinem Kaliummangel sorgt in Waldböden vielfach für die Ausbildung mächtiger Humusaufgaben und bildet somit die optimale landschaftsökologische Voraussetzung für eine effektive Barrierewirkung entgegen einer möglichen Tiefenverlagerung von Radiocäsium in

den Mineralboden (u. a. ANDOLINA & GUILLITTE 1990; KRUYTS & DELVAUX 2002; KRUYTS et al. 2004; RAFFERTY et al. 2000; SHCHEGLOV et al. 2001; THIRY et al. 2000; VÖLKEL 1998; VÖLKEL 2002).

Anhaltend hohe Belastungen einiger Pilzarten und Wildtiere in bayerischen Wäldern zeugen von dieser Problematik (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2006b). Vor allem bei Proben von Maronenröhrling (*Xerocomus badius*) und Wildschwein (*Sus scrofa*) wird der von der Europäischen Union für Radiocäsium bei 600 Bq kg^{-1} Frischmasse veranschlagte Grenzwert für die Verkehrsfähigkeit von Lebensmitteln (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2012a) in vielen Fällen auch heute noch deutlich überschritten (Maximum *Sus scrofa*: $11.900 \text{ Bq kg}^{-1}$ Frischmasse, Landkreis Freyung-Grafenau / Maximum *Xerocomus badius*: 1.050 Bq kg^{-1} Frischmasse, Landkreis Landsberg a. Lech; vgl. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2012b: IMIS-Online-Datendank, Referenzzeitraum 01.01.2010 - 01.01.2012).

Generell erweisen sich die in Waldböden auftretenden Pilzarten dabei als sehr effektive Radiocäsiumspeicher (u. a. MIETELSKI et al. 2010; RÖMMELT et al. 1990; STEINER et al. 2002; STEMMER et al. 2005). Laut BRÜCKMANN & WOLTERS (1994) liegt der in der Mikroflora gespeicherte Anteil an Radiocäsium in den Humusaufgaben von Waldböden im Mittel bei 13 % (maximal bei 56 %), OLSEN et al. (1990) beziffern den durch Pilzmasse gespeicherten Radiocäsiumanteil in den Auflagen sogar auf durchschnittlich 32 %. Die Höchstbelastung der jeweiligen Fruchtkörper folgt dabei – trotz erheblicher intraspezifischer wie standort-spezifischer Schwankungen (GILLET & CROUT 2000) – einem klaren zeitlichen Wandel in Abhängigkeit von der charakteristischen Lage der Pilzmycelien und der vertikalen Verlagerung des Cäsiums innerhalb des Bodenprofils (GUILLITTE et al. 1994; MIETELSKI et al. 2010; RÜHM et al. 1997; RÜHM et al. 1998). Darüber hinaus zeigt sich die Belastung in Nadelwäldern im Allgemeinen höher als in anderen Beständen (RÜHM et al. 1997). Aktive Einlagerungsprozesse, u. a. in Hutfarbstoffe des Maronenröhrlings (AUMANN et al. 1989), gelten ebenfalls als kontaminationsfördernd. Insbesondere symbiotisch vergesellschaftete Arten, die maßgeblich an der Nährstoffaufnahme der Pflanzen beteiligt sind, bewirken eine signifikante Anreicherung von Radiocäsium speziell in den von Pilzmycelien durchwurzelten organischen und organo-mineralischen Horizonten (u. a. GILLET & CROUT 2000; KAMMERER et al. 1994; RÜHM et al. 1998; STEINER et al. 2002). Durch die intensive Durchwurzelung des Bodensolums und den effektiven Nährstoffaustausch zwischen den Symbiosepartnern (STEINER et al. 2002) sind die Transferraten in weitere Waldkompartimente hier besonders hoch. Zudem werden in diesem Kontext spezielle, aufwärts gerichtete Radiocäsiumverlagerungen zusammen mit der Hyphenkolonisierung von frischem Streumaterial diskutiert (RAFFERTY et al. 1997). Der langfristige Senkeneffekt der Humusaufgaben wird dadurch (Biorecycling, aszendenter Transport) noch weiter verstärkt.

Entsprechend zeichnet auch der Belastungsverlauf von Schwarzwild in den letzten 25 Jahren einen auffällig gegenläufigen Trend im Vergleich zu Rotwild und anderen Arten nach. Während die anfänglich aufgrund der oberflächlichen Kontamination der Krautschicht sehr hohe Radiocäsiumbelastung von Rotwild mit den Jahren kontinuierlich zurückging, lässt sich für Schwarzwild seit Ende der 90er Jahre erneut ein deutlicher Anstieg bzw. ein vergleichsweise stabiles Belastungsniveau feststellen (vgl. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2006b: Abb. 24). Dieser Effekt wird darauf zurückgeführt, dass die Bodenwühler ihre Nahrung zum Großteil aus den Humusaufgaben beziehen und somit zum derzeitigen Zeitpunkt nach wie vor stark kontaminiertes Material in Form von organischer Substanz, Pilzmycelien und dem bevorzugt geästen, hoch belasteten Hirschtrüffel (*Elaphomyces granulatus*) aufnehmen (HOHMANN & HUCKSCHLAG 2005; PUTYRSKAYA et al. 2003). Das Belastungsbild von Schwarzwild unterliegt dabei erheblichen saisonalen und räumlichen Schwankungen (AVILA et al. 1999; FIELITZ-VOGEL 1992; HOHMANN & HUCKSCHLAG 2005) je nach Ergiebigkeit der Nahrungsvorkommen und Entfernung von weniger stark kontaminierten Äsungsrevieren wie zum Beispiel landwirtschaftlichen Nutzflächen (FIELITZ-VOGEL 1992; KIEFER et al. 1996).

1.2.3. Langfristiges Radiocäsiummonitoring in Waldböden

In beiden Fällen zeigt sich, dass die langfristige Belastung der genannten Umweltmedien mit radioaktivem ^{137}Cs untrennbar mit dem spezifischen Kontaminationsverhalten der Waldböden in Abhängigkeit der Humusaufgaben und ihrer Rolle als dynamische Radiocäsiumsenken verbunden ist. Entsprechend weisen zahlreiche Veröffentlichungen darauf hin, dass die Berücksichtigung der zu Grunde liegenden landschaftsökologischen Standortvoraussetzungen ein wesentliches Qualitätskriterium für eine umfassende und repräsentative Erfassung der räumlichen ^{137}Cs -Verteilung darstellt (u. a. BOSSEW 2003; DUBOIS et al. 2004; LETTNER et al. 1994). Die Internationale Atomenergie-Organisation (IAEO) teilt diese Auffassung und kritisiert zugleich die bisher nur sehr dürftige Berücksichtigung dieser Sachverhalte (BOSSEW 2003). In Bayern besteht diesbezüglich ebenfalls noch deutlicher Handlungsbedarf. So gibt es bisher für ganz Bayern lediglich acht spezielle Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen in Waldböden (Radionuklid-BDF) mit kontinuierlichen Messreihen in ein- bzw. fünfjährigem Turnus (SCHILLING 1997; SCHILLING et al. 2005; SPÖRLEIN & WÖLFEL 2011) im Zuge der offiziellen Radioaktivitätsüberwachung für das bundesweite Integrierte Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt nach offiziellen AVV-IMIS Standards (*Allgemeine Verwaltungsvorschriften zum Integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt*; vgl. BUNDESMINISTERIUM FÜR JUSTIZ 2006; BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT,

NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1998). Weder die Anzahl noch die auf Süd- bzw. Ostbayern konzentrierte, transektartige Verteilung der Flächen erscheint jedoch in Anbetracht der oben genannten Forderungen geeignet für eine aussagekräftige Repräsentation der insgesamt 2,56 Mio. ha bayerischen Staatswalds. Demgegenüber ist an den insgesamt 56 Wald-Bodendauerbeobachtungsflächen (Wald-BDF) und 22 Waldklimastationen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) eine Bestimmung der Radiozäsiumaktivitäten zwar prinzipiell vorgesehen (SCHUBERT 1998), allerdings nur als ein untergeordnetes Ziel des allgemeinen, breit gefächerten Beprobungsspektrums zur Untersuchung der Stoffdynamik in Waldökosystemen. Für den Zeitraum 1986 - 2002 liegt daher auch nur eine erste initiale Messkampagne auf den 56 Waldstandorten vor (SCHUBERT 2002). Darüber hinaus erfolgt die Probenentnahme im Falle der Radionuklid-BDF nur in unspezifischen Intervallabschnitten (Humusauflagen; Mineralboden 0 - 10 cm / 10 - 20 cm / 20 - 30 cm) in Form von Mischproben aus 20 Einzelsondierungen (SCHILLING 1997; SCHILLING et al. 2005; SPÖRLEIN & WÖLFEL 2011). Auf den genannten Wald-BDF erfolgt zwar für jeweils ein Bodenprofil eine horizontbezogene Beprobung, allerdings ebenfalls ohne weitere Differenzierung der Humusauflagen (SCHUBERT 2002). Eine horizontgenaue Auflösung aller Auflagen- und Mineralbodenhorizonte wurde in diesem Zusammenhang bisher nicht verfolgt. Diese erscheint jedoch als unabdingbare Voraussetzung für eine adäquate Analyse der Radiocäsiummobilität und -bioverfügbarkeit innerhalb von Waldökosystemen (KONOPLEVA et al. 2009). Da eine mögliche Umstellung auf horizontbezogene Erhebungen einen Vergleich mit den bisher erhobenen Datensätzen auf diesen Flächen ohnehin schwierig macht und die Untersuchung der vertikalen Radiocäsiumverteilung in den Böden darüber hinaus sehr empfindlich gegenüber Störungen durch andere Beprobungseingriffe (z.B. Profilturbationen durch Sondierungen) ist, empfiehlt sich daher generell die Einrichtung eines neuen Netzwerks.

Vor diesem Hintergrund wurde im Jahre 2006 im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit (BayStMUG) das Projekt „Monitoring zur Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden“ initiiert. Das Projekt zielt darauf ab, ein eigenständiges Langzeit-Monitoringnetzwerk einzurichten und darauf aufbauend einen wesentlichen Beitrag zu einer verbesserten Überwachung der Umweltradioaktivität in Bayern zu leisten. Im Rahmen des Projektes werden dazu 48 repräsentative Untersuchungsflächen für die unterschiedlichen Waldökosystemtypen in Bayern anhand eines GIS-basierten Ansatzes nach landschaftsökologischen und im Zusammenhang mit der Radioaktivitätsüberwachung relevanten organisatorischen Kriterien ausgewählt und einer umfangreichen Erstbeprobung unterzogen. Die eingerichteten Flächen dienen zum einen der Beprobung im Falle eines erneuten Schadereignisses. Darüber hinaus bietet sich in diesem Zusammen-

hang die einmalige Gelegenheit, die aktuelle Radiocäsiumbelastung in bayerischen Staatswäldern grundlegend zu erfassen und auf ihre langfristige Entwicklung hin zu analysieren, um im Falle eines erneuten Reaktorunglücks jene Waldbestände mit erhöhtem Langzeitrisiko zielgenau erfassen zu können.

1.3. Zielsetzung, Fragestellungen und Hypothesen

Das neu konzipierte Monitoringnetzwerk bietet die einmalige Gelegenheit, die aktuelle Radiocäsiumbelastung in bayerischen Waldböden erstmals grundlegend zu erfassen und auf ihre langfristige, standortspezifische Entwicklung hin zu analysieren. Eine derartige Detailstudie für ganz Bayern ist zu diesem Zeitpunkt einzigartig. Um bayernweit jene Waldbestände mit erhöhtem Langzeitrisiko zielgenau erfassen zu können, reicht allerdings eine punktuell begrenzte Beschreibung der langfristigen Radiocäsiumbelastung allein nicht aus. Auf der Basis bisheriger Studien und Erkenntnisse (siehe Kapitel 1.2.) werden die Humusaufgaben als wichtige Steuergröße der Radiocäsiumretention im Stoffkreislauf identifiziert. Ausgehend von einer maßgeblichen Beeinflussung durch die Humusaufgaben (u. a. KRUYTS & DELVAUX 2002; SHCHEGLOV et al. 2001; STREBL et al. 1999; ZHIYANSKI et al. 2008), ist demnach eine möglichst flächenhafte Charakterisierung der bayerischen Staatswälder erforderlich, da infolge der allgemein stark ausgeprägten räumlichen Variabilität der Humusaufgaben in Waldböden (siehe Kapitel 1.3.3.) mit ebenso extremen räumlichen Schwankungen der Radiocäsiumkontamination zu rechnen ist (VÖLKEL 2002; VÖLKEL & LEOPOLD 2006).

Übergeordnetes Ziel des Promotionsvorhabens neben der Darstellung der aktuellen Belastung ist daher eine flächenhafte Übertragbarkeit der durch das Netzwerk bereitgestellten Informationen zur langfristigen Waldbodenkontamination in Bayern. Dabei geht es weniger um eine einfache, unsystematische Interpolation über ganz Bayern als vielmehr um die Entwicklung geeigneter methodischer Ansätze, die eine möglichst flächendeckende und dennoch einfache Informationsgewinnung unterstützen. Für einen Informationstransfer vom Punkt in die Fläche müssen die zu Grunde liegenden Einflussgrößen zunächst quantifiziert und in der Folge in entsprechender Weise in der Fläche dargestellt werden können. Die einzelnen Arbeitsschritte werden in Abbildung 1 schematisiert (S. 8).

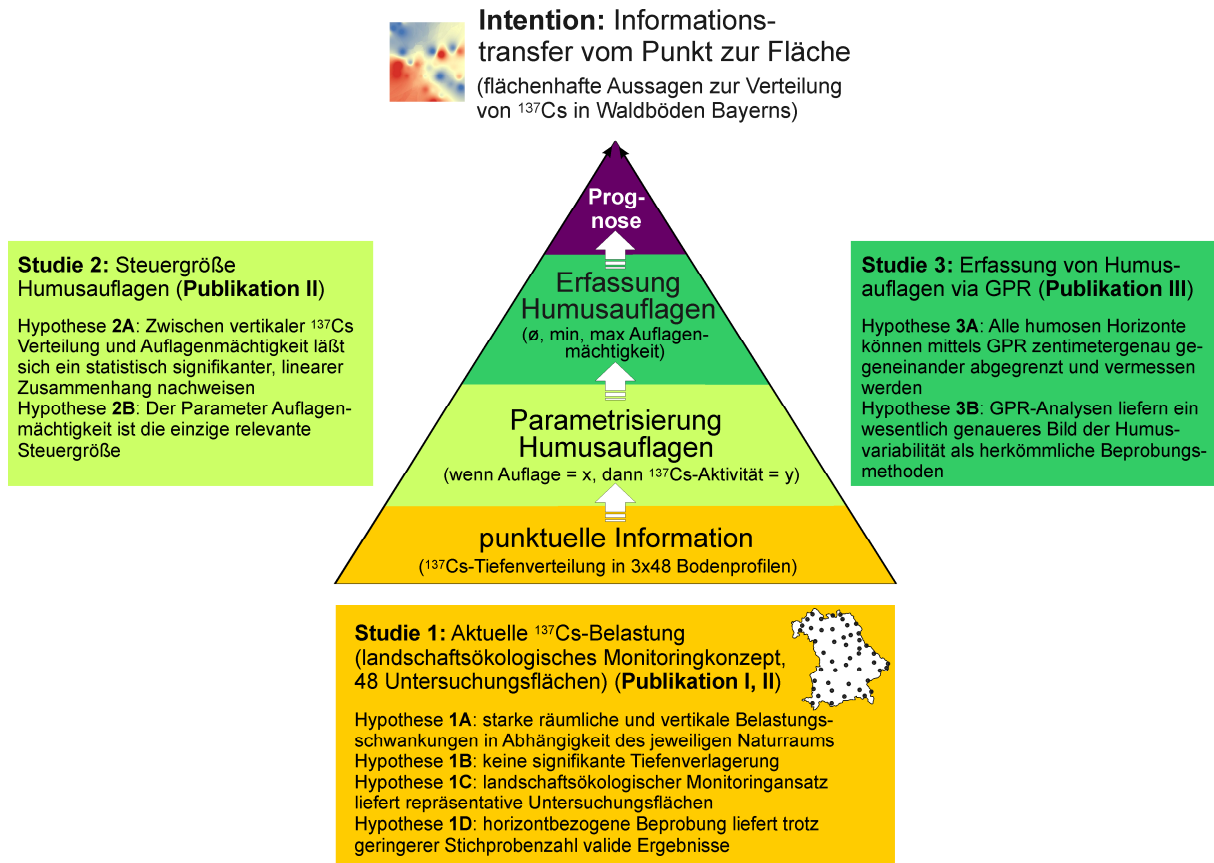


Abb. 1: Intention und Aufbau der Arbeiten

Eine Flächenauswahl nach landschaftsökologischen Gesichtspunkten stellt hierzu die grundlegende Voraussetzung für eine repräsentative Erfassung charakteristischer Verteilungsmuster in den verschiedenen Landschaftseinheiten Bayerns. Auf Basis der so ermittelten aktuellen ^{137}Cs -Belastung (Studie 1: **Publikation I, II**) soll somit im Hinblick auf eine flächendeckende Verallgemeinerung zunächst der Einfluss der Humusauflagen anhand geeigneter statistischer Verfahren überprüft und allgemein gültig quantifiziert werden (Studie 2: **Publikation II**). Parallel dazu ergibt sich die Frage nach einer geeigneten Methode zur detaillierten, möglichst nicht invasiven Differenzierung und Mächtigkeitserfassung der Auflagenhorizonte, um in einem nächsten Schritt die Ergebnisse aus den vorangegangenen Untersuchungen schnell und zuverlässig vom Punkt in die Fläche zu transferieren. Aufgrund der äußerst positiven Erfahrungen der Arbeitsgruppe mit dem Instrument des Bodenradars bzw. GPR (*ground penetrating radar*) zu Zwecken der Abbildung des oberflächennahen Untergrunds soll daher dessen Anwendbarkeit als neue, innovative Methode zur Erfassung humoser Horizonte in Waldböden getestet werden (Studie 3: **Publikation III**).

Im Vorfeld der Untersuchungen stellen sich somit zusammenfassend folgende Fragen:

- Wie stellt sich die aktuelle räumliche und vertikale Verteilung von ^{137}Cs in den Waldböden Bayerns dar?
- Welches Beprobungsverfahren eignet sich in diesem Zusammenhang für eine repräsentative und aussagekräftige Erhebung der räumlichen und vertikalen Verteilung von ^{137}Cs ? Welche Untersuchungsflächen eignen sich für eine exemplarische Beprobung bzw. ein langfristiges Monitoring, was muss bei der Flächenauswahl berücksichtigt werden? Welche Beprobungsmethode ist sinnvoll?
- Gibt es einen statistisch nachweisbaren, signifikanten Zusammenhang zwischen Radiocäsiumretention und Humusaufgaben und wenn ja, wie lässt er sich quantifizieren?
- Wie lassen sich Auflagenhorizonte schnellstmöglich flächendeckend erfassen, differenzieren und in ihrer Mächtigkeit abbilden?

Genauere Erläuterungen zu den einzelnen Fragestellungen finden sich in den folgenden Kapiteln 1.3.1. - 1.3.3. oder als Übersicht in Tabelle 1 (S. 16).

1.3.1. Repräsentative Erfassung der aktuellen Verteilung von ^{137}Cs in Waldböden Bayerns (Studie 1)

Einen ersten Schritt bildet zunächst die umfassende Ermittlung der aktuellen ^{137}Cs -Aktivitäten auf den dafür vorgesehenen Untersuchungsflächen hinsichtlich charakteristischer räumlicher wie vertikaler Schwankungen (siehe Tabelle 1). Dieser Schritt ist insbesondere deshalb notwendig, um das jeweilige Belastungspotential in seinen Grundzügen einschätzen und darstellen zu können (durchschnittliche Belastung; Tiefenverteilung; Spannweite der Maximal- und Minimalbelastung; Standardabweichung; Varianz etc). Somit wird ein erster Überblick über die Belastungssituation in den einzelnen Landschaftseinheiten gegeben. Aufgrund bisheriger Erkenntnisse zur Rolle der Humusaufgaben (siehe Kapitel 1.2.) wird erwartet, dass die Radiocäsiumbelastung in den Waldböden starken räumlichen Schwankungen in Abhängigkeit des jeweiligen Naturraums (als allgemeiner Indikator für charakteristische Standortfaktoren der Humuszersetzung) unterliegt (Hypothese 1A) und generell aufgrund der Senkenwirkung der Auflagen in Waldböden keine signifikante Verlagerung in tiefere Mineralbodenbereiche festzustellen ist (Hypothese 1B).

Unabdingbare Voraussetzung für repräsentative Ergebnisse ist eine entsprechende Flächenauswahl. Der eigens entwickelte landschaftsökologische Monitoringansatz mit explizitem Bezug zu zentralen landschaftsökologischen Standortfaktoren der Humuszersetzung und Auflagenbildung (Standortkundliche Einheit, Höhenlage, Bestandsart,

Inklination) bildet hierzu eine wichtige Grundlage, um die Spannweite der Humus- und somit auch Radiocäsiumvariabilität in den einzelnen Naturräumen umfassend abbilden zu können (Hypothese 1C). Vorarbeiten hierzu wurden bereits im Rahmen der Diplomarbeit (WINKELBAUER 2008) geleistet. Das endgültige Monitoringnetzwerk wird ausführlich in **Publikation I** dargelegt und diskutiert.

In Zusammenhang mit Studie 1 stellt sich des Weiteren auch die Frage nach einer geeigneten Beprobungsmethode. VÖLKELE & LEOPOLD (2006) schlagen für derartige Monitoringzwecke eine detaillierte, horizontbezogene Aufnahme der Böden vor. Auch KONOPLEVA et al. (2009) bestätigen die Notwendigkeit einer horizontbezogenen Beprobung, um Fragen der vertikalen Verteilung und Bioverfügbarkeit von Radiocäsium hinreichend beschreiben zu können. Im Allgemeinen ermöglicht die horizontbezogene Beprobung im Vergleich zum bisherigen Beprobungsverfahren auf den Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen des LfU nach offiziellen AVV-IMIS Standards (siehe Kapitel 1.2.3.) eine bessere vertikale Auflösung sowie eine kompaktionsfreie Beprobung der Horizonte (siehe Kapitel 2.2.). Um die neue Herangehensweise der horizontbezogenen Beprobung hinsichtlich ihrer Aussagekraft und Validität überprüfen und bewerten zu können, wird ein Vergleich mit einer Mischbeprobung in Anlehnung an das herkömmliche Verfahren angestrebt. Die Hypothese lautet dementsprechend, dass die horizontbezogene Beprobung trotz geringerer Stichprobenzahl vergleichbare und ebenso valide Ergebnisse zur charakteristischen räumlichen wie vertikalen Radiocäsiumverteilung auf den Untersuchungsflächen liefert wie eine Mischbeprobung (Hypothese 1D).

1.3.2. Untersuchung des Einflusses der Humusaufgaben auf die vertikale Verteilung von ^{137}Cs in Waldböden (Studie 2)

Einen wesentlichen Schritt der Datenauswertung und -interpretation bildet im Folgenden die statistische Analyse des Zusammenhangs zwischen der auf den Flächen ermittelten Tiefenverteilung der ^{137}Cs -Aktivitäten und den Humusaufgaben als mögliche steuernde Einflussgröße (siehe Tabelle 1). Humusaufgaben können dabei generell sowohl quantitativ in ihrer räumlichen Ausdehnung (Mächtigkeit, Masse, Volumen) als auch qualitativ in ihren chemischen Eigenschaften (pH-Milieu, C/N-Verhältnis, KAK_{eff} etc.) betrachtet werden. Die unterschiedlichen Humuseigenschaften greifen dabei vielfach ineinander (DRISSNER et al. 1998) und sind Teil eines komplexen landschaftsökologischen Faktorengefüges (BERG & MC CLAUGHERTY 2008; SWIFT et al. 1979; WELTE 1949).

Die räumliche Variabilität der Humusaufgaben in ihrer Zusammensetzung und Mächtigkeit kann dementsprechend starken Schwankungen auf kleinster Fläche unterliegen (siehe Kapitel 1.3.3.). Naturräumliche bzw. standortkundliche Gliederungen geben hier nur erste

Annäherungen, die es weiter zu differenzieren gilt. Komplexe Prozessmodelle, wie u. a. das Modell FORESTLAND (SHAW et al. 2005), können zwar im Einzelfall durchaus zuverlässige Abschätzungen des Radiocäsiuminventars und -transfers innerhalb eines Bodenprofils liefern, sind allerdings im Falle des hier dargestellten Vorhabens aufgrund der Vielzahl der Inputparameter nicht zielführend. Die Eingangsparameter für eine schnelle, flächenhafte Standortcharakterisierung sollten im Sinne der Zielsetzung letzten Endes entsprechend einfach gehalten werden. Untersucht wird in diesem Zusammenhang daher bewusst nur die Korrelation mit der absoluten Auflagenmächtigkeit (in cm) und der daraus abgeleiteten flächenbezogenen Auflagenmasse (in kg m^{-2}) als zweite, dichteabhängige Bezugsgröße (siehe Erläuterungen Kapitel 2.3.). In der Auflagenmächtigkeit finden letztlich sowohl die unterschiedlichen Zersetzungsbedingungen und -geschwindigkeiten als auch die daraus resultierenden qualitativen Humuseigenschaften (pH-Milieu, C/N-Verhältnis, KAK_{eff} etc.) ihren Ausdruck.

Darauf basierend wird die Hypothese formuliert, dass sich auf Basis einer linearen Regressionsanalyse ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Auflagenmächtigkeit und -masse und vertikaler Radiocäsiumverteilung in Waldböden allgemein gültig für Bayern nachweisen und quantifizieren lässt (Hypothese 2A). Diese Annahme soll anhand unseres Datensatzes überprüft werden. Die Ergebnisse sollen Aussagen ermöglichen über allgemein gültige Steuermechanismen der Radiocäsiumretention und sind somit die Grundvoraussetzung für die flächenhafte Abschätzung und Prognose der aktuellen sowie künftigen Radiocäsiumverteilung in ganz Bayern. Dies setzt voraus, dass die Auflagenmächtigkeit die einzige statistisch relevante Steuerungsgröße darstellt bzw. gegenüber anderen Steuerfaktoren ausreichend Gewicht besitzt (Hypothese 2B). Auf Basis der Ergebnisse aus der Regressionsanalyse soll letztlich zu einem späteren Zeitpunkt, sofern möglich, ein universelles Prognosemodell entwickelt werden. Dieser Analyseschritt nimmt daher eine zentrale Stellung im Rahmen des Promotionsvorhabens ein. Insbesondere vor dem Hintergrund eines prognostizierten Klimawandels und der damit unweigerlich verbundenen veränderten Rahmenbedingungen für die Humusbildung kommt der detaillierten Untersuchung dieser Systemzusammenhänge im Sinne eines langfristigen Strahlenschutzes (Bewertung der weiteren Entwicklung) auch künftig besondere Bedeutung und Brisanz zu (vgl. CONANT et al. 2008; DOWDALL et al. 2008; KIRSCHBAUM 2006; VON LÜTZOW & KÖGEL-KNABNER 2009).

1.3.3. Anwendbarkeit des GPR (*ground penetrating radar*) zur Erfassung und Darstellung humoser Horizonte in Waldböden (Studie 3)

Ausgehend von einem signifikanten Einfluss der Auflagenmächtigkeit auf die langfristige Radiocäsiumkontamination (gemäß Kapitel 1.3.2.) ergibt sich unweigerlich die Frage nach einer geeigneten Methode zur möglichst schnellen, detaillierten Erfassung und Darstellung der Humusauflagen (siehe Tabelle 1), um in einem nächsten Schritt die Ergebnisse aus den vorangegangenen Untersuchungen effektiv und zuverlässig vom Punkt in die Fläche transferieren zu können. Diese Fragestellung ist jedoch nicht ausschließlich verbunden mit dem Problem der Radiocäsiumbelastung in bayerischen Waldökosystemen.

Humus nimmt als physikochemische Reaktionsinstanz im Kontaktbereich zwischen Pedo- und Biosphäre eine zentrale Position im Stoff- und Wasserkreislauf einer Landschaft ein. So steht es außer Frage, dass die räumliche Variabilität der Humusauflagen in ihrer Zusammensetzung und Mächtigkeit (Humusvariabilität) für nahezu alle landschaftsökologischen Forschungsfelder von enorm hoher Bedeutung ist. Die Bedeutung kleinräumiger Schwankungen für die jeweiligen forstlichen Standorteigenschaften ist insbesondere für Mittel- und Hochgebirgsregionen (BEDNORZ et al. 2000; BOCHTER 1984; GULDER & KÖLBEL 1993; JOHNSON et al. 2009; LISKI 1995; LISKI 1997a/b; LISKI et al. 2006; MARTIN & TIMMER 2006; WÄLDER et al. 2008) aber auch für submontane Bereiche (BENS et al. 2006) hinlänglich bekannt und untersucht. Generell stellt sich bei derartigen Untersuchungen das Problem, dass die erforderliche Stichprobenzahl für statistisch belastbare Aussagen gleichermaßen mit zunehmender Humusvariabilität steigt (vgl. BEDNORZ et al. 2000; WALTHERT et al. 2002). Herkömmliche Methoden zur Erfassung der Humusvariabilität in einer Untersuchungseinheit sind jedoch zumeist zeitintensiv und beeinträchtigen die Bodenoberfläche oftmals in erheblichem Maße. Deshalb wäre es von entscheidendem Vorteil, die Mächtigkeiten humoser Horizonte in Waldökosystemen anhand einer Methode erfassen zu können, die möglichst nicht invasiv ist und zugleich mit vergleichsweise geringem Zeitaufwand die Produktion einer hohen Anzahl an Datenpunkten ermöglicht.

Vor diesem Hintergrund erwuchs im Zusammenhang mit den Untersuchungen zur Standortvariabilität von Radiocäsium die Idee, erstmalig die Anwendbarkeit des GPR (*ground penetrating radar*) für die Erfassung und Darstellung der Auflagenmächtigkeit zu erproben und mit herkömmlichen Methoden zu vergleichen. Das GPR, auch Bodenradar, stellt mittlerweile in vielen Geowissenschaften eine gängige Methode zur Untersuchung des oberflächennahen Untergrunds dar. Die Arbeitsweise des GPR basiert auf der Reflexion elektromagnetischer Wellen entlang von Medien mit unterschiedlichen Dielektrizitätskonstanten. Eindringtiefe und vertikale Auflösung variieren dabei je nach Antennensystem/-frequenz, Impulsgeschwindigkeit, Untergrundbeschaffenheit und Fragestellung von einigen Zenti-

metern bis hin zu mehreren Metern. Der Einsatz hoch auflösender Systeme ermöglicht zunehmend auch eine Anwendung des Bodenradars in der Bodenkunde. So existieren bereits zahlreiche erfolgreiche Untersuchungen von Moorkörpern unter semi-/subhydrischen Bedingungen (u. a. HÄNNINEN 1992; HOLDEN et al. 2002; LEOPOLD & VÖLKELE 2003; LOWRY et al. 2009; ROSA et al. 2009; WARNER et al. 1990). Die Anwendung des Bodenradars zur Untersuchung von Humusformen und ihrer Mächtigkeiten in Waldböden stellt hingegen einen völlig neuen Ansatz auf dem Gebiet der GPR-Anwendungen dar. Angesichts der hohen Bedeutung von Humus im Allgemeinen und des nach wie vor hohen Forschungsbedarfs in diesem Bereich beschränkt sich die Studie dabei nicht nur ausschließlich auf die rein organischen Humusaufgaben sondern umfasst alle humosen Horizonte inklusive des organo-mineralischen Oberbodens (Ah-Horizonte). Vor diesem Hintergrund wurden letztlich folgende Hypothesen formuliert und verfolgt:

- 3A: Das GPR stellt eine geeignete Methode dar, um die Mächtigkeiten sowie den horizontalen Verlauf der unterschiedlichen humosen Horizonte in terrestrischen Waldböden (L-, Oh-, Of-, Ah-Horizont nach AD-HOC AG BODEN 2005) präzise zu erfassen. Aufgrund der allgemein sehr hohen vertikalen Auflösungskapazität der zur Verfügung stehenden Instrumente wird angenommen, dass alle Horizonte mit Zentimetergenauigkeit abgegrenzt und vermessen werden können.
- 3B: Aufgrund der immens großen Anzahl an verfügbaren Einzelmessungen liefern GPR-Anwendungen im Vergleich zu herkömmlichen Beprobungsmethoden (rasterorientierte oder zufällig verteilte Beprobung anhand von Bohrstock oder Bodenmonolithen) zudem ein wesentlich detaillierteres und genaueres Bild der Humusvariabilität einer Untersuchungsfläche.

Ein Gelingen der Untersuchungen könnte somit auch über das eigene Forschungsfeld hinaus einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der flächenhaften Erfassung der Humusvariabilität als zentralen Parameter jedweder ökologisch basierten Fragestellung leisten.

1.4. Untersuchungsaufbau und -methodik

1.4.1. Untersuchungsaufbau zu Studie 1 und 2

Die beiden zentralen Studien zur Radiocäsiumverteilung in bayerischen Waldböden (Studie 1, 2) gehen beide aus dem neu konzipierten Monitoringnetzwerk (siehe Kapitel 1.2.3.) hervor und basieren entsprechend auf derselben Versuchsanordnung. Stellvertretend für die Gesamtheit der bayerischen Waldbestände werden hierzu 48 Monitoringflächen innerhalb des Staatsgebietes ausgewiesen. Die Lage der Monitoringflächen wird dabei anhand eines eigens dafür entwickelten Auswahlprozesses, basierend auf landschaftsökologischen Auswahlkriterien mit explizitem Bezug zu wichtigen Steuerungsfaktoren der Humusbildung (Höhenlage, Hangneigung, Bestandsart), festgelegt (**Publikation I**). Durch diese Vorgehensweise wird gewährleistet, dass die Untersuchungsgebiete die unterschiedlichen Landschaftstypen innerhalb Bayerns in repräsentativer Weise wiedergeben. Eine Kurzcharakterisierung der Monitoringflächen findet sich unter anderem in **Publikation I** (Abb. 8a) und **Publikation II** (Tab. 1). Jede Monitoringfläche beinhaltet neben einer Versuchsfläche für die Erstaufnahme (je nach Relief/Höhenlage 30 x 30 m bzw. 50 x 50 m) zusätzlich eine so genannte Nullfläche gleicher Größe, die nur der Beprobung im Ereignisfall dient und somit bis auf weiteres unbeprobt bleibt. Zur Festlegung der Grundfläche siehe auch **Publikation II**. Die Eckpunkte aller Versuchs- und Nullflächen sind per GPS eingemessen und dauerhaft mittels verzinkter Metallstäbe im Boden markiert (**Publikation II**: Abb. 2).

Im Zuge der Untersuchungen kommen auf den beschriebenen Versuchsflächen zwei unterschiedliche Beprobungsmethoden zur Anwendung (siehe Kapitel 1.3.1.). Dazu werden exemplarisch auf allen Untersuchungsflächen je zwei Bodenmonolithen (ca. 30 cm tief) sowie ein Bodenprofil (ca. 1 m tief) ausgehoben und horizontbezogen beprobt. Mächtigere Horizonte werden im 10 cm-Intervall beprobt. Die Mischbeprobung in Anlehnung an das AVV-IMIS Standardverfahren auf den Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen (vgl. BUNDESMINISTERIUM FÜR JUSTIZ 2006; BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1998; SCHILLING 1997; SCHILLING et al. 2005; SPÖRLEIN & WÖLFEL 2011) erfolgt mittels 30 gleichmäßig verteilten Einzelsondierungen (ca. 30 cm tief), wobei lediglich zwischen Humusaufgaben und Mineralboden unterschieden wird. Die Horizontansprache folgt der AD-HOC AG BODEN (2005). Gelände- und Profilaufnahmen richten sich zudem nach dem GRABEN-Standardaufnahmebogen (*Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze*) des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (gemäß BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT 2002, 2004). Die Laboranalytik setzt sich zusammen aus der Bestimmung der spezifischen ^{137}Cs -Aktivität (Bq kg^{-1}) sowie einer Reihe bodenchemischer Parameter. Deren Auswahl richtet sich nach ihrer Relevanz hinsichtlich

der Radiocäsiummobilität und -pflanzenverfügbarkeit innerhalb des Bodens. Nicht alle Parameter wurden im Rahmen der hier vorgestellten Studien ausgewertet, die zugehörigen Datensätze stehen aber für weitere Untersuchungen jederzeit zur Verfügung. Das vollständige Analyseprogramm sowie die zugehörigen Methoden sind ausführlich bei VÖLKELE et al. (2009) hinterlegt, eine detaillierte Beschreibung der verwendeten Geräte und Standards im Zuge der gammaspektrometrischen Auswertung sowie der Berechnung der Flächenaktivitäten (Bq m^{-2}) findet sich in **Publikation II**.

1.4.2. Untersuchungsaufbau zu Studie 3

Die weiterführende Studie zur Erfassung und Darstellung humoser Horizonte mittels GPR bildet eine eigenständige Detailstudie. Im Vorfeld wurden mehrere Standorte in unterschiedlichen Landschaftseinheiten Bayerns mittels Bodenradar aufgenommen. Die Arbeiten der vorgestellten Studie erfolgen exemplarisch auf einer 30 x 30 m großen Untersuchungsfläche auf 1.260 m ü. NN im Bereich der Nördlichen Kalkalpen südlich von Garmisch-Partenkirchen. Entsprechend der Substrat- und Bodenvielfalt ist das Gebiet gekennzeichnet durch eine sehr hohe Humusvariabilität. Insgesamt werden acht parallel angeordnete Radarlinien (à 30 m) angelegt. Eine der Radarlinien (Testlinie) wird später als Profilgraben aufgeschlossen und im 10 cm-Intervall feldbodenkundlich aufgenommen. Anhand dieser Daten ist eine Bewertung der räumlichen Verteilung und Variabilität der Horizontmächtigkeiten auf der Untersuchungsfläche möglich. Zeitgleich dienen sie der Kalibrierung bzw. Validierung der per GPR gewonnenen metrischen Daten. Zusätzlich zu Profilgraben und Radarlinien werden 18 Bodenmonolithen in einer Größe von ca. 30 x 30 cm entnommen (je neun zufällig bzw. rasterförmig verteilt). Sie repräsentieren herkömmliche Beprobungsmethoden und dienen der vergleichenden Bewertung der Radarergebnisse. Die Horizontansprache folgt der AD-HOC AG BODEN (2005).

Die Aufnahmen erfolgen mittels bistatischen Antennensystems mit Abschirmung (Typ RAMAC, MALÅ Geosciences) auf einer Frequenz von 800 MHz und einem Antennenabstand von 14 cm. Da das Standardverfahren zur Ermittlung metrischer Daten (CMP, *common midpoint analysis*) im speziellen Fall unserer Versuchsanordnung aus diversen Gründen nicht anwendbar ist (**Publikation III**), wird alternativ auf einen eigenen Ansatz zurückgegriffen. Dazu werden verschiedene Geschwindigkeiten ($0,04 \text{ m ns}^{-1}$; $0,06 \text{ m ns}^{-1}$) für die Analyse getestet und die daraus ermittelten Tiefenangaben mit den Ergebnissen aus dem Profilgraben verglichen. Die Testwerte stellen jeweils Annäherungen an typische zu erwartende Geschwindigkeiten in den organischen Auflagenhorizonten bzw. in mineralischen Horizonten dar, wie sie aus der Literatur bzw. aus bisherigen Geländearbeiten bekannt sind

(LEOPOLD & VÖLKELE 2003; ZIEKUR 2000). Die potentiellen Eindringtiefen (0,6 - 0,9 m) sind dabei völlig ausreichend für die vorliegende Fragestellung.

	Studie 1: Aktuelle ¹³⁷Cs-Belastung	Studie 2: Steuergröße Humusauflagen	Studie 3: Erfassung von Humusauflagen via GPR
Fragestellungen	<ul style="list-style-type: none"> Wie sieht die aktuelle Belastung nach mehr als 20 Jahren aus? Welches Beprobungsverfahren eignet sich für eine repräsentative und aussagekräftige Erhebung der räumlichen und vertikalen Verteilung von ¹³⁷Cs? 	<ul style="list-style-type: none"> Gibt es einen allgemein gültigen, statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen vertikaler ¹³⁷Cs-Verteilung und Humusauflagen Wie lässt sich dieser quantifizieren? 	<ul style="list-style-type: none"> Wie lassen sich Auflagenhorizonte schnellstmöglich flächendeckend differenzieren und in ihrer Mächtigkeit abbilden?
Hypothesen	<p>1A: Die aktuelle ¹³⁷Cs-Belastung unterliegt starken räumlichen und vertikalen Schwankungen in Abhängigkeit des jeweiligen Naturraums</p> <p>1B: Es findet keine signifikante Tiefenverlagerung statt</p> <p>1C: Der landschaftsökologische Monitoringansatz liefert repräsentative Untersuchungsflächen</p> <p>1D: Die horizontbezogene Beprobung liefert trotz geringerer Stichprobenzahl valide Ergebnisse</p>	<p>2A: Zwischen vertikaler ¹³⁷Cs-Verteilung und Auflagenmächtigkeit lässt sich ein statistisch signifikanter, linearer Zusammenhang nachweisen</p> <p>2B: Der Parameter Auflagenmächtigkeit ist die einzige statistisch relevante Steuergröße</p>	<p>3A: Alle humosen Horizonte können mittels GPR zentimetergenau gegeneinander abgegrenzt und vermessen werden</p> <p>3B: GPR-Analysen liefern im Vergleich zu herkömmlichen Beprobungsmethoden ein wesentlich genaueres Bild der Humusvariabilität einer Untersuchungsfläche</p>
Publikationen	<p>Publikation I: landschaftsökologischer Monitoringansatz, Ergebnisse der IMIS-Mischbeprobung</p> <p>Publikation II: Ergebnisse der horizontbezogenen Beprobung</p>	<p>Publikation II: Test auf linearen Zusammenhang zwischen Auflagenmächtigkeit/-masse und Radiozäsiuminventar mittels Regressionsanalyse</p>	<p>Publikation III: Erfassung und Darstellung humoser Horizonte mittels GPR-Anwendung</p>
Methodik	siehe Kapitel 1.4.1.		siehe Kapitel 1.4.2.

Tab. 1: Übersicht über die Fragestellungen und Hypothesen der einzelnen Studien sowie die zugehörigen Methoden und Publikationen

2. Diskussion der Ergebnisse

2.1. Räumliche und vertikale Verteilung von ^{137}Cs in den untersuchten Waldböden

Die Ergebnisse der gammaspektrometrischen Auswertungen auf den untersuchten Flächen werden in **Publikation I** (spezifische ^{137}Cs -Aktivitäten in Bq kg^{-1} aus IMIS-Beprobung) und **Publikation II** (spezifische ^{137}Cs -Aktivitäten in Bq kg^{-1} sowie Flächenaktivitäten in Bq m^{-2} aus horizontbezogener Beprobung) analytisch aufbereitet. Die Auswertung der horizontbezogenen Daten in Publikation II konzentriert sich auf die Auflagenhorizonte und die obersten beiden Mineralbodenproben. Die Auflagenhorizonte werden dabei entsprechend AD-HOC AG BODEN (2005) als L-, Of- bzw. Oh-Horizont ausgewiesen, die Bezeichnung der Mineralbodenhorizonte erfolgt in absteigender Reihenfolge als min1- bzw. min2-Horizont. Bei den min1-Horizonten handelt es sich in der Regel um humushaltige A-Horizonte, als min2-Horizonte folgen je nach Bodentyp weitestgehend humusfreie Unterboden- bzw. Untergrundhorizonte. Tieferliegende Mineralbodenbereiche werden aufgrund der deutlich geringeren Aktivitätskonzentrationen hier nicht berücksichtigt. Der Arbeitsbericht von VÖLKELE et al. (2009) enthält zudem eine umfassende Dokumentation der Standardbodenanalysen (pH-Wert, C/N-Verhältnis, KAK_{eff} , Carbonatgehalt, Korngrößenanalyse). Diese sind jedoch nicht Teil der hier vorgestellten Fragestellungen bzw. Ergebnisse.

Unabhängig von der dargestellten Bezugsgröße (Bq kg^{-1} , Bq m^{-2}) und Beprobungsmethode weisen die Ergebnisse dabei auf extreme räumliche Schwankungen und ein allgemeines S/SO-NW Gefälle der Cäsiumkonzentrationen innerhalb Bayerns hin (**Publikation I, II**). Die höchsten spezifischen Aktivitäten in den einzelnen Horizonten ($1.000 - 2.000 \text{ Bq kg}^{-1}$) treten generell entlang der Alpen und des Bayerischen Waldes auf (Maximum: 2.870 Bq kg^{-1} in Oh Horizont von RF19) wohingegen vor allem der Nordwesten nur sehr geringe Aktivitätswerte ($< 200 \text{ Bq kg}^{-1}$) in den einzelnen Horizonten aufweist (**Publikation II**: Tab. 4; Abb. 4a). Hierbei handelt es sich hauptsächlich um Mullstandorte der fränkischen Muschelkalk- und Keuperlandschaften. Durch Moderauflagen geprägte Standorte in niedrigeren Lagen weisen häufig spezifische Horizontaktivitäten zwischen $200 - 600 \text{ Bq kg}^{-1}$ auf. Ähnliche Verteilungsmuster lassen sich auch für die Flächenaktivitäten (Bq m^{-2}) der untersuchten Bodenprofile beobachten (**Publikation II**: Abb. 4b). Letztere sind abhängig von Rohdichte und Mächtigkeit der einzelnen Horizonte. Diese Darstellung ist insofern immens wichtig, da sie berücksichtigt, dass weniger dichte Horizonte konsequenterweise weniger Aktivität aufweisen als Horizonte gleichen Volumens jedoch höherer Dichte. Die horizontspezifischen Aktivitäten liegen bei $6 - 1.806 \text{ Bq m}^{-2}$ in L-Horizonten, $18 - 16.690 \text{ Bq m}^{-2}$ in Of-Horizonten, $233 - 18.864 \text{ Bq m}^{-2}$ in Oh-Horizonten, $141 - 46.150 \text{ Bq m}^{-2}$ im obersten Mineralbodenhorizont min1 und $67 -$

14.940 Bq m⁻² im min2-Horizont (**Publikation II**: Abb. 3b). Daraus ergeben sich für die jeweiligen Bodenprofile von L-Horizont bis einschließlich Mineralbodenhorizont min2 Gesamtaktivitäten zwischen 640 - 61.166 Bq m⁻² (**Publikation II**: Abb. 3c, 4b). Eine Übertragung auf die IMIS-Mischproben erscheint in diesem Zusammenhang weniger sinnvoll, da hier lediglich von einer mittleren Rohdichte und Mächtigkeit der Humusauflagen bzw. des Mineralbodens ausgegangen werden kann (vgl. SPÖRLEIN & WÖLFEL 2011 bzw. Kapitel 2.2.).

Was die vertikale Verteilung der ¹³⁷Cs-Aktivitäten in den einzelnen Bodenprofilen anbelangt, so lassen sich ebenfalls stark schwankende Tendenzen erkennen. Hypothese 1B muss in diesem Sinne kontrovers diskutiert werden. So ergibt die Auswertung der horizontbezogenen Profildaten, dass die höchsten spezifischen Aktivitäten der einzelnen Bodenprofile aktuell in 77 % der Fälle in den Auflagehorizonten (Of: 42 %; Oh: 35 %) zu finden sind (**Publikation II**: Abb. 5a). Auch die IMIS-Beprobungen bestätigen dieses Bild (**Publikation I**: Abb. 8b). Allerdings muss berücksichtigt werden, dass sich die spezifischen Aktivitäten (Bq kg⁻¹) aufgrund des fehlenden Dichtebezugs nur bedingt für die Betrachtung der vertikalen ¹³⁷Cs-Verteilung in einem Profil eignen.

Ein Vergleich der horizontspezifischen Flächenaktivitäten zeigt demgegenüber, dass die Maximalwerte der Profile derzeit zu 68 % in den mineralischen min1-Horizonten zu finden sind (**Publikation II**: Abb. 5b). Nichtsdestotrotz weisen auch hier die Humusauflagen in vielen Fällen noch erhebliche Belastungsspitzen auf (vgl. **Publikation II**: Abb. 4b). Die höchsten Flächenaktivitäten pro Profil werden dabei häufig in den Oh-Horizonten erreicht (**Publikation II**: Abb. 5b). Der deutliche Rückgang der Aktivitäten in den Unterboden- bzw. Untergrundhorizonten (min2 und tiefer) spricht im Allgemeinen ebenfalls gegen eine signifikante, fortgeschrittene Verlagerung in tiefere Mineralbodenbereiche. Dies bekräftigt u. a. auch die Annahmen von RAFFERTY et al. (2000) (siehe Kapitel 1.1.).

Die Gründe für die vergleichsweise hohen Flächenaktivitäten in den min1-Horizonten erfordern eine differenzierte Betrachtung. Generell stehen die hohen Flächenaktivitäten in direktem Zusammenhang mit der höheren Rohdichte der Mineralbodenhorizonte. Zum anderen handelt es sich in vielen dieser Fälle um typische Mullstandorte. Fehlende bzw. geringmächtige Auflagen führen hier konsequenterweise zu einer unverhältnismäßigen Überrepräsentation der prozentualen Flächenaktivitäten im Mineralboden. Umso bemerkenswerter erscheint es, dass nichtsdestotrotz 32 % der Bodenprofile ihre höchsten Flächenaktivitäten nach wie vor in den Humusauflagen aufweisen (**Publikation II**: Abb. 5b). Abgesehen davon stellen gerade die min1-Horizonte den Kontaktbereich zwischen Auflagen und Mineralboden dar. Entsprechend ihrer Definition können Ah-Horizonte demnach bis zu 30 Masse-% an organischem Material enthalten (AD-HOC AG BODEN 2005). Studien wie z. B. von BUNZL (2002) bestätigen diesbezüglich einen signifikanten Einfluss von Bodenwühlern

auf den vertikalen Radiocäsiumtransport in Böden. Da es sich bei dem kontaminierten Material im Ah-Horizont möglicherweise nicht um mineralische Komponenten (v. a. Tonminerale) sondern viel wahrscheinlicher um eingetragenes organisches Material handelt, kann in diesem Fall nicht automatisch von einer Cs-Fixierung ausgegangen bzw. eine weiterhin bestehende Pflanzenverfügbarkeit des Radiocäsiums nicht ausgeschlossen werden (vgl. u.a. RIGOL et al. 2002). Auch stellt sich hierbei die Frage nach einer möglichen Humusstabilisierung durch die langfristige Inklusion in Mineralbodenaggregaten (KÖGEL-KNABNER & VON LÜTZOW 2005). In diesem Zusammenhang bedarf es in jedem Fall weiterführender Analysen hinsichtlich der K^+ - bzw. NH_4^+ - löslichen Anteile an ^{137}Cs und des damit verbundenen RIP (*radiocesium interception potential*) (vgl. KONOPLEVA et al. 2009; RIGOL et al. 2002), um letztlich detaillierte Aussagen über eine endgültige Fixierung und den langfristigen Entzug des Radiocäsiums aus dem Stoffkreislauf treffen zu können.

Die erzielten Ergebnisse lassen sich im Allgemeinen sehr gut in den Kontext bisheriger Studien im süddeutschen und europäischen Raum einordnen (**Publikation I**) und bilden belastbares Datenmaterial. Die – unabhängig von angewandter Beprobungsmethode und Bezugsgröße – hohen räumlichen Schwankungen der aktuellen ^{137}Cs -Aktivitäten (**Publikation I, II**) entsprechen ebenfalls den Erwartungen in Anbetracht der Größe des gesamten Untersuchungsgebietes und der damit verbundenen landschaftlichen Vielfalt (vgl. Hypothese 1A). Während zwar speziell die Gesamtinventare vor dem Hintergrund der niederschlagsabhängigen Initialdeposition diskutiert werden müssen, deuten insbesondere die beobachtbaren Zusammenhänge zwischen vertikaler ^{137}Cs -Verteilung und naturräumlicher Lage der Profile (maximale Belastungen in min1-Horizonten vor allem auf typischen Mullstandorten) auf einen relevanten Einfluss der Humusaufgaben und landschaftsökologischen Rahmenbedingungen (Naturraum) auf die langfristige Retentionskapazität der Waldböden hin, den es im Folgenden genauer zu durchleuchten gilt (siehe Kapitel 2.3.). Vergleichende Studien von LETTNER et al. (1994) bestätigen diesbezüglich ebenfalls den signifikanten Einfluss landschaftsökologischer Unterschiede auf die Radiocäsiumvariabilität in Untersuchungsgebieten > 1 ha. Entsprechend gelingt über die aufgezeigte Flächenauswahl die repräsentative Erfassung der enormen Radiocäsiumvariabilität innerhalb Bayerns (vgl. Hypothese 1C). Dass sich unter den Untersuchungsflächen keine unerwarteten Ausreißer finden, spricht für die Qualität des hier umgesetzten Monitoringansatzes und die Repräsentativität der Flächen für die jeweiligen standortkundlichen Landschaftseinheiten. Im Vergleich zu den bisherigen Radionuklid-Dauerbeobachtungsflächen (siehe Kapitel 1.2.3.) ergibt sich dadurch ein wesentlich detaillierteres Bild der Radiocäsiumbelastung in Bayern. Auch in Anbetracht eines erneuten Reaktorunglücks müssen alle Naturräume in entsprechender Weise durch das Monitoring abgebildet werden, um gegebenenfalls auf

unterschiedliche Witterungs- und Depositionsverhältnisse reagieren zu können. Dem möglichen Einfluss orographischer Effekte (Höhenlage, Relief) auf Niederschlag und originäre Initialdeposition (vgl. BAYER et al. 1996; BOSSEW et al. 2001; LETTNER et al. 2006; ZHIYANSKI et al. 2008) wird in dem vorgestellten Konzept gleichermaßen über die Regionalisierung anhand der Standortkundlichen Einheiten als auch über die Abdeckung charakteristischer Höhenstufen begegnet. Die Frage nach einer möglichen Korrelation von Höhenlage und Depositionsmenge dient in Zukunft sicherlich als Ansatzpunkt für weiterführende Untersuchungen (z.B. multivariate Korrelation), zumal die Rückkopplung der Höhenlage und klimatischen Bedingungen auf die jeweiligen Humuseigenschaften (WELTE 1949) ebenso eine genauere Betrachtung verdient.

Vergleiche zur Initialdeposition 1986 lassen sich im Nachhinein nur schwer ziehen. Da ein Radionuklidaustrag aus den Profilen durch natürliche Prozesse wie Sickerwassertransport, Erosion, Resuspension etc. (siehe **Publikation II**) zumeist nicht eindeutig ausgeschlossen werden kann, lässt sich von den Gesamtinventaren nicht automatisch auf die Initialdeposition von 1986 zurückrechnen (u. a. BOSSEW et al. 2001). Der alternative Vergleich mit Sekundärdaten aus dem Jahre 1986 von BAYER et al. (1996) ergibt im Durchschnitt neben dem natürlichen Zerfall eine Aktivitätsabnahme um ca. 23 %. Die Ergebnisse zeigen extrem hohe Schwankungen, in einigen Fällen auch scheinbare Aktivitätszunahmen zwischen 2 - 131 % (**Publikation II**: Abb. 7). Selbst wenn von einer natürlichen Umverteilung und/oder einer Beeinflussung durch Waffentestradiocäsium ausgegangen würde, erscheint die Aussagekraft der Daten eher zweifelhaft. Die Ergebnisse können daher nicht für weitere Interpretationen (Initialdeposition, zeitlicher Verlauf der vertikalen Verlagerung) herangezogen werden. Grund hierfür ist sicherlich die schlechte Vergleichsgrundlage 1986 (BAYER et al. 1996) angesichts der hohen Depositionsvariabilität, der schlechten Vergleichbarkeit von Wald- und Wiesenstandorten sowie dem allgemeinen Präzisionsverlust durch in-situ-Gammaspektrometrie, Generalisierung und Extrapolation (**Publikation II**). Die Qualität derartiger Vergleiche hängt in hohem Maße von der räumlichen wie zeitlichen Auflösung der Messungen ab. Wirklich zuverlässige Aussagen lassen sich demnach nur über beständige Zeitreihen an ein und demselben Standort ableiten. Dies erfordert eine entsprechende frühzeitige Vorbereitung. Das neue Monitoringnetzwerk schafft hierfür über die Einrichtung spezieller Nullflächen die geeignete Grundlage für präzise Vergleichsstudien im Falle eines erneuten Reaktorunglücks (präzise GPS-Verortung und Metallmarkierung).

2.2. Bewertung der Beprobungsansätze

Auf die jeweiligen Ergebnisse der beiden Beprobungsansätze wurde bereits verwiesen (**Publikation I, II**). Eine Gegenüberstellung der spezifischen Aktivitäten der IMIS-Mischproben im Vergleich zu gewichteten Mittelwerten (Humusauflagen ↔ Mineralboden) aus der horizontbezogenen Beprobung findet sich außerdem bei VÖLKELE et al. (2009).

Beide Ansätze zeigen eine durchweg gute Übereinstimmung. Dies bestätigt die grundlegende Eignung der horizontbezogenen Beprobung als sinnvolle Alternative zur bisherigen Überwachung der Radioaktivität in Waldböden. Letztere bietet im Vergleich zur undifferenzierten Mischbeprobung erhebliche Vorteile. Während die Mischbeprobung nur einen Durchschnittswert über die gesamte Fläche liefert, ermöglicht die horizontbezogene Beprobung einen gezielten Überblick über mögliche, kleinräumige Schwankungen der ^{137}Cs -Aktivitäten auf den Untersuchungsflächen. Belastungspotentiale können somit, gerade vor dem Hintergrund einer stark schwankenden Humusvariabilität, wesentlich detaillierter beschrieben und bewertet werden. Dies betrifft auch die Ermittlung von Flächenaktivitäten und die darauf basierende Ermittlung von Gesamtinventaren und vertikalen Verteilungsmustern unter Berücksichtigung der jeweiligen Horizontdichte (siehe Kapitel 2.1.). Nicht zuletzt ist die präzise Trennung der einzelnen Auflagen- und Mineralbodenhorizonte unabdingbare Voraussetzung für eine entsprechende Beantwortung weiterführender radioökologischer Fragestellungen bezüglich der Bioverfügbarkeit und des Transfers des Radiocäsiums in Pflanzen (KONOPLEVA et al. 2009). Darüber hinaus unterliegen Stechsondenbeprobungen stets einer gewissen Kompaktion des Probenmaterials. Verzerrungen der Probenanteile und unsaubere Trennung sind die Folge (SPÖRLEIN & WÖLFEL 2011). Dies spiegelt sich auch in der häufigen Überschätzung der ^{137}Cs -Aktivitäten im Mineralboden einiger Mischproben wieder, die sehr wahrscheinlich von der Verunreinigung mit organischem Material herrührt. Gleiches wird im Gegenzug ebenso für die Unterschätzung der ^{137}Cs -Aktivitäten in den Humusauflagen vermutet. Eine Umrechnung in Flächenaktivitäten (Bq m^{-2}), basierend auf der mittleren Auflagenmächtigkeit der Sondierungen, erscheint aus eben diesen Gründen ebenfalls nicht aussagekräftig (erhebliche Verzerrung der Mächtigkeiten). Ähnliche Schwierigkeiten werden auch für die IMIS-Messreihen auf den Radionuklid-BDF des LfU angeführt (SPÖRLEIN & WÖLFEL 2011). Außerdem bleiben durch die Mischbeprobung gerade die signifikanten Flächenaktivitäten im Ah-Horizont verborgen. Die vorerst geringere Stichprobenzahl kann demgegenüber in Kauf genommen werden. Im Ernstfall ist ohnehin eine Erhöhung der Stichprobenzahl, jeweils angepasst an Standort und Humusvariabilität, vorgesehen (siehe VÖLKELE & LEOPOLD 2006). Hypothese 1D wird somit in jedem Fall entsprochen. Zudem gehen SCHILLING & ZEITLER (1997) von einer besseren Vergleichbarkeit horizontbezogener Beprobungen über mehrere Messreihen hinweg aus (SCHILLING 1997).

2.3. Vertikale Verteilung von ^{137}Cs in Abhängigkeit der Auflagenmächtigkeit

Wie die Ergebnisse aus Kapitel 2.1. zeigen, ist nach wie vor ein erheblicher Anteil an ^{137}Cs in den Humusaufgaben enthalten. Auch zeichnet sich eine stärkere Verlagerung in den Mineralboden auf Mullstandorten ab. Für die Überprüfung und Quantifizierung einer möglichen Korrelation mit der jeweiligen Auflagenmächtigkeit werden die jeweiligen horizontspezifischen Flächenaktivitäten verwendet. Min2-Horizonte werden dabei aufgrund der deutlichen Aktivitätsabnahme im Vergleich zum Oberboden für diese Überlegungen nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse sind in **Publikation II** (Abb. 6) dargestellt.

Um eine Vergleichbarkeit aller Standorte trotz der hohen räumlichen Aktivitätsschwankungen zu gewährleisten, wird für jedes Bodenprofil (Profil, Monolithen) die jeweilige Flächenaktivität (FA) in den Auflagenhorizonten ($\text{FA}_{L, \text{Of}, \text{Oh}}$) aufsummiert und prozentual zur Gesamtaktivität in Auflagen und oberstem Mineralbodenhorizont min1 ($\text{FA}_{L, \text{Of}, \text{Oh}, \text{min1}}$) ausgedrückt. Als Testparameter für die Korrelationsanalyse wird neben der absoluten Auflagenmächtigkeit (in cm) zusätzlich auch die daraus abgeleitete, flächenbezogene Auflagenmasse (in kg m^{-2}) unter Berücksichtigung der jeweiligen Horizontdichten herangezogen. Die lineare Regression mit den so ermittelten prozentualen Flächenaktivitäten ist in beiden Fällen statistisch signifikant (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$; zweiseitig) und liefert nahezu identische Ergebnisse ($R^2_{\text{Mächtigkeit}} = 0,50$; $R^2_{\text{Masse}} = 0,47$). In Zusammenhang mit der vertikalen Verteilung der Flächenaktivitäten (in Bq m^{-2}) und der Berücksichtigung möglicher Dichteunterschiede erscheint zunächst ein Bezug zur flächenbezogenen Humusmasse sinnvoller für eine Interpretation bzw. Quantifizierung. Allerdings ergibt sich bei der Verwendung dieser Bezugsgröße der Nachteil, dass das eigentliche Humusvolumen über diese Größe nur unzureichend repräsentiert wird. Demgegenüber erwächst aus der Korrelation mit der Bezugsgröße Auflagenmächtigkeit wesentlich mehr Aussagekraft für jedwede Fragestellung bezüglich des Radiocäsiumtransfers in Böden, da die Auflagenmächtigkeit die tatsächliche physikalische Distanz darstellt, die die Radionuklide letztlich zwischen Oberfläche und Mineralboden durchlaufen (**Publikation II**).

Demnach lässt sich anhand der in **Publikation II** (Abb. 6) dargestellten Ergebnisse ein signifikanter Einfluss der Auflagenmächtigkeiten auf die generelle Radiocäsiumretention postulieren. So zeigt sich anhand der Daten, dass in allen Bodenprofilen mit einer Auflagenmächtigkeit $> 7,5$ cm bis zum heutigen Tage nach wie vor mindestens 50 % der Gesamtaktivität des gesamten Oberbodeninventars (L, Of, Oh, min1) in den Humusaufgaben verweilt. Ungeachtet dessen ist ein eindeutiger linearer Zusammenhang nur bedingt nachweisbar. Hypothese 2A muss also im engeren Sinne zwar verneint werden, allerdings ist ein stringent linearer Anstieg der Radiocäsiumretention in den Humusaufgaben mit zunehmender Auf-

lagenmächtigkeit in Anbetracht der Komplexität der Thematik auch nicht zwangsweise zu erwarten. Vielmehr liegt die Vermutung nahe, dass sich Unterschiede gerade in geringmächtigeren Horizonten noch sehr deutlich abzeichnen, während mit zunehmender Mächtigkeit ein gewisser Retentionsgrad erreicht wird. Darüber hinaus ist eine Beeinflussung durch weitere radio- bzw. landschaftsökologische Parameter nicht auszuschließen.

Aufgrund der teils sehr unterschiedlichen Niederschlagsintensitäten zum Zeitpunkt der Deposition bzw. aufgrund der Wirkung von Makroporen als präferentielle Fließbahnen ist es zum Beispiel möglich, dass sich die Initialdeposition sehr unterschiedlich mit dem Sickerwasser in die Tiefe verteilt hat (vgl. SCHIMMACK et al. 1994). Ebenso besitzt sicherlich auch die Auflagenmächtigkeit als physikalische Barriere wiederum einen gewissen Einfluss auf die ursprüngliche Infiltrationstiefe. Im Falle der geringmächtigen Mullaufgaben bedeutet dies somit von vorneherein eine tiefere Infiltration der Radiocäsiumfrachten anstatt tatsächlich aktiven Transport im Anschluss an die Deposition.

Gemäß einer Arbeit von VALLEJO et al. (1990) besteht zudem ein statistisch nachweisbarer Zusammenhang zwischen Radiocäsiumgehalt und C/N-Verhältnis eines Horizontes. Um das vorherrschende Bodenmilieu und die Austauschvorgänge in den Horizonten umfassend analysieren zu können, sollte auch die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) berücksichtigt werden (VAN VORIS et al. 1990). Die Untersuchungen können bei Bedarf zudem um eine detaillierte Humusfraktionierung und Analyse des Humifizierungsgrades erweitert werden, da diese Parameter durchaus einen wesentlichen Einfluss auf die Sorptionsprozesse zwischen organischer Substanz und Radiocäsium ausüben können, wie im Falle von Lignin nachgewiesen (ANDOLINA & GUILLITTE 1990). Mycorrhizawachstum gilt ebenfalls als Ursache für profilspezifische Konzentrationseffekte und Verzerrungen (siehe Kapitel 1.2.2.). Dies wiederum ist verbunden mit niedrigen pH-Werten und hohen C-Gehalten infolge unvollständiger Zersetzung der organischen Substanz (STEMMER et al. 2005).

Angesichts dieser hohen Komplexität ist eine Reduzierung auf nur eine einzige Steuergröße natürlich ein sehr optimistisches Ziel (vgl. Hypothese 2B). Für diese Voraussetzungen sind die erreichten Ergebnisse sehr gut und in jedem Fall für eine schnelle Abschätzung von Risikobeständen anwendbar. Dazu ist es vollkommen ausreichend, Schwellenwerte (Auflagenmächtigkeit > 7,5 cm) benennen zu können, bei denen sich die Langzeitbelastung der Humusaufgaben deutlich verändert. Ebenso ist es fraglich, ob multivariate Modelle tatsächlich zu einer wesentlichen Verbesserung führen. Geht man davon aus, dass sich die genannten bodenökologischen Parameter (Humusform, pH-Wert, C/N-Verhältnis) vielfach ohnehin in den Auflagenmächtigkeiten selbst widerspiegeln (vgl. u. a. DRISSNER et al. 1998), ist diese Herangehensweise in jedem Fall sinnvoll.

Abgesehen davon besteht weiterer Diskussionsbedarf, v. a. im Hinblick auf die Klärung der eigentlich wirksamen Verlagerungsprozesse bzw. Retentionsmechanismen in den Humusaufgaben. So stellt sich die Frage, ob die Unterschiede in der beobachteten Tiefenverteilung vornehmlich von aktiven Prozessen herrühren (Niederschlagseffekt, Sickerwassertransport) oder ob, wie unter anderem von RAFFERTY et al. (2000) postuliert, die momentane Tiefenverteilung vielmehr Ausdruck unterschiedlicher Zersetzungs- und Remineralisierungsgeschwindigkeiten in den Humusaufgaben ist. Unabhängig von den diskutierten Niederschlagseffekten scheint es außer Frage, dass die anfangs stark kontaminierte organische Substanz der Bodenoberfläche im Laufe der Zeit über die graduelle Zersetzung schrittweise von L nach Of und Oh transformiert wird und die Radionuklide somit insbesondere in Horizonten mit geringerer Umsetzungsrate länger verweilen. Dies würde vor allem die bevorzugte Anreicherung von Radiocäsium in den Oh-Horizonten (**Publikation II**: Abb. 5b) mit gehemmter Remineralisierung erklären. Nach RAFFERTY et al. (2000) kann diese Phase der effektiven Migrationsverzögerung mehrere Dekaden andauern. Demgegenüber erkennen TEGEN et al. (1991) einen signifikanten Zusammenhang zwischen experimentell beschleunigter Umsetzung und erhöhtem vertikalem Radiocäsiumtransport über gelöste organische Substanz. Gerade vor dem Hintergrund eines allseits prognostizierten Klimawandels und damit in Zusammenhang stehenden Veränderungen von Zersetzungs- und Umsetzungsraten kommt der eingehenden Klärung dieser Vorgänge auf den Untersuchungsflächen in jedem Fall erhöhte Relevanz zu. Dazu bedarf es in jedem Fall einer eingehenden Betrachtung der einzelnen Horizonte. Der umfangreiche Datensatz des Monitoringnetzwerks bietet in beiden Fällen ausreichend Potential für weiterführende Untersuchungen.

2.4. Analyse humoser Horizonte mittels GPR (*ground penetrating radar*)

Publikation III (Abb. 4) zeigt das originäre Radargramm entlang des Profilgrabens, auf dessen Basis die metrische Interpretation der Horizontgrenzen mittels Radarfazies getestet wurde. Die letzten 5 m des Profilgrabens wurden aufgrund störender Diffraktionshyperbeln (verursacht durch Steine bzw. Wurzeln) komplett von der Auswertung ausgenommen. In den Tests wurde festgestellt, dass sich die Horizontgrenzen nicht in den kontinuierlich verlaufenden Reflexionslinien widerspiegeln, sondern vielmehr unregelmäßige Reflexionsmuster (Radarfazies) erzeugen. In diesem Zusammenhang wurden fünf charakteristische Reflexionsmuster zur Bestimmung der Horizontgrenzen ausgegliedert (**Publikation III**: Abb. 6). Der Vergleich mit den Aufzeichnungen im Profilgraben zeigt, dass die herausgearbeiteten Horizontgrenzen sehr gut mit dem Verlauf der Grenze zwischen Ah-Horizont und dem darunter liegenden Mineralboden übereinstimmen. Die besten Ergebnisse werden dabei

unter Annahme einer Geschwindigkeit von $0,045 \text{ m ns}^{-1}$ erzielt. Die Korrelation von Radar- und zugehörigen Profilgrabenmächtigkeiten (**Publikation III**: Abb. 8a) liegt in diesem Fall bei $R_{0,045} = 0,553$ ($N = 132$). Sowohl die durchschnittliche Gesamtmächtigkeit der humosen Horizonte als auch die charakteristische Werteverteilung über die gesamte Schwankungsbreite werden dabei sehr gut über die Radardaten wiedergegeben. Die Abweichung beträgt im Schnitt nur $\pm 2,3 \text{ cm}$, mehr als die Hälfte der Fehler liegt jedoch sogar bei weniger als $\pm 2 \text{ cm}$ (**Publikation III**: Abb. 8b). Die überaus gute Übereinstimmung bestätigt den Erfolg der vorgestellten Messkonfiguration ($0,045 \text{ m ns}^{-1}$; Identifikation von Radarfazies) und erlaubt somit die Übertragung auf die restlichen Radarlinien. Eine metrische Interpretation anhand der kontinuierlichen Reflexionslinien in den obersten Bereichen der Radargramme mit $0,04 \text{ m ns}^{-1}$ bzw. $0,06 \text{ m ns}^{-1}$ (**Publikation III**: Abb. 5) liefert hingegen keine verwertbaren Ergebnisse ($R_{0,04} = -0,048$, $N = 111$; $R_{0,06} = -0,019$, $N = 111$). Ebenso können innerhalb des Humuskörpers keine weiteren Horizontgrenzen ausgemacht werden.

Insgesamt liefern alle acht Radarlinien zusammen 1.727 einzelne Daten zur Tiefe der Ah-/Mineralboden-Grenze. Die über die Radaraufnahmen ermittelte vertikale Tiefe der humosen Horizonte schwankt zwischen 4 - 30 cm und beträgt im Durchschnitt 15,8 cm. Auch hier zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus dem Profilgraben (**Publikation III**: Abb. 8c), Abweichungen liegen im Schnitt sogar unter $\pm 1 \text{ cm}$. Somit gelingt es in der Versuchsanordnung in eindrucksvoller Weise, die Grenze zwischen humosen (L, Of, Oh, Ah) und nicht humosen Horizonten auszugliedern (**Publikation III**). Die hohe Übereinstimmung der erzielten Mächtigkeitsverteilungen in Profilgraben und Radarlinien bestätigt die Belastbarkeit der daraus abgeleiteten metrischen Informationen. Eine systematische Beeinflussung der Radarergebnisse durch den direkten Abgleich mit dem Profilgraben im Rahmen der Kalibrierung kann in diesem Zusammenhang ausgeschlossen werden, da spätestens in den sieben zusätzlichen Radarlinien nicht mehr auf den Profilgraben zurückgegriffen wird.

Eine exakte Identifizierung und Differenzierung der einzelnen humosen Horizonte untereinander, wie ursprünglich beabsichtigt, gelingt hingegen nicht (**Publikation III**). Ebenso kann eine zentimetergenaue Wiedergabe der Horizontverläufe auch bei gelungener Abgrenzung von humosen und nicht humosen Horizonten nur bedingt realisiert werden. Weder Hypothese 3A noch Hypothese 3B (im engeren Sinne) können damit streng genommen belegt werden. Insofern eignet sich das Bodenradar unter den genannten Voraussetzungen nur begrenzt für eine genaue Charakterisierung von Humusauflagen. Die Gründe dafür sind vielfältig. Um sich im Radargramm sichtbar voneinander abzuheben bedarf es zum einen prägnanter Unterschiede in der Dielektrizitätskonstanten der einzelnen Horizonte und zum anderen eines gewissen Mindestabstands (ca. 2,5 - 3,7 cm) zwischen den Horizontgrenzen.

Beides ist aufgrund der ähnlichen Zusammensetzung und stark schwankender Horizontmächtigkeiten oftmals nicht gegeben. Hinzu kommt die hohe Anfälligkeit geringmächtigerer Horizonte gegenüber Signalüberlagerungen (siehe **Publikation III**). Um letztlich eine zuverlässige Feindifferenzierung der einzelnen Horizonte zu ermöglichen, bedarf es deshalb in jedem Fall hochfrequenter Antennen (1 GHz; 1,6 GHz), die eine hohe vertikale Auflösung des untersuchten Mediums erlauben.

Auch die bodenkundliche Aufnahme am Profilgraben birgt gewisse Fehlerquellen. Hinter der Anschnittsfläche verborgene Substratwechsel oder Störgrößen können die Radaraufnahme empfindlich beeinflussen, bleiben aber mitunter bei der Auswertung unberücksichtigt. Des Weiteren ist selbst bei genauester Profilsprache eine exakte Grenzziehung bei fließenden Horizontübergängen und -verzahnungen de facto schwierig. Es ist nicht zu erwarten, dass diese als fixe Absolutwerte determinierten, subjektiven Grenzen im Radargramm in gleicher Weise erfasst werden. Vielmehr kann davon ausgegangen werden, dass die statistischen Abweichungen zwischen Radar- und Profilgrabenaufnahme (**Publikation III**: Abb. 8b) eigentlich wesentlich geringer sind als dargestellt.

Auch wenn im Einzelnen keine zentimeterpräzisen Kartierungen (vgl. Hypothese 3A) möglich sind, so reicht die anwendungsspezifische Auflösung der Daten dennoch aus, um zuverlässige Aussagen über die mittlere Mächtigkeit sowie die charakteristischen Mächtigkeitsverteilung humoser Horizonte innerhalb der Untersuchungsfläche zu machen. Im Vergleich mit den Ergebnissen der herkömmlichen Beprobungsmethoden zeigt sich klar der Vorteil der Radaraufnahmen. Weder der rasterorientierte, noch der zufällig verteilte Datensatz geben die Mächtigkeitsverteilungen aus dem Profilgraben in angemessener Weise wieder. Eine Gegenüberstellung der Humusaufnahme mittels Profilgraben und Vergleichsproben findet sich zusammenfassend in **Publikation III** (Tab. 1; Abb. 9). Die Mächtigkeiten der L- und Of-Horizonte in Vergleichsproben und Profilgraben gestalten sich zumeist sehr ähnlich. In den Oh- und Ah-Horizonten lässt sich hingegen in beiden Fällen (zufällige bzw. rasterförmige Verteilung) eine deutliche Verschiebung hin zu höheren Horizontmächtigkeiten erkennen. Beide Beprobungsmethoden zeigen zudem eine unverhältnismäßig hohe Überschätzung von Gesamtmächtigkeiten > 25 cm, während geringere Mächtigkeiten kaum beziehungsweise gar nicht abgebildet werden. Dies kann unter Umständen auf eine gewisse subjektive Beeinflussung der Probenahme zurückgeführt werden, da bei der Beprobung mittels Aufschluss häufig leicht grabbare und somit eher tiefgründig humose Standorte ausgewählt werden (erleichterte Probenentnahme). Darüber hinaus besticht die Radaranalyse im Vergleich zu den herkömmlichen Methoden durch den ungemein umfangreichen Datensatz (1.727 Datenpunkte auf 30 x 30 m) und die damit verbundene statistische Belastbarkeit. Was die Beurteilung der allgemeinen Variabilität humoser Horizonte anbelangt, so liefern GPR-

Anwendungen demnach eindeutig ein genaueres Bild im Vergleich zu herkömmlichen Methoden. In diesem Sinne wird Hypothese 3B zumindest in Teilen entsprochen. Das Prinzip der Radarfaziesausgliederung stellt mittlerweile eine gängige Methode zur Ermittlung oberflächennaher Sediment- und Substratstrukturen dar (BERES & HAENI 1991; BRISTOW 1995; HUGGENBERGER 1993; JOL & SMITH 1991; LEOPOLD et al. 2006). Die Länge des Profilgrabens für das methodisch obligate *ground truth* kann dabei den jeweiligen Standortbedingungen entsprechend angepasst und bezüglich des Arbeitsaufwands gegebenenfalls weiter optimiert werden. Alternative CMP-Anwendungen (*common midpoint analysis*) ohne *ground truth* erscheinen demgegenüber aufgrund der geringeren Präzision und der Empfindlichkeit gegenüber Abweichungen der Reflektoroberflächen von der Horizontalen (vgl. JOL & BRISTOW 2003) weniger sinnvoll (**Publikation III**).

3. Schlussfolgerungen

Waldökosysteme stellen selbst 20 Jahre nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl noch deutliche *hot spots* der Radiocäsiumkontamination dar. Das spiegelt sich auch in der aktuellen Kontamination der untersuchten Waldböden wider. Eine fortgeschrittene Verlagerung in tiefere Mineralbodenhorizonte lässt sich in keinem der untersuchten Fälle belegen. Die Radiocäsiumkontamination in den obersten Zentimetern der Waldböden hingegen ist in vielen Fällen nach wie vor sehr hoch. Wie sich zeigt, nimmt die Auflagenmächtigkeit dabei einen signifikanten Einfluss auf die räumlich stark schwankende vertikale Verteilung des Radiocäsiums in den Oberböden. Ein entsprechender, signifikanter Zusammenhang zwischen Auflagenmächtigkeit und relativer Radiocäsiumverteilung im Oberboden kann bestätigt werden ($R^2_{\text{Mächtigkeit}} = 0,50$). So gelingt es an dieser Stelle erstmals, bisher nur exemplarisch nachgewiesene Zusammenhänge zwischen Humusaufgaben und Radiocäsiumretention in Waldböden allgemein gültig über 15 verschiedene Landschaftseinheiten hinweg zu belegen und dementsprechend zu formulieren. Die relative Bezugsgröße erlaubt dabei eine Beurteilung der Langzeitkontamination der Böden unabhängig von der Höhe der jeweiligen Depositionsmengen. Die Belastbarkeit darauf aufbauender Prognosen gilt es in weiteren Schritten genauer zu überprüfen.

Wie die Korrelation selbst zeigt, ist die Reduzierung auf nur eine einzige Steuergröße mit diversen Ungenauigkeiten verbunden. In Anbetracht der Komplexität des Wirkgefüges zwischen Standortvoraussetzungen und Humusumsetzung empfiehlt sich daher als Ergänzung in jedem Fall eine ausführliche Untersuchung mittels multivariater Regressionsanalyse unter Berücksichtigung weiterer landschafts- und bodenökologischer Parameter, insbesondere der Höhenlage und Bestandsart des Standorts, der Humusformen sowie der pH-Werte, C/N-Verhältnisse, K^+ -/ NH_4^+ -Gehalte und Humusfraktionierung der einzelnen Horizonte. Darüber hinaus ergibt sich weiterer Diskussionsbedarf, v. a. im Hinblick auf die Klärung der eigentlich wirksamen Verlagerungsprozesse (siehe Kapitel 2.3.) sowie der effektiven Bioverfügbarkeit des gespeicherten Radiocäsiums in den Auflage- und Ah-Horizonten (siehe Kapitel 2.1). Eine Bearbeitung derartiger Fragestellungen mit der am Laborstandort vorhandenen Ausstattung ist jederzeit möglich. Die bestehende feldbodenkundliche wie laboranalytische Datengrundlage bietet hierzu optimale Voraussetzungen für eingehende weiterführende Untersuchungen.

Unabhängig davon liefern die erzielten Ergebnisse einen wichtigen Grundstein dafür, um in Kombination mit entsprechenden Informationen zur Auflagenmächtigkeit und -variabilität einzelner Waldbestände künftig schnelle Abschätzungen zur Radiocäsiumverteilung in den jeweiligen Böden treffen zu können. Bei Flächen mit einer durchschnittlichen Auflagen-

mächtigkeit über 7,5 cm kann dementsprechend generell von einer sehr langsamen Verlagerung in den Mineralboden ausgegangen werden. Selbst mehr als 20 Jahre nach einem Eintrag liegt hier die Gesamtbelastung noch zu über 50 % in den Humusauflagen. Zugleich weisen zahlreiche Studien, u. a. KRUYTS & DELVAUX (2002) und DRISSNER et al. (1998), eine gesteigerte Bioverfügbarkeit und höhere Transferraten von Radiocäsium mit steigender Humusmächtigkeit nach. Somit ist bei höheren Auflagenmächtigkeiten gleich in zweifacher Hinsicht ein erhöhtes Kontaminationsrisiko identifizierbar. Es liegt also nahe, diese Flächen im Falle eines erneuten Reaktorunglücks gezielt in den Fokus des Strahlenschutzes zu stellen (Möglichkeiten der Streumitteldüngung siehe u. a. bei VÖLKELE et al. 1997, Zufütterung von Ammoniumeisenhexacyanoferrat AEHCF bei Schwarzwild siehe u. a. bei MEINEL 2008).

Neue Methoden der schnellen, flächenhaften und möglichst nicht invasiven Erfassung humoser Horizonte bilden in diesem Zusammenhang wichtige Ansätze für eine verbesserte Transferleistung derartiger Informationen vom Punkt in die Fläche. Anhand der vorgestellten GPR-Anwendung (bistatisches 800 MHz-Antennensystem, Fa. MALÅ) lassen sich humose von nicht humosen Horizonten abgrenzen und statistisch belastbare Aussagen über die mittlere Mächtigkeit und typische Mächtigkeitshäufigkeiten humoser Horizonte innerhalb eines Untersuchungsgebietes formulieren. Die Qualität der Ergebnisse übertrifft dabei deutlich die Resultate herkömmlicher Untersuchungsmethoden auf Basis von rasterorientierten und zufällig verteilten Probenentnahmen. Für präzisere Untersuchungen im Sinne einer zentimetergenauen (3D-) Kartierung und einer weiteren Differenzierung der einzelnen Horizonte reicht die anwendungsspezifische Auflösung des Datenmaterials jedoch nicht aus. Im speziellen Fall der hier untersuchten Radiocäsiumproblematik bedeutet dies, dass die Humusauflagen nicht vom humosen Mineralboden getrennt werden können. Eine Verbindung zu den zuvor erarbeiteten Zusammenhängen zwischen Auflagenmächtigkeit und Radiocäsiumgehalt kann in diesem Sinne zunächst nicht hergestellt werden. Die einzelnen methodischen Bausteine greifen demnach in letzter Konsequenz noch nicht reibungslos ineinander. Eine Anwendbarkeit des GPR auf die Radiocäsiumproblematik ist dennoch grundsätzlich nicht ausgeschlossen, erfordert allerdings zusätzlichen Forschungsbedarf in Form weiterer Testreihen unter Verwendung hochfrequenter Antennensysteme, die eine bessere vertikale Auflösung ermöglichen. Alternativ dazu ergeben sich aus den gewonnenen Erkenntnissen zur Retentionskapazität der Humusauflagen und Risikoabschätzung unter anderem auch Verschränkungsmöglichkeiten mit bisherigen Erhebungen und Untersuchungen von Auflagenmächtigkeiten im Rahmen der Waldbodeninventur bzw. der Forstlichen Standortkartierung.

Abgesehen davon gelingt in jedem Fall die Abgrenzung der, wie die vorangegangenen Untersuchungen zeigen, in der Regel stärker belasteten humosen Horizonte

(Hauptkompartimente der ^{137}Cs -Kontamination) gegen die wesentlich geringer belasteten humusfreien Mineralbodenhorizonte. Daraus vom Punkt in die Fläche abgeleitete Informationen über die Mächtigkeit des gesamten belasteten Oberbodens sind somit im Hinblick auf die aktuelle Belastungssituation nicht minder wertvoll, da dies der Raum ist, der für die Pflanzenaufnahme von Radiocäsium relevant und somit ebenso für die Abschätzung potentieller Schadwirkungen interessant ist. Auch der Übertragbarkeit auf andere bodenökologische Fragestellungen, die unabhängig von einer genauen Differenzierung zwischen Humusauflagen und humosem Mineralboden z.B. auf die Ermittlung von Humusgesamtgehalten abzielen, tut dies keineswegs einen Abbruch. Auch wenn sich also mittels der vorgestellten Radaranwendung Humusauflagen zum derzeitigen Stand der Dinge nicht vom Mineralboden trennen lassen, so wird nichtsdestotrotz ein innovativer, universell einsetzbarer Ansatz für die Untersuchung der Humusvariabilität in Waldböden aufgezeigt. Bedenkt man die allgemeinen Schwierigkeiten konventioneller Beprobungsmethoden und die bisher eher lokal auf wenige Untersuchungsflächen (Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen etc.) begrenzte Informationslage hinsichtlich der Humusvorräte in bayerischen Waldböden, so liegt in der Anwendung des Bodenradars sicherlich eine zukunftssträchtige Methode, um die vorhandenen Informationslücken hinsichtlich der Humusvariabilität der unterschiedlichen Waldstandorte in Bayern möglichst zügig und flächendeckend zu schließen.

Was anhand der Ergebnisse in jedem Fall Bestätigung findet, ist die Notwendigkeit detaillierter, horizontgenau aufgelöster Daten. Die Kontamination des Mineralbodens verteilt sich keineswegs gleichmäßig in die Tiefe, sondern beschränkt sich deutlich auf den humosen Oberboden und somit die obersten Zentimeter des Bodenprofils. Bisherige Beprobungsprogramme nach AVV-IMIS Standards erlauben hier keine genaue Differenzierung. Gerade aufgrund der potentiellen Bioverfügbarkeit des möglicherweise an organische Substanz gebundenen Radiocäsiums in den humosen Mineralbodenkompartimenten ist eine exakte Lokalisierung jedoch von enormer Wichtigkeit für die Beurteilung möglicher Schadwirkungen. Der Vergleich beider Beprobungsmethoden zeigt, dass sich die mittlere Belastung auf den Flächen auch über die horizontbezogene Beprobung in geeigneter Form darstellen lässt, allerdings mit dem erheblichen Vorteil einer entsprechenden vertikalen Auflösung der Radiocäsiumverteilung. Es empfiehlt sich daher, bisherige Beprobungsstandards diesbezüglich neu zu überdenken. Das neu installierte Netzwerk (48 Bodenprofile à 1 m, 96 Bodenmonolithen à 30 cm, 96 IMIS-Mischproben à 30 cm) liefert mit insgesamt 889 gammaspektrometrischen Einzelmessungen (793 horizontbezogenen Messungen, 96 Mischprobenmessungen) ein überaus fundiertes Inventar der aktuellen ^{137}Cs -Belastung in bayerischen Staatswäldern unter unterschiedlichsten landschaftsökologischen Voraussetzungen und somit die grundlegende Basis für ein langfristiges, großmaßstäbiges

Radiocäsiummonitoring. Obwohl exemplarisch für Bayern ausgearbeitet, besitzt der Ansatz zur Flächenauswahl zudem allgemeine Anwendbarkeit und Übertragbarkeit auf Waldökosysteme weltweit. Die hier erreichte vertikale Auflösung der Profildaten ist zu diesem Zeitpunkt einmalig in Bayern, der Wert dieser Arbeiten für aktuelle und künftige Forschungsanwendungen nicht zu unterschätzen. Der Abgleich der 48 Profilaufnahmen mit den sogenannten GRABEN-Standards (*Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze*) des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (gemäß BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT 2002, 2004) erlaubt des Weiteren eine Übertragung der Ergebnisse in das Web-basierte Bodeninformationssystem BIS Bayern (www.bis.bayern.de). Die umfassenden Datensätze ermöglichen demnach nicht nur eine Vielzahl weiterführender Analysen und Detailstudien im Hinblick auf die Bioverfügbarkeit von ¹³⁷Cs und weitere Einflussgrößen, sondern können somit auch einer breiten Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden.

4. Literaturverzeichnis

- AD-HOC AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl.; Schweizerbart, Stuttgart
- 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, London/New York, S. 135-143
- ANTONOPOULOS-DOMIS, M.; CLOUVAS, A.; HILADAKIS, A.; KADI, S. (1995): Radiocesium distribution in undisturbed soil. Measurements and diffusion-advection model. - Health Physics 69 (6): 949-953
- AUMANN, D.C.; CLOOTH, G.; STEFFAN, B.; STEGLICH, W. (1989): Komplexierung von Caesium-137 durch die Hutfarbstoffe des Maronenröhrlings (*xerocomus badius*). - Angewandte Chemie 101 (4): 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. - Journal of Environmental Radioactivity 46 (1): 99-112
- BAYER, A.; WIRTH, E.; HAUBELT, R.; KÖNIG, K.; ETTENHUBER, E.; WINKELMANN, I.; RÜHLE, H. (1996): Kontamination und Strahlenexposition in Deutschland nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl. - In: BAYER, A.; KAUL, A.; REINERS, C. (Hrsg.): Zehn Jahre nach Tschernobyl - eine Bilanz. Seminar des Bundesamtes für Strahlenschutz und der Strahlenschutzkommission München; Fischer, Stuttgart, S. 127-152
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (Hrsg.)(2002): Bodenkundliche Profilaufnahme. Anleitung und Schlüssel Listen zur Aufnahme von Bodenprofilen und deren Erfassung in der zentralen Datenbank ZDB; unveröff. Handreichung (Stand: 06/2000)
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (Hrsg.)(2004): Bodenprobennahme im vorsorgenden Bodenschutz im Projekt „Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze“; unveröff. Handreichung (Stand: 09/2004)
- 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; 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; online unter: <http://www.lfu.bayern.de/strahlung/fachinformationen/tschernobyl/doc/tschernobyl.pdf> (25.09.2007)
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg.)(2012a): Fachinformation Radiocäsium in Wildbret; online unter: http://www.lfu.bayern.de/strahlung/caesium_wildbret/jaeger/index.htm (01.03.2012)
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg.)(2012b): Strahlenschutzvorsorge in Bayern. Aktuelle Messwerte (Aktivitätsgehalte bayerischer Umweltproben). IMIS-Onlinedatenbank; online unter: http://www.lfu.bayern.de/strahlung/strahlenschutzvorsorge_messdaten/index.htm (16.04.2012)
- BEDNORZ, F.; REICHSTEIN, M.; BROLL, G.; HOLTMEIER, F.K.; URFER, W. (2000): Humus forms in the forest-alpine tundra ecotone at Stillberg (Dischmatal, Switzerland). Spatial heterogeneity and classification. - Arctic, Antarctic and Alpine Research 32 (1): 21-29
- BENS, O.; BUZKO, U.; SIEBER, S.; HÜTTL, F. (2006): Spatial variability of O layer thickness and humus forms under different pine-beach forest transformation stages in NE Germany. - Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169 (1): 1-11
- BERES, M.; HAENI, F. (1991): Application of ground-penetrating radar methods in hydrogeologic studies. - Ground Water 29 (3): 375-386
- BERG, B.; MC CLAUGHERTY, CH. (2008): Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration, 2. Aufl.; Springer, Berlin/Heidelberg

4. LITERATURVERZEICHNIS

- 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
- BOCHTER, R. (1984): Böden naturnaher Bergwaldstandorte auf carbonatreichen Substraten. - Nationalpark Berchtesgaden Forschungsberichte, Band 6
- BOSSEW, P. (2003): Radiological Mapping. Chernobyl experiences in Austria and emergency response. - In: DUBOIS, G.; MALCZEWSKI, J.; DE CORT, M. (Hrsg.): Mapping radioactivity in the environment. - Spatial Interpolation Comparison, Band 94, S. 3-21
- BOSSEW, P.; DITTO, M.; FALKNER, TH.; EBERHARDT, H.; KIENZL, K.; RAPPESBERGER, U. (2001): Contamination of Austrian soil with caesium-137. - Journal of Environmental Radioactivity 55 (2): 187-194
- BRISTOW, C. (1995): Facies analysis in the Lower Greensand using ground penetrating radar. - Journal of the Geological Society London 152 (4): 591-598
- BRÜCKMANN, A.; WOLTERS, V. (1994): Microbial immobilization and recycling of ¹³⁷Cs in the organic layers of forest ecosystems. Relationship to environmental conditions, humification and invertebrate activity. - Science of the Total Environment. Special Issue: Forests and Radioactivity 157: 249-256
- BUNDESMINISTERIUM FÜR JUSTIZ (Hrsg.)(2006): Allgemeine Verwaltungsvorschriften zum integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (AVV-IMIS). - Bundesanzeiger, Band 244a
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.)(1998): Messanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen. F-γ-SPEKTODEN-01-01. Verfahren zur gamma-spektrometrischen Bestimmung von Radionukliden in Bodenproben; Elsevier, München
- BUNZL, K. (1997): Radionuklide. - In: BLUME, H.P. (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, 3. erg. Lieferung Nr.11/97; Ecomed, Landsberg a. Lech
- BUNZL, K. (2002): Transport of fallout radiocesium in the soil by bioturbation. A random walk model and application to a forest soil with a high abundance of earthworms. - Science of the Total Environment 293 (1-3): 191-200
- COMANS, R.N.J.; HALLER, M.; DE PRETER, P. (1991): Sorption of cesium on illite. Non-equilibrium behaviour and reversibility. - Geochimica et Cosmochimica Acta 55 (2): 433-440
- CONANT, R.T.; DRIJBER, R.A.; HADDIX, M.L.; PARTON, W.J.; PAUL, E.A.; PLANTE, A.F.; SIX, J.; STEINWEG, J.M. (2008): Sensitivity of organic matter decomposition to warming varies with its quality. - Global Change Biology 14 (4): 868-877
- CREMERS, A.; ELSÉN, A.; DE PRETER, P.; MAES, A. (1988): Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. - Nature 335 (6187): 247-249
- DE KONING, A.; COMANS, R.N.J. (2004): Reversibility of radiocaesium sorption on illite. - Geochimica et Cosmochimica Acta 68 (13): 2815-2823
- DE KONING, A.; KONOPLEV, A.V.; COMANS, R.N.J. (2007): Measuring the specific caesium sorption capacity of soils, sediments and clay minerals. - Applied Geochemistry 22 (1): 219-229
- DELVAUX, B.; KRUYTS, N.; MAES, E.; SMOLDERS, E. (2001): Fate of radiocesium in soil and rhizosphere. - In: GOBRAN, G.R.; WENZEL, W.W.; LOMBI, E. (Hrsg.): Trace elements in the rhizosphere; CRC Press, Boca Raton, S. 61-93
- DOWDALL, M.; STANDRING, W.; SHAW, G.; STRAND, P. (2008): Will global warming affect soil-to-plant transfer of radionuclides ?. - Journal of Environmental Radioactivity 99 (11): 1736-1745
- DRISSNER, J.; BÜRMAN, 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. - Journal of Environmental Radioactivity 41 (1): 19-32

- DUBOIS, G.; TOLLEFSEN, T.; BOSSEW, P.; DE CORT, M. (2004): GIS and radioecology. A data perspective. 10th EC GI & GIS workshop ESDI State of the Art Warschau; online unter: http://www.ec-gis.org/Workshops/10ecgis/papers/24june_dubois. (17.04.2007)
- FIELITZ-VOGEL, U. (1992): Ausbreitung und Transfer von Radiocäsium entlang des Pfades Boden-Pflanze-Reh in zwei unterschiedlichen Waldökosystemen, Dissertation; Göttingen
- GILLETT, A.G.; CROUT, N.M.J. (2000): A review of ^{137}Cs transfer to fungi and consequences for modelling environmental transfer. - *Journal of Environmental Radioactivity* 48 (1): 95-121
- GUILLITTE, O.; MELIN, J.; WALLBERG, L. (1994): Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. - *Science of the Total Environment. Special Issue: Forests and Radioactivity* 157: 207-217
- GULDER, H.J.; KÖLBEL, M. (1993): Waldbodeninventur in Bayern. - *Forstliche Forschungsberichte München*, Band 132
- HÄNNINEN, P. (1992): Application of ground penetrating radar techniques to peatland investigations. - In: HÄNNINEN, P.; AUTIO, S. (Hrsg.): *Fourth International Conference on GPR, Rovaniemi/Finland*. - Geological Survey of Finland Special Paper, Band 16, S. 217-221
- HIRD, A.B.; RIMMER, D.L.; LIVENS, F.R. (1996): Factors affecting the sorption and fixation of caesium in acid organic soil. - *European Journal of Soil Science* 47 (1): 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. - *European Journal of Wildlife Research* 51 (4): 263-270
- HOLDEN, J.; BURT, T.P.; VILAS, M. (2002): Application of ground penetrating radar to the identification of subsurface piping in blanket peat. - *Earth Surface Processes and Landforms* 27 (3): 235-249
- HUGGENBERGER, P. (1993): Radar facies. Recognition of characteristic braided river structures of the Pleistocene Rhine gravel (NE part of Switzerland). - In: BEST, J.; BRISTOW, C. (Hrsg.): *Braided rivers*. - Geological Society London Special Publication, Band 75, S. 163-167
- JOHNSON, K.D.; SCATENA, F.N.; JOHNSON, A.H.; PAN, Y. (2009): Controls on soil organic matter content within a northern hardwood forest. - *Geoderma* 148 (3/4): 346-356
- JOL, H.M.; BRISTOW, C.S. (2003): GPR in sediments. A good practice guide. - In: BRISTOW, C.S.; JOL, H.M. (Hrsg.): *Ground penetrating radar in sediments*. - Geological Society London Special Publication, Band 211, S. 9-27
- JOL, H.M.; SMITH, D.G. (1991): Ground penetrating radar of northern lacustrine deltas. - *Canadian Journal of Earth Sciences* 28 (12): 1939-1947
- KAMMERER, L.; HIERSCHE, L.; WIRTH, E. (1994): Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms. - *Journal of Environmental Radioactivity* 23 (2): 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. - *Science of the Total Environment* 192 (1): 49-61
- KIRSCHBAUM, M.U.F. (2006): The temperature dependence of organic-matter decomposition. Still a topic of debate. - *Soil Biology and Biochemistry* 38 (9): 2510-2518
- KÖGEL-KNABNER, I.; VON LÜTZOW, M. (2005): Das Klima aus dem Untergrund. - *Forschung* 30 (3/4): 33-35
- KONOPLEVA, I.; KLEMT, E.; KONOPLEV, A.; ZIBOLD, G. (2009): Migration and bioavailability of ^{137}Cs in forest soil of Southern Germany. - *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (4): 315-321
- KRUSE-IRMER, S.; GIANI, L. (2003): Vertical distribution and bioavailability of ^{137}Cs in organic and mineral soils. - *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166 (5): 635-641
- KRUYTS, N.; DELVAUX, B. (2002): Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. - *Journal of Environmental Radioactivity* 58 (2/3): 175-190

- KRUYTS, N.; THIRY, Y.; DELVAUX, B. (2000): Respective horizon contributions to Cesium-137 soil-to-plant transfer. A rhizospheric experimental approach. - *Journal of Environmental Quality* 29 (4): 1180-1185
- KRUYTS, N.; TITEUX, H.; DELVAUX, B. (2004): Mobility of radiocesium in three distinct forest floors. - *Science of the Total Environment* 319 (1-3): 241-252
- LEOPOLD, M.; VÖLKEL, J. (2003): GPR images of periglacial slope deposits beneath peat bogs in the Central European Highlands, Germany. - In: BRISTOW, C.S.; JOL, H.M. (Hrsg.): *Ground penetrating radar in sediments*. - Geological Society London Special Publication, Band 211, S. 181-189
- LEOPOLD, M.; VÖLKEL, J.; HEINE, K. (2006): A ground penetrating radar survey of late Holocene fluvial sediments in northwest Namibian river valleys. Characterization and comparison. - *Journal of the Geological Society London* 163 (6): 923-936
- LETTNER, H.; BOSSEW, P.; HUBMER, A.K. (1994): Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in angrenzenden Teilen von Oberösterreich. - *Umweltbundesamt-Report, Band 94/101*
- LETTNER, H.; GRIESEBNER, A.; PEER, TH.; HUBMER, A.K.; PINTARIC, M. (2006): Altitude dependent ¹³⁷Cs concentrations in different plant species in alpine agricultural areas. - *Journal of Environmental Radioactivity* 86 (1): 12-30
- LISKI, J. (1995): Variation in soil organic carbon and thickness of soil horizons within a boreal forest stand. Effect on trees and implications for sampling. - *Silva Fennica* 29 (4): 255-266
- LISKI, J. (1997a): Carbon storage in forest soil of Finland 1. Effect of thermoclimate. - *Biogeochemistry* 36 (3): 239-260
- LISKI, J. (1997b): Carbon storage in forest soil of Finland 2. Size and regional pattern. - *Biogeochemistry* 36 (3): 261-274
- LISKI, J.; LEHTONEN, A.; PALOSUO, T.; PELTONIEMI, M.; EGGERS, T.; MUUKKONEN, P.; MÄKIPÄÄ, R. (2006): Carbon accumulation in Finland's forests 1922-2004. An estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. - *Annals of Forest Science* 63 (7): 687-698
- LOWRY, C.S.; FRATTA, D.; ANDERSON, M.P. (2009): Ground penetrating radar and spring formation in a groundwater dominated peat wetland. - *Journal of Hydrology* 373 (1/2): 68-79
- MAES, E.; ISERENTANT, 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. - *European Journal of Soil Science* 50 (1): 117-125
- MARTIN, W.K.E.; TIMMER, V.R. (2006): Capturing spatial variability of soil and litter properties in a forest stand by landform segmentation procedures. - *Geoderma* 132 (1/2): 169-181
- MEINEL, K. (2008): Eine Feldstudie am Schwarzwild zum Einsatz von Ammoniumeisenhexacyanoferrat zur Reduzierung der Radiocäsiumbelastung, Dissertation. - *Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V., Band 15*
- MIETELSKI, J.W.; DUBCHAK, S.; BLAZEJ, S.; ANIELSKA, T.; TURNAU, K. (2010): ¹³⁷Cs and ⁴⁰K in fruiting bodies of different fungal species collected in a single forest in southern Poland. - *Journal of Environmental Radioactivity* 101 (9): 706-711
- OLSEN, R.A.; JONER, E.; BAKKEN, L.R. (1990): Soil fungi and the fate of radiocaesium in the soil ecosystem. A discussion of possible mechanisms involved in the radiocaesium accumulation in fungi and the role of fungi as a Cs-sink in the soil. - In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P.; BELLI, M. (Hrsg.): *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*; Elsevier, London/New York, S. 657-663
- PUTYRSKAYA, V.; KLEMT, E.; PALIACHENKA, H.; ZIBOLD, G. (2003): ¹³⁷Cs 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/vbmsgaqies.pdf> (30.03.2007), S. 1-5

4. LITERATURVERZEICHNIS

- RAFFERTY, B.; BRENNAN, M.; DAWSON, D.; DOWDING, D. (2000): Mechanisms of ^{137}Cs migration in coniferous forest soils. - *Journal of Environmental Radioactivity* 48 (2): 131-143
- RAFFERTY, B.; DAWSON, D.; KLIASHTORIN, A. (1997): Decomposition in two Pine forests. The mobilisation of ^{137}Cs and K from forest litter. - *Soil Biology and Biochemistry* 29 (11/12): 1673-1681
- RIGOL, A.; VIDAL, M.; RAURET, G. (2002): An overview of the effect of organic matter on soil-radio-caesium interaction. Implications in root uptake. - *Journal of Environmental Radioactivity* 58 (2/3): 191-216
- RÖMMELT, R.; HIERSCH, L.; SCHALLER, G.; WIRTH, E. (1990): Influence of soil fungi (basidiomycetes) on the migration of Cs^{134} + Cs^{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, London/New York, S. 152-161
- ROSA, E.; LALORCQUE, M.; PELLERIN, S.; GAGNÉ, S.; FOURNIER, B. (2009): Determining the number of manual measurements required to improve peat thickness estimations by ground penetrating radar. - *Earth Surface Processes and Landforms* 34 (3): 377-383
- RÜHM, W.; KAMMERER, L.; HIERSCH, 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. - *Journal of Environmental Radioactivity* 35 (2): 129-148
- RÜHM, W.; STEINER, M.; KAMMERER, L.; HIERSCH, L.; WIRTH, E. (1998): Estimating future radiocaesium contamination of fungi on the basis of behaviour patterns derived from past instances of contamination. - *Journal of Environmental Radioactivity* 39 (2): 129-147
- SAWHNEY, B.L. (1972): Selective sorption and fixation of cations by clay minerals. A review. - *Clays and Clay minerals* 20 (2): 93-100
- SCHALLER, G.; LEISING, CH.; KRESTEL, R.; WIRTH, E. (1990): Cäsium- und Kalium-Aufnahme durch Pflanzen aus Böden. - *ISH-Berichte*, Band 146
- SHELL, 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, London/New York, S. 118-129
- SCHILLING, B. (1997): Untersuchungen zum Verhalten radioaktiver Stoffe auf Monitoringflächen im Zeitraum 1990-94. - In: *GLA-Fachberichte*, Band 14, S. 25-47
- SCHILLING, B.; HAMMERL, J.; HOLZNER, G.; MAHLER, CH.; STIMMELMEIR, G. (2005): Monitoring der Radioaktivität im Boden. Veränderungen zwischen 1990 und 2003. - *GLA-Fachberichte*, Band 22
- SCHILLING, B.; ZEITLER, G. (1997): Flächenvariabilität von Stoffgehalten in Böden. - In: *GLA-Fachberichte*, Band 14, S. 1-24
- SCHIMMACK, W.; BUNZL, K.; DIETL, F.; KLOTZ, D. (1994): Infiltration of Radionuclides with Low Mobility (^{137}Cs and ^{60}Co) into a Forest Soil. - *Journal of Environmental Radioactivity* 24 (1): 53-63
- SCHIMMACK, W.; SCHULTZ, W. (2006): Migration of fallout radiocaesium in a grassland soil from 1986 to 2001. Part I: Activity-depth profiles of ^{134}Cs and ^{137}Cs . - *Science of the Total Environment* 368 (2/3): 853-862
- SCHUBERT, A. (1998): Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (LWF). Programm, Erfahrungen, Folgerungen. - In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Band 87, S. 355-358
- SCHUBERT, A. (2002): Bayerische Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen. Bodenuntersuchungen. - *Forstliche Forschungsberichte München*, Band 187
- SHAW, G.; BELL, J.N.B. (1994): Plants and radionuclides. - In: FARAGO, M.E. (Hrsg.): *Plants and chemical elements. Biochemistry, uptake, tolerance and toxicity*; VCH, Weinheim, S. 179-220
- 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. Results of a model validation study. - *Journal of Environmental Radioactivity* 84 (2): 285-296

4. LITERATURVERZEICHNIS

- SHCHEGLOV, A.I.; TSCETNOVA, O.B.; KLYASHTORIN, A.L. (2001): Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems; Nauka, Moskau
- SPÖRLEIN, P.; WÖLFEL, P. (2011): Ergebnisse aus zwei Jahrzehnten Radioaktivitätsbodendauerbeobachtung. - In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg.): Den Boden fest im Griff. 25 Jahre Bodendauerbeobachtung in Bayern; Augsburg; online unter: http://www.lwf.bayern.de/mitarbeiterverzeichnis/s-z/schubert/34225/linkurl_1.pdf (02.04.2012)
- STEINER, M.; LINKOV, I.; YOSHIDA, S. (2002): The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. - *Journal of Environmental Radioactivity* 58 (2/3): 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. - *Journal of Environmental Radioactivity* 79 (2): 107-118
- STREBL, F.; GERZABEK, M.H.; BOSSEW, P.; KIENZL, K. (1999): Distribution of radiocesium in an Austrian forest stand. - *Science of the Total Environment* 226 (1/2): 75-83
- 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, London/New York, S. 249-259
- SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. (1979): Decomposition in terrestrial ecosystems; Blackwell, Oxford/London
- TEGEN, I.; DÖRR, H.; MÜNNICH, K.O. (1991): Laboratory experiments to investigate the influence of microbial activity on the migration of cesium in a forest soil. - *Water Air and Soil Pollution* 57/58 (1): 441-447
- THIRY, Y.; KRUYTS, N.; DELVAUX, B. (2000): Respective horizon contribution to Cesium-137 soil-to-plant transfer. A pot experiment approach. - *Journal of Environmental Quality* 29 (4): 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, London/New York, S. 103-110
- VAN VORIS, P.; COWAN, C.; 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, London/New York, S. 61-74
- VÖLKEL, J. (1998): Tschernobyl-Cäsium in Böden von Stadt- und Waldökosystemen. - In: FRÜHAUF, M.; HARDENBICKER, U. (Hrsg.): Geowissenschaftliche Umweltforschung im mitteldeutschen Raum; UZU, Halle, S. 191-197
- VÖLKEL, J. (2002): Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns. - *Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ)*, Band 1; online unter: <https://mediatum2.ub.tum.de/node?id=634400> (29.11.2007)
- VÖLKEL, J. (2003): Bodenbelastung durch Radionuklide. - In: INSTITUT FÜR LÄNDERKUNDE LEIPZIG (Hrsg.): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Relief, Boden und Wasser; Spektrum, Heidelberg/Berlin, S. 114-115
- VÖLKEL, J.; FIENEMANN, K.; MAHR, A. (1997): Modelle zur Cäsiumfixierung in radioaktiv hoch belasteten Gebieten Bayerns. - In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Band 85, S. 793-796
- VÖLKEL, J.; HÜRKAMP, K.; LEOPOLD, M.; WINKELBAUER, J. (2009): Monitoring zur Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden. Abschlussbericht. - *Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ)*, Band 15; online unter: <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=982527> (12.07.2010)
- VÖLKEL, J.; LEOPOLD, M. (2006): Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden. - *Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ)*, Band 10; online unter: <https://mediatum2.ub.tum.de/node?id=634399> (28.11.2007)

4. LITERATURVERZEICHNIS

- VON LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I. (2009): Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition. What do we know?. - *Biology and Fertility of Soils* 46 (1): 1-15
- WÄLDER, K.; FRISCHBIER, N.; BREDEMEIER, M.; NÄTHER, W.; WAGNER, S. (2008): Analysis of O_F-layer humus mass variation in a mixed stand of European beech and Norway spruce. An application of structural equation modelling. - *Ecological Modelling* 213 (3/4): 319-330
- WALTHERT, L.; LÜSCHER, P.; LUSTER, J.; PETER, B. (2002): Langfristige Waldökosystem-Forschung LWF. Kernprojekt Bodenmatrix; Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf
- WARNER, B.G.; NOBES, D.C.; THEIMER, B.D. (1990): An application of ground penetrating radar to peat stratigraphy of Ellice Swamp, Southwestern Ontario. - *Canadian Journal of Earth Sciences* 27 (7): 932-938
- WELTE, E. (1949): Humus und Klima. - *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde* 46 (1): 244-278
- WHITE, P.J.; BROADLEY, M.R. (2000): Mechanisms of caesium uptake by plants. - *New Phytology* 147 (2): 241-256
- WINKELBAUER, J. (2008): Monitoringflächen in Waldökosystemen Bayerns zur Überwachung anthropogen induzierter Radionuklid-Aktivitäten am Beispiel von Radiocäsium. GIS-gestützte Konzeptionierung und deren Umsetzung anhand zweier Praxisbeispiele, Diplomarbeit. - Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ), Band 14; online unter: <https://mediatum2.ub.tum.de/node?id=982563> (06.07.2010)
- ZHIYANSKI, M.; BECH, J.; SOKOLOVSKA, M.; LUCOT, E.; BECH, J.; BADOT, P.M. (2008): Cs-137 distribution in forest floor and surface soil layers from two mountainous regions in Bulgaria. - *Journal of Geochemical Exploration* 96 (2/3): 256-266
- ZIEKUR, R. (2000): Georadar in der Bodenkunde. - In: *Geologisches Jahrbuch der BGR Hannover*, Band E52, S. 9-34

5. Danksagung

Besonderer Dank gebührt in erster Linie meinem Mentor Prof. Dr. Jörg Völkel für das entgegengebrachte Vertrauen in meine Arbeit, die umfassende Beratung und Unterstützung sowie die zahlreichen Möglichkeiten zur Erweiterung meines wissenschaftlichen Horizontes auch über das eigene Fachgebiet hinaus.

Den wissenschaftlichen Mitarbeitern am Extraordinariat für Geomorphologie und Bodenkunde – PD Dr. Matthias Leopold, Dr. Kerstin Hürkamp und Dipl. - Geogr. Juliane Huber – danke ich recht herzlich für die kollegiale Zusammenarbeit, die fachliche und methodische Hilfe sowie die anregenden Diskussionsrunden.

Den labortechnischen Angestellten Frau Tanja Lutter und Herrn Alexander Forster danke ich für ihre schnelle und zuverlässige Arbeit, ohne die die fristgerechte Bewältigung des schier unendlichen Probeninventars nicht möglich gewesen wäre. Des Weiteren gilt mein Dank allen derzeitigen und ehemaligen Hilfskräften für ihre Unterstützung in Labor und Gelände.

Ebenso bedanke ich mich bei allen zuständigen Ämtern und Institutionen (Bayerisches Landesamt für Umwelt, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Bayerische Staatsforsten, Bundesamt für Strahlenschutz) für ihre Kooperation und Datenbereitstellung.

Dank auch an die TUM Graduate School und das Graduiertenzentrum Weihenstephan (GZW) für das promotionsbegleitende Betreuungs- und Fortbildungsangebot.

Die Finanzierung des Forschungsprojekts „Monitoring zur Standortvariabilität von Radio-¹³⁷Cäsium in Böden“ Az. 96f-U8803.03-2005/1-5 erfolgte durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit. Insbesondere gedankt sei an dieser Stelle Herrn Ministerialrat a.D. Dr. Rudolf Dehos für die beständige Zusammenarbeit.

Besonderer Dank gebührt darüber hinaus der Universität Bayern e. V. für die finanzielle Unterstützung des Promotionsvorhabens durch ein Stipendium nach dem Bayerischen Eliteförderungsgesetz BayEFG.

Anhang

Publikation I

WINKELBAUER, J.; VÖLKEL, J.; LEOPOLD, M. (in press): A novel approach to monitoring the Cs-137 contamination of forest soils in Bavaria, Germany. - Die Erde 143 (1/2), aktuell im Druck, Seitenzahlen und DOI noch nicht bekannt

Publikation II

WINKELBAUER, J.; VÖLKEL, J.; LEOPOLD, M.; HÜRKAMP, K.; DEHOS, R. (in press): The vertical distribution of Cs-137 in Bavarian forest soils. - European Journal of Forest Research, online veröffentlicht bei SpringerLink, DOI: 10.1007/s10342-012-0626-5

Publikation III

WINKELBAUER, J.; VÖLKEL, J.; LEOPOLD, M.; BERNT, N. (2011): Methods of surveying the thickness of humous horizons using ground penetrating radar (GPR): an example from the Garmisch-Partenkirchen area of the Northern Alps. - European Journal of Forest Research 130 (5): 799-812.

Publikation I

A novel approach to monitoring the Cs-137 contamination of forest soils in Bavaria, Germany

WINKELBAUER, J.; VÖLKELE, J.; LEOPOLD, M.

in press

Die Erde 143 (1/2)

ISSN 0013-9998

Manuskriptversion der in dieser Form am 19.01.2012
zur Veröffentlichung angenommen Publikation,
Publikation erscheint in Die Erde, Ausgabe 143 (1/2),
Seitenzahlen und DOI noch nicht bekannt

© copyright by Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin

Manuscript

A novel approach to monitoring the Cs-137 contamination of forest soils in Bavaria, Germany
Neuer Ansatz zur Überwachung der Cs-137 Belastung von Waldböden in Bayern, Deutschland

Jennifer Winkelbauer, Jörg Völkel & Matthias Leopold

TU München, Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Geomorphology and Soil Science, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, D-85354 Freising, Germany, + 49 8161 71 2504 (geo@wzw.tum.de)

Abstract

Regarding the radioactive fission product Cs-137, particularly forest soils are hot spots of long-term contamination. Previous studies have indicated that monitoring should take account of the exceptional role of humus for Cs-137 mobility and bioavailability to effectively evaluate contamination patterns and to enhance future protection strategies in forests. As official programmes in Bavaria lack such considerations, a new monitoring project has been established together with the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health, focussing on humus-controlling landscape parameters (relief, vegetation etc) as crucial core criteria. Comprising a total of 48 sites, the project provides a solid base for future research. Both the site selection process and first results are presented hereby.

keywords: radiocesium, forest soils, humus, Bavaria

Summary

Latest incidents in Japan prove that nuclear accidents are still a hazardous threat to ecosystems worldwide. Regarding the radioactive fission product Cs-137, particularly forest soils are hot spots of long-term contamination. In the case of forest rich Bavaria, one of the German states affected most severely by Chernobyl born radionuclide deposition in 1986, this topic is of high relevance. Particular considerations also include the development of specific monitoring approaches to effectively determine and evaluate the distribution of Cs-137 in forests. Numerous previous studies have indicated that monitoring should take special account of the role of humus for Cs-137 mobility and bioavailability in this context. Official programmes in Bavaria, however, lack such considerations concerning the controlling influence of humus. Hence, a new monitoring project has been established across the Bavarian state forests together with the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health, focussing on humus-controlling landscape parameters as crucial core criteria. The concept design divides state forests into several units of distinctive landscape types and subjects each of them to a strict filtering scheme in order to create a consistent selection of deciduous/coniferous as well as steep/flat monitoring sites in representative altitudes. Site area varies with altitude (low/high mountains: 30x30 m; lowlands: 50x50 m). Additional filters further consider site homogeneity, proximity to other official monitoring instruments, information supply, turbation, accessibility, and regular distribution.

This paper explains the transfer of these standards into a GIS based application routine and discusses its feasibility. Besides, the established monitoring sites and first results on current Cs-137 loads are presented. In summary, a total of 48 monitoring sites got established (48 soil profiles, 96 soil monoliths, 96 composite samples). The GIS interface has proven to be a helpful tool in this context. The presented monitoring succeeds in providing a comprehensive picture of the broad range of Cs-137 activities throughout Bavarian forest soils. Composite samples, taken according to official AVV-IMIS standards (~ 30 random samples per site conjoined to one humus and mineral composite each), show that the average specific Cs-137 activity within the uppermost ~30 cm varies between 31.78-1214.00 Bq kg⁻¹ (humus) and 5.68-232.00 Bq kg⁻¹ (mineral soil). The results highlight characteristic spatial patterns and demonstrate that the specific Cs-137 activity in humus is still comparatively high. In all, the established data base provides a solid basis for further investigations on the driving factors of the vertical Cs-137 distribution in forest soils as well as on questions of bioavailability and effective soil-to-plant transfer. Beyond that, the presented approach can as well be transferred to any other forest soil contaminant of interest.

Zusammenfassung

Die aktuellen Vorfälle in Japan verdeutlichen eindrücklich, dass nukleare Unfälle nach wie vor eine gefährliche Bedrohung für Ökosysteme weltweit darstellen. Das radioaktive Spaltprodukt Cs-137 sorgt insbesondere in Waldböden für lang anhaltende Kontaminations-*hot spots*. Für Bayern ist diese Problematik aufgrund des Waldreichtums und der extrem hohen Radionuklidbelastung infolge des Reaktorunfalls von Tschernobyl 1986 von äußerst hoher Relevanz. Das betrifft auch die Entwicklung gezielter Monitoringansätze, um die Verteilung von Cs-137 in Wäldern effektiv erfassen und zukünftige Schutzmaßnahmen verbessern zu können. Zahlreiche aktuelle Studien weisen darauf hin, dass dem Einfluss der organischen Auflagen auf die Mobilität und Bioverfügbarkeit von Cs-137 dabei verstärkt Rechnung getragen werden muss. Da offizielle Monitoringprogramme in Bayern diesen Zusammenhang bisher kaum berücksichtigen, wurde in Zusammenarbeit mit dem

Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit ein völlig neues Monitoringkonzept erstellt. In dessen Fokus stehen als zentrale Auswahlkriterien vor allem landschaftsökologische Parameter mit besonderem Einfluss auf die Humusbildung. Anhand des Konzepts werden die Staatswälder unterteilt nach Standortkundlichen Landschaftseinheiten. Jede dieser Einheiten durchläuft anschließend ein spezielles Auswahlschema mit dem Ziel einer ausgewogenen Berücksichtigung von Nadel- und Laubwäldern, steilen und flachen Geländepositionen sowie repräsentativer Höhenstufen. Die Flächengröße richtet sich nach der jeweiligen Höhenlage (Mittel-/Hochgebirge: 30x30 m; Flachland: 50x50 m). Als weitere Kriterien werden Flächenhomogenität, Nähe zu sonstigen offiziellen Monitoringprogrammen, Informationslage zu Standorten, Turbationsereignisse, Erreichbarkeit und eine gleichmäßige Verteilung berücksichtigt.

Im Rahmen dieser Arbeit wird die GIS-basierte Umsetzung dieses Auswahlprozesses dargestellt und diskutiert. Darüber hinaus werden die ausgewählten Monitoringflächen inklusive erster Ergebnisse bezüglich aktueller Cs-137-Aktivitäten in den Böden präsentiert. Anhand des Auswahlprozesses wurden insgesamt 48 Flächen ausgewählt (48 Bodenprofile, 96 Bodenmonolithen, 96 Mischproben). Der GIS-basierte Ansatz hat sich dabei als hilfreiche Methode bewährt. Die nach offiziellen AVV-IMIS Standards erhobenen Mischproben (je eine Mischprobe für organische Auflagen bzw. für Mineralboden aus ~30 zufällig verteilten Sondierungen pro Fläche) ergeben, dass die durchschnittliche spezifische Cs-137 Aktivität innerhalb der obersten ~30 cm zwischen 31.78-1214.00 Bq kg⁻¹ (organische Auflagen) bzw. 5.68-232.00 Bq kg⁻¹ (Mineralboden) schwankt. Die Ergebnisse heben charakteristische räumliche Verteilungsmuster hervor und verdeutlichen die nach wie vor sehr hohen Cs-137 Aktivitäten in den organischen Auflagen. Darüber hinaus liefert das umfangreiche Dateninventar eine fundierte Basis für zukünftige Fragestellungen und Untersuchungen bezüglich der steuernden Faktoren der vertikalen Verteilung von Cs-137 und seiner Bioverfügbarkeit (Transfer Boden-Pflanze) in Waldböden allgemein. Ebenso kann der vorgestellte Ansatz universell auf andere Schadstoffe in Waldböden übertragen werden.

Résumé

La catastrophe au Japon en 2011 nous rappelle le danger potentiel permanent lié à des centrales nucléaires et menaçant les écosystèmes mondiaux. Dans un premier temps, c'est le radionucléide Cs-137 qui produit des réservoirs de longue durée dans les sols sous forêt. Dès l'accident nucléaire grave de Tchernobyl en 1986, ce problème se manifeste dans des vastes zones forestières en Bavière et ceci jusqu'à nos jours. Les considérations du moment incluent aussi des différentes méthodes d'observation pour mesurer et documenter la concentration du Cs-137 dans les forêts. L'importance de la couche organique superficielle pour la mobilité et disponibilité du Cs-137 pour des plantes est prouvée par de nombreuses études. Jusqu'à présent, les programmes d'observation opérant en Bavière ne tiennent pas compte de ce fait, mais un nouveau concept fut créé récemment en coopération avec le Ministère bavarois de l'environnement et de la santé. Les critères principaux de le concept sont représentés par des paramètres géo-écologiques qui contribuent à la formation de la matière organique. Selon ce concept les forêts nationales sont divisées en plusieurs unités morpho-pédologiques. Puis, chacune d'elles est soumise à un procédé de sélection visant à évaluer la distribution des forêts de conifères et de feuillus, du relief raide ou plat et des étages du relief d'altitudes différentes. L'extension de chaque surface dépend de l'altitude, ca veut dire pour le relief montagneux 30x30 m, pour le relief plat 50x50 m. D'autres critères qui s'y ajoutent sont l'homogénéité des surfaces, le degré de surveillance, des informations détaillées locales, des

distances aux stations de surveillance environnementale variables et, en tout, une distribution proportionnée.

L'étude présente illustre la transformation du procédé de sélection basé à un SIG, y inclus une présentation des surfaces choisies pour l'observation permanente et des premiers résultats de la mobilité du Cs-137 dans les sols. En total 48 surfaces différentes étaient déterminées et documentées par le même nombre de profils de sol et par 96 monolithes et 96 échantillons de sol mixtes. Méthodiquement on a profité beaucoup de l'usage d'un SIG. Les échantillons pris selon le standard AVV – IMIS (un échantillon de la matière organique et un du sol minéral, chacun composé de 30 sondages) démontrent que l'activité moyenne du CS-137 jusqu'à une profondeur de 30 cm fluctue fortement entre 31.78 – 1214.00 Bq kg⁻¹ (couches organiques superficielles) et 5.68 – 232.00 Bq kg⁻¹ (sols minéraux). Les résultats font preuve d'une distribution spatiale typique de l'activité du Cs-137 toujours forte dans la matière organique. Par ailleurs, le grand nombre de données collectionnées constitue une base solide pour des futures recherches en considération des facteurs dirigeants la distribution verticale du Cs-137 et sa disponibilité pour des plantes dans les sols sous forêt. De même, la méthode présentée dans cette étude peut être utilisée pour la recherche d'autres substances dangereuses déposées dans ces sols.

1. Introduction

As a result of the Chernobyl nuclear accident in 1986, vast amounts of the toxic radioactive contaminant Cs-137 (half life: 30.17 yrs) have been deposited across Europe. Because of its pronounced similarity in ionic diameter and hydration energy, the monovalent alkali metal cesium is an effective chemical substitute for the essential nutrient potassium (*Kruyts et al. 2000, Shaw and Bell 1994, Schaller et al. 1993, vanVorvis et al. 1990*). In general, its plant availability in soils negatively correlates with clay content and positively with organic matter content (*deKoning et al. 2007, Kruyts et al. 2000, Maes et al. 1999, Hird et al. 1996, Comans et al. 1991, Andolina and Guillitte 1990, Sweeck et al. 1990, vanVorvis et al. 1990, Cremers et al. 1988*). Hence, organic layers represent an important and persistent Cs-137 sink and source within the dynamic system of matter cycles (*Shcheglov et al. 2001*). Particularly in forest ecosystems, the complex interaction of poorly decomposable litter, low pH values, insufficient potassium supply and reduced activity of soil organisms encourages the development of massive organic layers resulting in an effective physicochemical barrier against downward cesium dislocation into mineral soil horizons (*Konopleva et al. 2009, Zhiyanski et al. 2008, Kruyts and Delvaux 2002, Völkel 2002, Shcheglov et al. 2001, Völkel 1998, Andolina and Guillitte 1990*). Moreover, other than in agricultural soils (periodical ploughing), the translocation of cesium in forest soils exclusively depends on natural processes. Hence, forest soils feature a completely different long-term contamination potential. Compared to an average of approx. 37 Bq kg⁻¹ in agricultural soils (*Bayerisches Landesamt für Umwelt 2006a*), strikingly high activity levels are still prevalent in the organic layers of forest soils, particularly in Of- and Oh-horizons of low mountain and alpine regions with activities typically ranging between 1,000 and 4,000 Bq kg⁻¹ in Bavaria, Germany (*Völkel and Leopold 2006, Völkel 2002, Pietrzak-Flis et al. 1996, Kammerer et al. 1994*). This results in persistently high Cs-137 activities in certain fungi and game species (esp. *xerocomus badius* and *sus scrofa*) (*Bayerisches Landesamt für Umwelt 2006b*) due to the specific interrelation of metabolic/dietary characteristics and soil contamination depths (*Hohmann and Huckschlag 2005, Stemmer et al. 2005, Putyrskaya et al. 2003, Steiner et al. 2002, Rühm et al. 1998, Kammerer et al. 1994*).

2. Objectives

The preceding facts demonstrate that the specific distribution of total Cs-137 contents in forest soils, represented as activity per mass (Bq kg^{-1}) or area (Bq m^{-2}), significantly depends on the composition of its organic layers and thus on the environmental landscape parameters which influence their accumulation and decomposition. The necessity of incorporating the aspect of landscape ecology into long-term radiocesium monitoring approaches has been confirmed by numerous publications dealing with radiocesium mapping and surveying, among others by *Dubois et al. (2004)* and *Bossew (2003)*. Sampling approaches based on landscape classifications are found to by far outweigh grid distribution based sampling or the exclusive selection of long-term stability sites in this context (*Bossew 2003*). The International Atomic Energy Agency (IAEO) supports this position and criticizes the overall insufficient consideration in state-of-the-art monitoring approaches (*Bossew 2003*). Particularly with regards to suspected global warming and its potential effects on soil-to-plant transfer of nutrients, the dynamics of radionuclides in forest soils are supposed to be of growing interest in future (*Dowdall et al. 2008*).

In the case of Bavaria, only 8 special radionuclide long-term monitoring sites have been continuously maintained by the Bavarian Environment Agency since 1990 (*Schilling et al. 2005*). Although reflecting different deposition regimes and ecological backgrounds, both the number and distribution of these sites is critical with regards to an elaborate representation of the entire 2.56 Mio ha of forest in Bavaria. Against this background, a new comprehensive survey network has been established in cooperation with the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health, to further enhance the value of long-term governmental radioprotection strategies in forest ecosystems.

Comprehensive studies on this issue have been carried out by *Völkel (2002, 1998, 1995)* and summarized in a default guideline which defines both the required site distribution strategy as well as sampling standards for such a monitoring (*Völkel and Leopold 2006*). The guideline's aim is to facilitate the comparable determination of the general variability and vertical distribution of Cs-137 activities (Bq kg^{-1} ; Bq m^{-2}) in forest soils of all different landscape types (natural/semi-natural) of Bavaria by an identical sampling procedure. The distribution strategy defines the number of required monitoring sites in general as well as the distribution across several stand, inclination, and altitude types. The sampling standards define a completely novel approach for a horizon based site sampling in case of a renewed nuclear accident (site dimension, characterization/classification of organic layer thicknesses, number of samples, extraction, preparation, recording, sampling depths). By assuring a systematic sampling of different humus thicknesses, this procedure will not only be capable of rendering the average pollution within the several landscapes but, moreover, to identify the prevailing Cs-137 variety as well as characteristic hot spots. Although designed exemplarily within forest ecosystems of Bavaria, this basic approach can be transferred to any particular environment of interest, making it a very valuable tool for radio-ecological monitoring in forest ecosystems worldwide.

The concept presented in this paper primarily transfers these standards into a practical GIS based site selection routine. Besides the detailed description of the fundamental selection process, a short characterization of the installed monitoring sites and first results on the general Cs-137 distribution pattern across Bavarian forest soils are presented here. The resulting monitoring inventory offers the unique possibility of elaborately surveying the Cs-137 contamination throughout the entire Bavarian state territory. Further tasks will be to characterize and quantify future contamination risks in subsequent investigations by comprehensively evaluating the observed Cs-137 contamination patterns via geostatistical analysis with regards to the underlying site specific ecological and edaphic parameters.

3. Study area

Bavaria is located in the southeast of Germany and is characteristically confined by the high mountain ranges of the Alps towards the Republic of Austria to the South and by the low mountain ranges of the Bavarian Forest towards the East (Czech Republic). These two mountain ranges together with the escarpment landscape of the Swabian Alb form distinctive contrasts to the lowland and basin character along the main drainage line of the Danube river valley (Fig 1a). The topic of Cs-137 contamination of forest soils plays a very important role in this area for two main reasons. On the one hand, in 1986 Bavaria experienced the highest radionuclide deposition far beyond the rest of Germany. On the other hand, Bavaria is the one German state with the highest percentage of forested areas. A total of 2.56 Mio ha is covered with forests, 30.1 % of which are state forests (Fig 1b) (*Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 2004). It is on these that the study is primarily focussed.

Fig 1

4. Materials and Methods

4.1. Pre-selection

a) Selection criteria

Originally, the site selection was based on a specifically designed default guideline for the monitoring of Cs-137 in forest soils by *Völkel* and *Leopold* (2006) as explained in chapter 2. The data sets used for site selection hence primarily focus on the humus-controlling parameters landscape type, stand composition, inclination, and altitude. At the same time, the approach requires a comprehensive survey design additionally considering various organizational criteria, which prepare and facilitate future tasks of implementation and sampling (site dimension, accessibility etc.). Fig 2 summarizes all relevant criteria.

Fig 2

The concept of landscape regionalization is a key element of the selection process. As the defined units share the same set of abiotic parameters, they provide a general base for approximating the spatial variability of humus types and should each be represented by their own set of monitoring sites (*Völkel* and *Leopold* 2006). Several approaches can be used for this purpose. One of them is the concept of *natural regions* (Fig 3) as defined by the German landscape classification of *Meynen* et al. (1962), for which the studies of *Völkel* (2002) and *Völkel* and *Leopold* (2006) demonstrate a correlation in terms of cesium variability. The categorization focuses particularly on geological, geomorphological, and climatological differences. The typical altitude and precipitation ranges for the 95 subdivisions demonstrate the huge ecological landscape variety within Bavaria, stretching from less variable lowland units to low and high mountain regions with prominent variations of altitude and precipitation (Tab 1). This again stresses the importance of an initial regionalization.

Tab 1

Fig 3

To encounter the intrinsic problem of generalization, however, the crucial landscape parameters of relief and forest stand properties have to be investigated separately. As humus

thickness and variability increase with increasing *altitude* and precipitation, lowland regions (<500 m) get two and low mountain and high mountain regions (>500 m) four sites each in order to depict characteristic variations. Small-scale variations of *inclination* are also considered by incorporating a distinction between flat and steep slopes at values of 10-15° acc. to *Bastian* (1999) and *Ad-hoc AG Boden* (2005). Furthermore, the approach accounts for the major effect of *forest stand properties* on humus composition by distributing the monitoring sites equally in both deciduous and coniferous stands. For the selection process, those core criteria are interconnected to a strict distribution scheme (Fig 4), which assures that the sites properly reflect the ecological variety within each natural region.

Fig 4

In low and high mountain regions the site area is set to 30x30 m. Due to generally lower spatial variability, dimensions of 50x50 m are applied in lowlands in order to capture the whole range of thicknesses adequately (*Völkel* and *Leopold* 2006). The sites have to be *homogenous* concerning the core criteria and are disqualified for further investigations if they show significant disturbances due to *mechanical turbation processes* (no wind throw and uprooting, no forestry measures within the last 20 years) in order to avoid a misinterpretation of the natural translocation velocity within the investigated soil profiles (*Völkel* and *Leopold* 2006). As it is a major goal to optimize the detection of high contamination risks, extensive forest stands of at least 1-2 ha should be focused on (*Völkel* and *Leopold* 2006), since forest wildlife browsing districts will then commonly exclude less contaminated agricultural surroundings (*Kiefer* et al. 1996, *Fielitz-Vogel* 1992). For pragmatic purposes *unobstructed accessibility* should be consequently promoted. In order to assure long-term research permissions, the selection should be limited to *state forests* (governmental cooperation). Despite focussing on ecological representativeness, a *regularly spaced distribution* has to be attempted in order to avoid large survey gaps and to meet the official AVV-IMIS standards (AVV-IMIS: Allgemeine Verwaltungsvorschriften zum Integrierten Mess- und Informationssystem / General administrative regulations for the integrated monitoring and information system) (*Bundesministerium für Justiz* 2006). To establish the concept as an effective administrative instrument, it should be linked to already *existing* (radioactivity) *monitoring programmes*, especially to the federal IMIS sites for the continuous monitoring of the ambient dose rate of the air operated by the Federal Office for Radiation Protection (BfS) as well as to the Bavarian soil radioactivity monitoring sites of the Bavarian Environment Agency (LfU). The proximity to other ecological monitoring stations, e.g. by the LfU long-term soil monitoring program and GRABEN project (GRABEN: Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze / Scientific fundamentals for the execution of the soil protection laws), which will be helpful for interpreting the sites in a comprehensive ecological context. For further optimization, the degree of *information supply* provided by data sets such as geological, soil or vegetation maps should be considered. Finally, the data set is extended by the relevant contact information on the responsible *district authorities*.

b) Data base

In a next step, the specified selection criteria got transferred to digital data sets and interconnected within a common GIS data base using ArcMap Version 9.3 by ESRI ArcGIS. GIS applications have by now established as a common tool for data management and analysis in the fields of spatial planning and radioprotection (*Bossew* 2003, *deNooijer* and *Chabanyuk* 2002, *Deville-Cavelin* et al. 2002, *Kolejka* 2002b, *Siegel* and *Palko* 2002, *deCort*

M. et al. 1998, Schell and Linkov 1996). The data base itself has been designed following general principles as provided a. o. by Liebig and Mumentey (2005), Bernhardsen (2002), Haines-Young (1998), and the studies cited above. Fig 5 represents the outline of the general data processing. Natural regions were delineated by a shapefile obtained from the Bavarian Environment Agency (LfU). The digital elevation model for altitude classification and relief characterization was based on NASA's free Shuttle Radar Topography Mission data (SRTM) with a 90x90m spatial resolution. State forest stands were defined by an inventory shapefile obtained from the Bavarian State Forestry administration (BaySF). Stand properties, slope inclinations as well as accessibility data were taken from the digital version of the 1:25.000 or 1:50.000 topographic sheets of the Bavarian Topographical Survey. The availability of geological and soil maps was indicated by shapefile grids of the same scales (source: LfU). Coordinates for the IMIS ambient dose rate stations were provided by the Federal Office for Radiation Protection (BfS), for GRABEN and long-term soil monitoring sites by the LfU. Other Bavarian monitoring programmes on ground water, forest climatology as well as pollutants in trees, mosses and soils were outlined in a map edited by the working group on long-term environmental monitoring (source: Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health). Following the pre-processing of each data set, the sets were then merged with the GIS interface in order to facilitate the subsequent selection analysis (cf. Winkelbauer 2008).

Fig 5

c) Selection process

The actual selection process followed a specific order which was set in advance in order to assure the same succession of criteria for every single monitoring site (Fig 6). The exclusive selection of state forest stands represents the first and major step of site selection. After that, the state forests were divided into deciduous and coniferous vegetation as well as flat and steep slope segments.

Fig 6

To extract representative altitudes, the DEM has been grouped into three different altitude classes (<500 m, 500-1000 m, >1000 m) which reflect characteristic differences in humus variability (Völkel and Leopold 2006). Based on this classification, potential sites have been assigned to the most frequent class. If two classes were equally abundant, both of them were covered. Because of this complex core element, the analysis is significantly complicated, particularly in regions with a rugged terrain. In order to render a reliable contamination pattern, however, this step is obligatory. In addition, sites with comprehensive cartographic information and close proximity to IMIS ambient dose rate stations and stations of the long-term soil survey programmes, as well as those located in natural forest reserves have been preferred. Finally, site selection has been revised with respect to their consistent and even distribution as well as to their position in larger contiguous stands. The remaining criteria have only been additionally considered if compatible with the above listed requirements.

4.2. Actual selection

As deduced from chapter 4.1, the original default concept would in fact propose a very high number of more than 100 monitoring sites. In the context of the project, however, the number of sites had to be significantly reduced with regard to the feasibility limitations set by the Bavarian Environment Agency as the administrative office in charge of future maintenance. Thus, the concept of natural regions was ex post replaced by the alternative structure of a phytogeographical landscape classification as defined by *Wittmann* (1991) with only 15 spatial subdivisions in total. Developed in the context of forestry and land use, the later classification mainly focuses on significant changes in landscape features determining plant growth and vegetation composition. Besides relief, soil, temperature, precipitation and dryness index the parameters vegetation period and land use potential are of particular interest in this case. As such, it combines the more objective geographical natural regions (categorized by more precise geological, geomorphological and climatological differences), to bigger units of similar plant growth and land use potential (depending on species tolerance). Unit boundaries therefore resemble each other – however on different scales. After having transferred the original sites to the new divisions, their number of sites was adjusted according to both the size of the divisions as well as the potential contamination risk with respect to a consistent distribution pattern. In the end, the number of monitoring sites was reduced to a total of 48 sites.

5. Results

5.1. Pre-selection

The original pre-selection yielded 135 sites (Fig 7) throughout Bavaria, comprising either two (lowland) or four (low and high mountain) sites per natural region. The analysis of the distribution pattern shows that many monitoring sites are clustered. Certain concentration effects can also be recognized at the scale of the entire state territory. Regions of higher altitude (>500 m), such as the Alps, are systematically covered with a higher number of monitoring sites. In combination with a subdivision into a lot of small-area natural regions, this results in an exceptionally high site density.

Fig 7

Concerning information supply and proximity to existing monitoring stations, the sites are generally characterized by great distances to each other, mostly exceeding 10 km and being the highest in case of the LfU long-term radionuclide soil contamination monitoring sites due to their low abundance. In contrast, as the GRABEN sites are positioned within a very closely spaced 8x8 km grid (*Hangen* et al. 2010), most of the sites are located within a 5 km radius to the later. Occasional larger distances can be explained by some prominent gaps within the GRABEN grid. Furthermore, the field investigation of the sites showed that the de facto forest stand vegetation at most sites labelled “deciduous “ either does not at all or at least only in parts match the expected properties but consists of coniferous or mixed forest instead. Reasons for such discrepancies can be both the loss of information by generalization as well as possible out-of-date information contained in the used topographic maps. For further analysis see *Winkelbauer* (2008).

5.2. Actual monitoring sites

Fig 8a shows the final selection of 48 monitoring sites for actual implementation after the conducted reduction. As can be seen, the concentration effect of the very irregular state-owned forest stand distribution is still recognizable to a certain extent. However, the strongly clustered and thus partially redundant site distribution as caused by the original selection sketch has been successfully removed. The phytogeographical unit of the Rhein-Main river lowland (extreme Northwest) has, in this version, even been completely excluded from the network because of its insignificant size and the absence of state-owned forest stands. The intended balance of coniferous and deciduous forest areas within each unit could not be fully achieved. Yet, the absolute focus is still on the adequate representation of the typical terrain/altitude characteristics of each unit. Ranging from shallow Rego-/Leptosols to well developed Luvisols and Podzols as well as hydromorphic Stagno-, Gleysols and peat bodies, cover the whole range of representative soil types of Bavaria. Reflecting its dominance as the most prominent soil type within the study region, the majority of sites is represented by Cambisols, most of which are specified as Dystric Cambisols. Most frequently, the soils are covered by moder or mull humus forms. As progressing acidification is a common phenomenon in many Bavarian forest ecosystems, some of the sites show pronounced initial podsollic tendencies.

So far, all 48 sites have been installed and sampled comprising an actual inventory of 1 soil profile (1 m depth), 2 soil monoliths (30 cm depth), and 2 composite samples (30 cm depth) for each site, which altogether render more than 880 gamma-spectrometric records on the specific activity of Cs-137. The composite samples represent the official AVV-IMIS standard procedure for Cs-137 monitoring in soil according to *Bundesministerium für Justiz* (2006). Both soil profiles and monoliths form the basis for a horizon specific sampling procedure as recommended by *Völkel* and *Leopold* (2006). Beside gamma-spectrometry, these samples have also undergone supplementary lab analysis including total C- and N contents, pH and effective cation exchange capacity as well as grain size analysis of mineral soil samples.

Fig 8

5.3. General Cs-137 contamination in Bavaria

Fig 8b illustrates the results of the official AVV-IMIS sampling procedure according to *Bundesministerium für Justiz* (2006). Representing the average specific Cs-137 mass activity in Bq kg^{-1} , the results allow a first glance on the current contamination situation in Bavaria.

The procedure was to extract 30 random single samples from across the entire site area, cut out by a 30 cm long metal tube ($\text{Ø } 5.5 \text{ cm}$). The sample matter within the tubes was then carefully separated into a) humus (excluding L horizons) and b) mineral horizons. For each category the sample matter of all 30 extractions per site was then assembled to one specific composite sample (humus, mineral). For all 48 sites, this corresponds to a total of 1440 cut-ins and 96 composite samples. At the sites RF16, RF31, and RF43, all mull (L, Ah) dominated profiles, however, humus records are missing due to systematic reasons, as no such samples could be produced according to IMIS standards (no L sampling!). The same applies to the site RF35, where not enough sampling material could be provided (shallow oligomull humus). Also, no mineral record is available from site RF32, as this is a histosol on solid bedrock.

Regarding the uppermost ~30 cm of the soil, the average specific Cs-137 mass activity recorded varies from 31.78 to 1214.00 Bq kg^{-1} ($\text{Ø } 313.38 \text{ Bq kg}^{-1}$) in the humus sections and

from 5.68 to 232.00 Bq kg⁻¹ (Ø 51.13 Bq kg⁻¹) in the mineral sections, demonstrating significant spatial variations throughout the entire study region. Highest activities are found to occur in the high and low mountain regions of the Alps and the Bavarian forest highlands, whereas sites in the northwestern parts are generally characterized by strikingly low contamination levels. Yet, despite basic spatial variations, the results highlight a general common phenomenon: specific Cs-137 activities in humus samples are on average almost ten times (9.21) higher than in mineral samples. Only the records of the sites RF9, RF15, and RF35 show opposite results, i.e. the contamination in the mineral soil exceeds the humus contamination. Detailed analysis on the horizon based profile and monolith samples is currently running. For further data see *Völkel et al. (2009)*.

6. Discussion

6.1. Monitoring sites

The orientation of sites along a grid is certainly very reasonable for various reasons, such as an unbiased sampling design and the elimination of large sampling gaps (*Hangen et al. 2010, Bundesministerium für Justiz 2006, Wang and Qi 1998, Nießl et al. 1996, Borgman and Quimby 1993*). Nevertheless, grid patterns bear the disadvantage of a random sampling without any ecological reference and differentiation (*Völkel and Leopold 2006, Mercat-Rommens and Renaud 2005, Dubois et al. 2004, Bossew 2003, Howard 2000*). Our approach has specifically been developed to overcome this deficiency, replacing a neutral grid pattern by a selective and systematic site distribution pattern representing the various ecological landscapes within the study area. Such an approach renders a completely different distribution pattern. Gaps frequently occur at both approaches (pre-selection, actual selection), mainly however as a logical consequence of the uneven distribution and sparse occurrence of state-forest stands (Fig 1b), as only 30 % of the Bavarian territory are actually forest-covered.

The limitation is even more aggravated by the additional site demands of a specific vegetation, inclination and altitude classes respectively. As the necessary combination of the various criteria much reduces the availability of suitable areas, it should be discussed to ease some of the restrictions. Easing, for instance, the strict but merely pragmatic restriction to state-forest stands by also allowing the location of sites in private forests would help, in particular in those units where there are no or only very few state-owned forest stands (Tab 1). The approach chosen depends on the monitoring objective, though. If the focus of the monitoring is not supposed to be on the Bavarian ecosystem in general, but on the governmental forest production only, the placing of sites on state-forest land only is justified. Also to be discussed should be the requirement of equal areas of both deciduous and coniferous stands, which only makes sense as long as both types are equally represented within a given landscape unit. In case of a significantly smaller share of deciduous forests, the exclusive monitoring of coniferous sites is likely to deliver more meaningful results, in particular as coniferous forests are prone to higher contamination risks. As a third example, the location of monitoring sites in both low and high mountain regions makes sense, with regard to higher primary depositions (*Renaud et al. 2003, deCort M. et al. 1998*) and to generally higher humus and Cs-137 variability (*Völkel and Leopold 2006*) with increasing altitudes. However, the call for four sites in each region highly increases the workload, making any routine sampling problematic or even unfeasible.

Effective reduction of the workload and de-clustering can be achieved by merging several small units of very similar landscape characteristics as practiced in the course of our own site selection procedure. Although the concept proposed by *Wittmann (1991)* suffers from some

generalization, mostly at the expense of substrate characteristics, it is, however, a useful compromise in terms of administrative feasibility. Due to the generally high spatial complexity of soil and humus types as well as of other small scale effects (e.g. exposition), it is debatable whether the concept of natural regions would deliver an effectively higher accuracy at all. Hence, since the range of precipitation variability (i.e. one of the most important parameters) is quite similarly represented in both approaches (Tab 1 and 2), the reduction of information detail is assumed to be acceptable.

The GIS data base is a very valuable tool for the implementation of the site selection process. With regard to optimized and thus faster analysis, however, some modifications are recommended. Thus it would be an improvement if the general availability of geological, soil, and forestry maps would not only be registered, but their content be included as vector data (*deNooijer and Chabanyuk 2002, Deville-Cavelin et al. 2002, Kolejka 2002a*), facilitating the automatic intersection with other spatial information as well as their integration into interpolation and modelling. This would not be an option, though, for a study encompassing such a large area as the present one, as official digital vector maps do not yet cover the whole region, and as the data are quite expensive. Another major problem to overcome is the determination of stand composition. Detailed stand information of the Bavarian State Forestry is currently transferred to a comprehensive digital inventory. The alternative use of airborne data as e.g. proposed by *Siegel and Palko (2002)* is a matter of cost, memory capacity, and processing power. Until the completion of the forestry inventory, working with topographic raster maps despite several uncertainties is therefore nonetheless a viable approach, which at least significantly reduces the data load.

6.2. General Cs-137 contamination in Bavaria

The presented results on the regional distribution characteristics of Cs-137 in Bavarian forest soils are in good agreement with previous findings, underlining a certain influence of organic layers on the Cs-137 retention in forest soils and ecosystems (a. o. *Konopleva et al. 2009, Zhiyanski et al. 2008, Völkel and Leopold 2006, Kruse-Irmer and Giani 2003, Kruyts and Delvaux 2002*). The fact that even 25 years after the Chernobyl accident organic layers are still characterized by comparatively high mass activities, substantiates the assumption that there is only minor vertical translocation of Cs-137 throughout forest soil profiles in general. Yet, it has to be considered that IMIS composite samples only render information on the relative Cs-137 mass activity per kg humus or mineral soil. In order to facilitate a detailed resolution of the vertical distribution of Cs-137 within a soil profile, the analysis has to account for differences in horizon bulk densities and thicknesses in some way by transferring relative mass activities (Bq kg^{-1}) to effective areal activities (Bq m^{-2}). Therefore, the project framework also schedules gamma spectrometric records on horizon based samples for each site to render both horizon specific as well as total areal Cs-137 activities. Comprehensive analysis on the later is in progress. In addition, the specific reasons for a possible translocation retardation have to be further investigated. Restrained litter decomposition and turn-over in forest ecosystems is certainly one of the main reasons (*Zhiyanski et al. 2008*) besides the preferential integration of highly bioavailable Cs-137 into the matter cycle significantly depending on humus properties such as the abundance of incompletely decomposed conversion products (*Kruiys and Delvaux 2002*) and/or mycorrhizal fungi (*Steiner et al. 2002, Brückmann and Wolters 1994*) as well as ammonium concentrations (*Konopleva et al. 2009*). The occurrence of spatial interrelations, as highlighted by the present study (Fig 8b), also supports these assumptions. The influence of (phyto-) geographical factors (increased annual rainfall, reduced metabolic soil biota activity, restrained

decomposition) on regions of high Cs-137 magnitudes, as mentioned above, is obvious (see Introduction). Yet, higher contamination in most high altitude regions is to a certain extent also linked to high-precipitation events and thus very effective radionuclide wash-out at the time of deposition (cf. *Bayer et al.* 1996). A definite differentiation and quantification of these two effects ex post, without clear reference data of the year 1986, is very complex and beyond the scope of this paper, though.

7. Conclusion and future prospects

Forest ecosystems are hot spots of long-term Cs-137 contamination. To reduce possible negative effects to biosphere and mankind, comprehensive monitoring has to be conducted, considering the exceptional role of organic layers. The standardized default guideline by *Völkel and Leopold* (2006) systemizes the most important factors of humus composition and can be transferred to any forest environment worldwide. Selecting the most representative monitoring sites for the various landscape units is a sound concept based on the principles of radioecology. Long-term monitoring concepts, however, have to achieve the difficult balance between scientific demands of a high level of detail versus feasibility. Hence, practical limitations such as in the number of monitoring sites are inevitable. A coherent reduction, as undertaken in the present study, will also yield meaningful and valid results. Despite the significant reduction to a final number of 48 monitoring sites, the monitoring succeeds in presenting a very comprehensive picture of the broad range of distinctively varying Cs-137 activities throughout the Bavarian forests. Comprising a total of more than 880 gamma-spectrometric records, the study provides a comprehensive inventory and as such a unique update on the Cs-137 contamination in Bavarian forest soils. The results highlight characteristic spatial patterns and prove the exceptional role of humus for Cs-137 retention and potential bioavailability, as claimed in previous studies. Regarding the technical implementation of the new concept, the use of a GIS interface has proven to be a very helpful methodological tool. The data set allows fast information retrieval and offers the possibility of further studies via geostatistics as well as process modelling.

As a next step, particularly the horizon specific gamma spectrometric records will be used to examine these spatial patterns of Cs-137 distribution in Bavarian forest ecosystems with particular respect to the influence of site-specific ecological and edaphic parameters. These records also allow supplementary analysis on the effective amount of bioavailable Cs-137 (e.g. RIP radiocesium interception potential of a soil, concentration of exchangeable Cs-137 in soil solution, K^+/NH_4^+ concentrations etc.) in case of continuative questions on soil-to-plant transfer risks (cf. amongst others *Konopleva et al.* 2009). Hence, the established data base provides a unique and vast basis to further investigate and quantify the driving factors of the vertical distribution of Cs-137 activities in forest soils and to comprehensively assess the long-term recovery behaviour of different forest environments in Bavaria.

References

- Ad-hoc AG Boden (ed)* 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung. – 5th edition. – Stuttgart, Hannover.
- Andolina, J. and O. Guillitte* 1990: Radiocesium availability and retention sites in forest humus. – In: *Desmet, G., P. Nassimbeni and M. Belli* (eds.). Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments: 135-143.
- Bastian, O.* 1999: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. – Heidelberg.
- Bayer, A., E. Wirth, R. Haubelt, K. König, E. Ettenhuber, I. Winkelmann and H. Rühle* 1996: Kontamination und Strahlenexposition in Deutschland nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl. – In: *Bayer, A., A. Kaul and C. Reiners* (eds.). Zehn Jahre nach Tschernobyl – eine Bilanz. Seminar des Bundesamtes für Strahlenschutz und der Strahlenschutzkommission München. – Stuttgart: 127-152.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (ed)* 2004: Erfolgreich mit der Natur. Ergebnisse der Zweiten Bundeswaldinventur in Bayern. – http://www.lwf.bayern.de/veroeffentlichungen/lwf-spezial/02/lwf-spezial_02.pdf, 14/04/2011.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt* 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. – http://www.lfu.bayern.de/strahlung/fachinformationen/tschernobyl/doc/bodenschutzbericht_2006.pdf, 25/09/2007.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt* 2006b: Tschernobyl. Bayern 20 Jahre danach. – Augsburg. – <http://www.lfu.bayern.de/strahlung/fachinformationen/tschernobyl/doc/tschernobyl.pdf>, 25/09/2007.
- Bernhardsen, T.* 2002: Geographic Information Systems. An introduction. – New York.
- Borgman, L.H. and W.F. Quimby* 1993: Sampling for tests of hypothesis when data are correlated in space and time. – In: *Keith, L.H.* (ed.). Principles of environmental sampling. – Washington D.C.: 25-43.
- Bossew, P.* 2003: Radiological Mapping. Chernobyl experiences in Austria and emergency response. – In: *Dubois, G., J. Malczewski and M. deCort* (eds.). Mapping radioactivity in the environment. Spatial Interpolation Comparison 97: 3-21.
- Brückmann, A. and V. Wolters* 1994: Microbial immobilization and recycling of ¹³⁷Cs in the organic layers of forest ecosystems. Relationship to environmental conditions, humification and invertebrate activity. – Science of the Total Environment. Special Issue: Forests and Radioactivity **157**: 249-256.
- Bundesministerium für Justiz* 2006: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz. – In: Bundesanzeiger Vol. 244a.
- Comans, R.N., M. Haller and P. dePreter* 1991: Sorption of cesium on illite. Non-equilibrium behaviour and reversibility. – Geochimica et Cosmochimica Acta **55**: 433-440.
- Cremers, A., A. Elsen, P. dePreter and A. Maes* 1988: Quantitative analysis of radiocesium retention in soils. – Nature **335**: 247-249.
- deCort M., Fridman Sh. D., Y.A. Izrael, A.R. Jones, G.N. Kelly, E.V. Kvasnikova, I. Matveenko, Im Nazarov, E.D. Stukin, L.Y. Tabachny and Y.S. Tsaturov* 1998: Atlas of cesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. – <http://rem.jrc.cec.eu.int/Atlas/TEXT/ENGLISH.>, 13/02/2007.
- deKoning, A., A.V. Konoplev and R.N. Comans* 2007: Measuring the specific caesium sorption capacity of soils, sediments and clay minerals. – Applied Geochemistry **22**: 219-229.
- deNooijer, P.G. and V. Chabanyuk* 2002: Providing information in relation to Chernobyl and the role of GIS. – In: *Kolejka, J.* (ed.). Role of GIS in lifting the cloud of Chernobyl. – NATO Science Series: Earth and Environmental Sciences Vol. 10. – Dordrecht: 25-49.
- Deville-Cavelin, G., H. Biesold, C. Brun-Yaba and V. Chabanyuk* 2002: The consequences of the Chernobyl accident. First results in the radioecology project of the French-German Initiative. – In: *Kolejka, J.* (ed.). Role of GIS in lifting the cloud of Chernobyl. – NATO Science Series: Earth and Environmental Sciences Vol. 10. – Dordrecht: 49-67.
- Dowdall, M., W. Standring, G. Shaw and P. Strand* 2008: Will global warming affect soil-to-plant transfer of radionuclides? – Journal of Environmental Radioactivity **99**: 1736-1745.

- Dubois, G., T. Tollefsen, P. Bossew and M. deCort 2004: GIS and radioecology. A data perspective. – http://www.ec-gis.org/Workshops/10ec-gis/papers/24june_dubois., 17/04/2007.
- Fielitz-Vogel, U. 1992: Ausbreitung und Transfer von Radiocäsium entlang des Pfades Boden-Pflanze-Reh in zwei unterschiedlichen Waldökosystemen. Dissertation. – Göttingen.
- Haines-Young, R. 1998: Landscape ecology and GIS. – London.
- Hangen, E., W. Olbrich and M. Jonek 2010: Regionalization of organic pollutants in Bavarian soils. The performance of Indicator Kriging. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **173**: 517-524.
- Hird, A.B., D.L. Rimmer and F.R. Livens 1996: Factors affecting the sorption and fixation of caesium in acid organic soil. – *European Journal of Soil Science* **47**: 97-104.
- Hohmann, U. and D. Huckschlag 2005: Investigations on the radiocaesium contamination of wild boar (sus scrofa) meat in Rhineland-Palatinate. A stomach content analysis. – *European Journal of Wildlife Research* **51**: 263-270.
- Howard, B.J. 2000: The concept of radioecological sensitivity. – *Radiation Protection Dosimetry* **92**: 29-34.
- Kammerer, L., L. Hiersche and E. Wirth 1994: Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms. – *Journal of Environmental Radioactivity* **23**: 135-150.
- Kiefer, P., G. Pröhl, H. Müller, G. Lindner, J. Drissner and G. Zibold 1996: Factors affecting the transfer of radiocaesium from soil to roe deer in forest ecosystems of Southern Germany. – *Science of the Total Environment* **192**: 49-61.
- Kolejka, J. 2002a: Preface. – In: Kolejka, J. (ed.). *Role of GIS in lifting the cloud of Chernobyl*. – NATO Science Series: Earth and Environmental Sciences Vol. 10. – Dordrecht.
- Kolejka, J. (ed.) 2002b: *Role of GIS in lifting the cloud of Chernobyl*. – NATO Science Series: Earth and Environmental Sciences Vol. 10. – Dordrecht.
- Konopleva, I., E. Klemt, A. Konoplev and G. Zibold 2009: Migration and bioavailability of ¹³⁷Cs in forest soil of southern Germany. – *Journal of Environmental Radioactivity* **100**: 315-321.
- Kruse-Irmer, S. and L. Giani 2003: Vertical distribution and bioavailability of ¹³⁷Cs in organic and mineral soils. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **166**: 635-641.
- Kruyts, N. and B. Delvaux 2002: Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. – *Journal of Environmental Radioactivity* **58**: 175-190.
- Kruyts, N., Y. Thiry and B. Delvaux 2000: Respective horizon contributions to Cesium-137 soil-to-plant transfer. A rhizospheric experimental approach. – *Journal of Environmental Quality* **29**: 1180-1185.
- Liebig, W. and R.D. Mumentey 2005: ArcGIS-ArcVIEW 9. Band 1+2. – Norden.
- Maes, A., A. Iserentant, J. Herbauts and B. Delvaux 1999: Influence of the nature of clay minerals on the fixation of radiocaesium traces in an acid brown earth-podzol weathering sequence. – *European Journal of Soil Science* **50**: 117-125.
- Mercat-Rommens, C. and P. Renaud 2005: From field studies to risk management. The SENSIB Project. – *Radioprotection Supplement* 1 (40): 785-790.
- Meynen, E., J. Schmithüsen, J. Gellert, E. Neef, H. Müller-Miny and J.H. Schultze 1962: *Handbuch der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Band 2. – Bad Godesberg.
- Nießl, A., K. Goussios and H. Stein 1996: Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt. – In: *Bayerisches Landesamt für Umweltschutz* (ed.). *25 Jahre LfU. Tätigkeitsbericht 1995*. – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz Vol. 137: 212-215.
- Pietrzak-Flis, Z., I. Radwan, L. Rosiak and E. Wirth 1996: Migration of ¹³⁷Cs in soils and its transfer to mushrooms and vascular plants in mixed forest. – *Science of the Total Environment* **186**: 243-250.
- Putyrskaya, V., E. Klemt, H. Paliachenka and G. Zibold 2003: ¹³⁷Cs accumulation in *elaphomyces granulatus* fr. And its transfer to wild boar. – In: Mitchell, N., V. Licina and G. Zibold (eds.). *Proceedings of the 13th annual meeting of ESNA. Working Group 3: Soil-Plant-Relationships*. – <http://www.iur-uir.org/upload/vbmsgaqies.pdf>, 30/03/2007: 1-5.

Renaud, P., L. Pourcelot, J.M. Métivier and M. Morello 2003: Mapping of ¹³⁷Cs deposition over eastern France 16 years after the Chernobyl accident. – *Science of the Total Environment* **309**: 257-264.

Rühm, W., M. Steiner, L. Kammerer, L. Hiersche and E. Wirth 1998: Estimating future radiocaesium contamination of fungi on the basis of behaviour patterns derived from past instances of contamination. – *Journal of Environmental Radioactivity* **39** (2): 129-147.

Schaller, G., C.H. Leising, R. Krestel and E. Wirth 1993: Vergleichende Betrachtung von Caesium und Kalium im Boden. – In: – *Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz* Vol. 370.

Schell, W.R. and I. Linkov 1996: A modelling approach to remediation of forests contaminated by radionuclides. – In: Luykx, F.F. and M.J. Frissel (eds.). *Radioecology and the restoration of radioactive-contaminated sites*. – NATO ASI Series: Environment Vol. 13: 115-137.

Schilling, B., J. Hammerl, G. Holzner, C. Mahler and G. Stimmelmeier 2005: Monitoring der Radioaktivität im Boden. Veränderungen zwischen 1990 und 2003. – In: *Fachberichte des Bayerischen Landesamtes für Umwelt* Vol. 22+23: 1-57.

Shaw, G. and J.N. Bell 1994: Plants and radionuclides. – In: Farago, M.E. (ed.). *Plants and chemical elements. Biochemistry, uptake, tolerance and toxicity*. – Weinheim: 179-220.

Shcheglov, A.I., O.B. Tscetnova and A.L. Klyashtorin 2001: Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. – *Moskau*.

Siegel, C. and S. Palko 2002: Situation assessment for mitigation activities. Tools for building geographic knowledge: From geodata to geoinformation to geoknowledge. – In: Kolečka, J. (ed.). *Role of GIS in lifting the cloud of Chernobyl*. – NATO Science Series: Earth and Environmental Sciences Vol. 10. – Dordrecht: 1-12.

Steiner, M., I. Linkov and S. Yoshida 2002: The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. – *Journal of Environmental Radioactivity* **58**: 217-241.

Stemmer, M., A. Hromatka, H. Lettner and F. Strebl 2005: Radiocaesium storage in soil microbial biomass of undisturbed alpine meadow soils and its relation to ¹³⁷Cs soil-plant transfer. – *Journal of Environmental Radioactivity* **79**: 107-118.

Sweeck, L., J. Wauters, E. Valcke and A. Cremers 1990: The specific interception potential of soils for radiocaesium. – In: Desmet, G., P. Nassimbeni and M. Belli (eds.). *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*: 249-259.

vanVorvis, P., C. Cowan, D.A. Cataldo, R.E. Wildung and H.H. Shugart 1990: Chernobyl case study. Modeling the dynamics of long-term cycling and storage of ¹³⁷Cs in forested ecosystems. – In: Desmet, G., P. Nassimbeni and M. Belli (eds.). *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*: 61-74.

Völkel, J. 1995: Zur Erfassung der räumlichen Verteilung von Radiocäsium des Tschernobyl-Fallouts in Waldböden. – In: *Bundesministerium für Umwelt* (ed.). 9. Fachgespräch zur Überwachung der Umweltradioaktivität. – Bonn: 218-223.

Völkel, J. 1998: Tschernobyl-Cäsium in Böden von Stadt- und Waldökosystemen. – In: Frühauf, M. and U. Hardenbicker (eds.). *Geowissenschaftliche Umweltforschung im mitteldeutschen Raum*. – Halle: 191-197.

Völkel, J. 2002: Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns. – In: *Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ)* Vol 1. – <http://www.opus-bayern.de/uni-regensburg/volltexte/2004/335/>, 03/07/2006.

Völkel, J., K. Hürkamp, M. Leopold and J. Winkelbauer 2009: Monitoring zur Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden. Abschlussbericht. – In: *Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ)* Vol 15. – <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=982527>, 12/07/2010.

Völkel, J. and M. Leopold 2006: Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden. – In: *Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ)* Vol 10. – <http://www.opus-bayern.de/uni-regensburg/volltexte/2006/694/>, 30/08/2006.

Wang, X.J. and F. Qi 1998: The effects of sampling design on spatial structure analysis of contaminated soil. – *Science of the Total Environment* **224**: 29-41.

Winkelbauer, J. 2008: Monitoringflächen in Waldökosystemen Bayerns zur Überwachung anthropogen induzierter Radionuklid-Aktivitäten am Beispiel von Radiocäsium. GIS-gestützte Konzeptionierung und deren Umsetzung anhand zweier Praxisbeispiele. – In: *Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ)* Vol 14. – <https://mediatum2.ub.tum.de/node?id=982563>, 06/07/2010.

Wittmann, O. 1991: Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern. Übersichtskarte 1:1000000. – In: GLA Fachberichte Vol. 5. – München.

Zhiyanski, M., J. Bech, M. Sokolovska, E. Lucot, J. Bech and P.M. Badot 2008: Cs-137 distribution in forest floor and surface soil layers from two mountainous regions in Bulgaria. – *Journal of Geochemical Exploration* **96**: 256-266.

Tab 1: Specific ecological characteristics of the 95 natural regions as defined by *Meynen et al. (1962)*
 Altitude parameters were derived from SRTM data including the percentage of each of the three specified altitude classes with respect to the total area of the region; the percentage of state stand area is also related to the region’s total area; mean annual precipitation values according to *Meynen et al. (1962)*.

Tab 1: Ausgewählte landschaftsökologische Parameter der 95 Naturräumlichen Einheiten nach *Meynen et al. (1962)*

Alle Höhenangaben, einschließlich des prozentualen Flächenanteils der 3 im Vorfeld definierten Höhenklassen innerhalb einer Naturräumlichen Einheit, wurden auf Basis von SRTM-Datensätzen ermittelt; der prozentuale Flächenanteil an Staatsforsten bezieht sich ebenfalls auf die Gesamtfläche der entsprechenden Naturräumlichen Einheit; die mittleren Jahresniederschlagssummen wurden *Meynen et al. (1962)* entnommen.

Natural region		Altitude m a.s.l.				Altitude classes			State forest area (%)	Precipitation (mm/a)	
N°	Title	Min	Max	Ø	St. dev.	Class 1 (%)	Class 2 (%)	Class 3 (%)		Min	Max
010	Hinterer Bregenzer Wald	729	2066	1372	358	0	92	8	19	1800	>2500
011	Allgäuer Hochalpen	763	2583	1586	479	0	88	12	9	1700	>2500
012	Oberstorfer Becken	724	1336	973	155	0	95	5	0	1500	1800
013	Wettersteingebirge	724	2933	1696	562	0	15	85	87	1300	>2500
014	Karwendelgebirge	746	2320	1485	430	0	33	67	78	1400	2200
015	Loferer u. Leoganger Alpen	657	1606	1084	251	0	37	63	63	1600	2200
016	Berchtesgadener Alpen	453	2587	1464	580	0	38	61	28	1400	>2500
020	Vorderer Bregenzer Wald	475	1807	1125	367	0	58	42	8	1600	>2500
021	Vilsener Gebirge	730	1814	1232	289	0	24	76	11	1400	2100
022	Ammergebirge	628	2150	1336	410	0	27	73	51	1400	2200
023	Niederwerdenfelser Land	637	1676	1066	253	0	48	52	46	1200	1700
024	Kocheler Berge	597	2042	1285	399	0	47	53	35	1600	2300
025	Mangfallgebirge	460	1873	1141	393	0	38	62	43	1500	>2500
026	Kufsteiner Becken	458	618	505	34	88	12	0	1	1300	1400
027	Chiemgauer Alpen	454	1844	1107	373	0	62	37	61	1200	>2500
031	Bodenseebecken	390	471	428	22	100	0	0	1	750	1400
033	Westallgäuer Hügelland	416	1025	685	156	16	84	0	2	1000	1800
034	Adelegg	680	1246	963	159	0	86	14	12	1500	2000
035	Iller-Vorberge	622	1251	921	174	0	95	5	7	1100	2100
036	Lech-Vorberge	655	1069	854	113	0	100	0	5	1000	1500
037	Ammer-Loisach-Hügelland	526	993	757	133	0	100	0	7	850	1600
038	Inn-Chiemsee-Hügelland	414	932	668	147	31	69	0	3	850	1600
039	Salzach-Hügelland	364	830	586	129	57	43	0	4	950	1700
041	Riß-Aitrach-Platten	604	805	695	53	0	100	0	5	800	1600
044	Unteres Illertal	460	771	609	87	21	79	0	3	700	1100
045	Donauried	380	491	436	32	100	0	0	3	630	700
046	Iller-Lech-Schotterplatten	403	925	662	150	26	74	0	11	650	1200
047	Lech-Wertach-Ebenen	390	766	574	107	32	68	0	0	600	1000
048	Aindlinger Terrassentreppe	380	554	466	50	90	10	0	10	670	770
050	Fürstenfeldbrucker Hügelland	510	749	629	69	0	100	0	5	800	1000
051	Münchener Ebene	399	759	580	104	37	63	0	13	680	1300
052	Isen-Sempt-Hügelland	406	651	531	69	37	63	0	4	680	950
053	Alzplatte	393	659	523	75	50	50	0	0	850	1400
054	Unteres Inntal	258	501	392	56	100	0	0	11	720	870
060	Isar-Inn-Hügelland	302	564	433	76	94	6	0	1	700	880
061	Unteres Isartal	336	464	389	32	100	0	0	4	670	700
062	Donau-Isar-Hügelland	330	589	459	75	83	17	0	3	590	800
063	Donauermoos	343	436	389	27	100	0	0	1	620	680
064	Dungau	295	410	347	29	100	0	0	0	590	850
070	Oberpfälzisches Hügelland	313	733	529	118	89	11	0	17	590	1000
071	Obermainisches Hügelland	265	597	425	93	96	4	0	9	640	1000
080	Nördliche Frankenalb	280	655	468	108	68	32	0	9	660	>950
081	Mittlere Frankenalb	326	654	489	94	62	38	0	8	560	>900
082	Südliche Frankenalb	325	666	496	98	55	45	0	12	600	>850
096	Albuch und Härtsfeld	482	645	568	45	2	98	0	45	900	1050
097	Lonetal-Flächenalb	439	543	488	29	86	14	0	5	670	750
098	Riesalb	399	622	509	64	53	47	0	9	650	720
102	Vorland d. östl. schwäb. Alb	428	536	482	30	95	5	0	0	680	920

Natural region		Altitude m a.s.l.				Altitude classes			State forest area (%)	Precipitation (mm/a)	
N°	Title	Min	Max	Ø	St. dev.	Class 1 (%)	Class 2 (%)	Class 3 (%)		Min	Max
103	Ries	398	538	467	40	99	1	0	0	580	720
110	Vorland d. südl. Frankenalb	382	681	523	83	92	8	0	2	630	750
111	Vorland d. mittl. Frankenalb	361	578	465	61	98	2	0	3	650	820
112	Vorland d. nördl. Frankenalb	247	459	351	60	100	0	0	8	650	870
113	Mittelfränkisches Becken	229	548	389	92	98	2	0	14	560	790
114	Frankenhöhe	292	562	427	78	89	11	0	9	600	830
115	Steigerwald	224	504	364	81	100	0	0	15	570	790
116	Haßberge	225	522	374	86	100	0	0	28	620	720
117	Itz-Baunach-Hügelland	223	495	357	78	100	0	0	9	580	800
127	Hohenloher und Haller Ebene	293	525	409	66	100	0	0	1	660	870
129	Tauberland	224	452	337	65	100	0	0	2	570	750
130	Ochsenfurter u. Gollachgau	186	427	307	70	100	0	0	1	550	670
131	Windheimer Bucht	292	435	364	42	100	0	0	0	570	670
132	Marktheidenfelder Platte	158	398	278	70	100	0	0	8	600	660
133	Mittleres Maintal	147	358	251	59	100	0	0	0	545	600
134	Gäuplatten im Maindreieck	184	344	264	47	100	0	0	1	550	620
135	Wern-Lauer-Platte	159	426	291	77	100	0	0	5	530	690
136	Schweinfurter Becken	179	323	254	40	100	0	0	0	540	600
137	Steigerwald Vorland	187	400	284	57	100	0	0	2	530	850
138	Grabfeldgau	224	537	381	90	99	1	0	4	600	730
139	Hesselbacher Waldland	219	431	325	61	100	0	0	9	600	730
140	Südrhön	157	711	405	145	97	3	0	17	520	1000
141	Sandsteinspessart	118	597	357	138	96	4	0	29	600	1090
142	Vorderer Spessart	115	436	274	91	100	0	0	3	640	1000
143	Sandsteinodenwald	117	552	333	125	97	3	0	0	700	900
231	Rheinheimer Hügelland	117	236	173	32	100	0	0	0	650	750
232	Unterrainebene	95	215	153	32	100	0	0	0	520	650
233	Ronneburger Hügelland	124	274	198	43	100	0	0	0	590	800
253	Vorder-u. Kuppenrhön	262	715	488	130	70	30	0	19		
254	Lange Rhön	393	931	662	154	7	93	0	11		
390	Südl. Vorland d. Thür. Waldes	320	531	426	61	95	5	0	42	600	930
392	Nordwestlicher Frankenwald	337	801	564	131	16	84	0	26	550	1150
393	Münchberger Hochfläche	357	739	551	107	8	92	0	1	550	1050
394	Hohes Fichtelgebirge	413	1042	727	177	1	98	0	44	600	1250
395	Selb-Wunsiedler Hochfläche	441	708	573	77	4	96	0	12	580	1000
396	Naab-Wondreb-Senke	436	607	522	49	36	64	0	16	580	900
400	Hinterer Oberpfälzer Wald	382	937	670	154	4	96	0	33	600	980
401	Vorderer Oberpfälzer Wald	361	776	567	119	41	59	0	8	650	850
402	Cham-Further Senke	354	657	482	76	94	6	0	1	670	900
403	Hinterer Bayerischer Wald	441	1441	927	282	1	79	20	19	900	1850
404	Regensenke	362	907	632	157	33	67	0	2	700	1200
405	Vorderer Bayerischer Wald	339	1114	732	217	6	91	3	15	950	1450
406	Falkensteiner Vorwald	310	751	529	127	65	35	0	2	650	1200
407	Lallinger Winkel	311	617	460	87	94	6	0	1	850	1200
408	Passauer Abteiland u. Neuburger Wald	252	1014	626	204	67	33	0	5	800	1200
409	Wegscheider Hochfläche	476	952	708	131	0	100	0	2	900	1150
411	Mittelvogtländ. Kuppenland	415	671	543	74	12	88	0	1	580	750

Tab 2: Specific ecological characteristics of the 15 phytogeographical landscape units as defined by *Wittmann* (1991)

All parameters cited according to the later.

Tab 2: Ausgewählte landschaftsökologische Parameter der 15 Standortkundlichen Landschaftseinheiten nach *Wittmann* (1991)

Alle Parameter sind nach oben genannter Quelle (*Wittmann* 1991) zitiert.

Phytogeographical landscape units		Altitude m a.s.l.		Precipitation (mm/a)	
N°	Title	Min	Max	Min	Max
1	Rhein-Main Ebene	100	150	700	750
2	Spessart-Odenwald	150	580	700	1100
3	Rhön	200	900	650	1000
4	Fränkische Platten	200	470	600	850
5	Fränk. U. Schwäb. Keuper-Lias Land	230	530	650	850
6	Fränk. U. Schwäb. Alb	300	620	650	1000
7	Obermain-Schollenland	270	560	650	900
8	Frankenwald, Fichtelgebirge, Vogtland	350	1050	650	1100
9	Oberpfälzer Becken- u. Hügelland	350	700	650	850
10	Oberpfälzer Wald	360	900	650	1000
11	Bayerischer Wald	290	1450	700	1400
12	Tertiärhügelland, Iller-Lechplatte u. Donautal	300	615	650	950
13	Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- u. Altmoränenlandschaft	350	880	800	1400
14	Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne u. Molassevorberge	380	1050	950	1600
15	Bayerische Alpen	600	2900	1400	2500

Fig 1: Study area

- a) Digital elevation model of Bavaria based on NASA SRTM data (spatial resolution: 90x90m)
- b) Distribution of Bavarian state forest stands (source: Bavarian State Forestry, 2007)

Abb 1: Untersuchungsgebiet

- a) Digitales Höhenmodell von Bayern basierend auf NASA SRTM Daten (Auflösung: 90x90m)
- b) Verbreitung der Bayerischen Staatswälder (Quelle: Bayerische Staatsforsten, 2007)

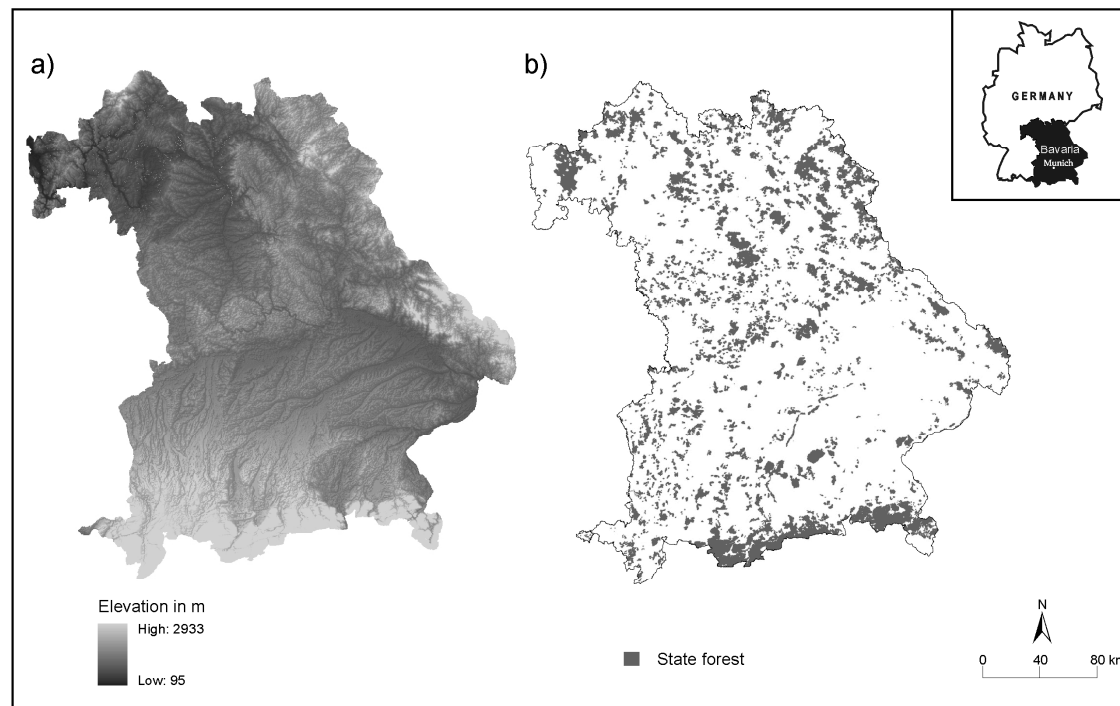


Fig 2: Selection criteria

Left: Scientific criteria as listed in the default guideline of *Völkel and Leopold (2006)*, included because of their ecological relevance in influencing either humus variability or the contamination risk of certain species. The criteria which have the most influence on humus variability are considered as core criteria (natural region, topography/altitude, forest stand type/composition).

Right: Additional set of organizational and technical criteria, introduced in order to improve the actual monitoring implementation (general performance, information value).

Abb 2: Auswahlkriterien

Linke Seite: Kriterien auf wissenschaftlicher Grundlage der Handlungsvorgabe nach *Völkel and Leopold (2006)*, die vornehmlich aufgrund ihrer landschafts-/radioökologischen Relevanz hinsichtlich der Humusvariabilität aber auch hinsichtlich des Kontaminationsrisikos diverser Arten berücksichtigt werden. Die Kriterien mit dem größten Einfluss auf die Humusvariabilität werden als so genannte Kernkriterien bezeichnet (Naturräumliche Einheit, Topographie/Höhenlage, Bestandsart/-zusammensetzung).

Rechte Seite: Zusätzliche Gruppe an organisatorischen und technischen Kriterien, die die tatsächliche Umsetzung des Monitoringprogramms erleichtern sollen (Durchführung im Allgemeinen, Informationsgehalt).

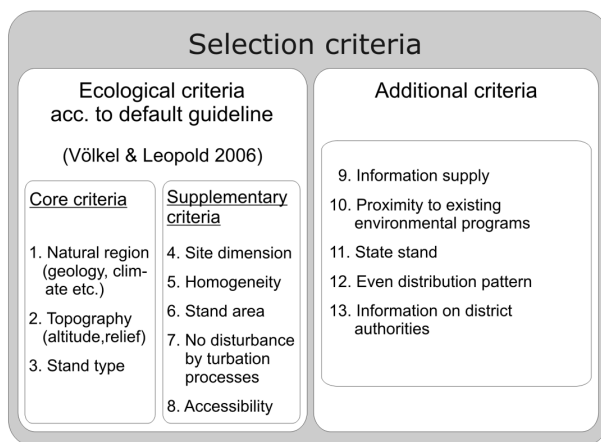


Fig 3: Natural regions of Bavaria acc. to *Meynen et. al (1962)*

The names of the regions may be taken from Table 1 (No° 010-411).

Abb 3: Naturräumliche Einheiten in Bayern nach *Meynen et. al (1962)*

Die zugehörigen Bezeichnungen der Einheiten können Tab 1 entnommen werden (Nr. 010-411).

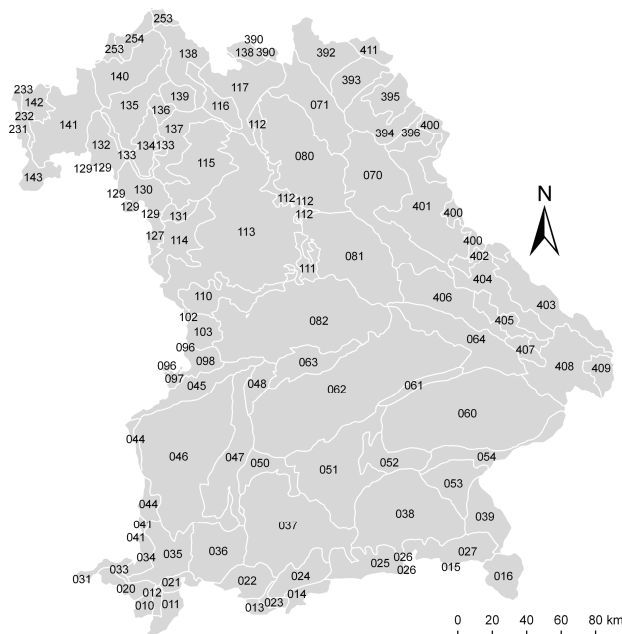


Fig 4: Compulsory site procedure

Both the number and the basic requirements for the monitoring sites of each natural region vary by their landscape character. Lowland regions (<500 m) are covered by two monitoring sites, both of them located in flat/low terrain. Low mountain and alpine regions (>500 m) are covered by four monitoring sites, two of them located in flat/low terrain and two of them on steep slopes. Site dimensions are 50x50 m in flat/low terrains and 30x30 m on steep slopes. Additionally, each set of monitoring sites has to represent an equal share of deciduous and coniferous stand types.

Abb 4: Vorgeschriebenes Flächenkonzept

Sowohl die Anzahl als auch die abzudeckende Grundausstattung der Monitoringflächen jeder Naturräumlichen Einheit richten sich nach deren jeweiligem Landschaftscharakter. Einheiten mit Flachlandcharakter (<500 m) werden mit 2 Monitoringflächen in flachem Gelände abgedeckt. Mittel- und Hochgebirgseinheiten (>500 m) erhalten insgesamt 4 Monitoringflächen, von denen jeweils 2 in flachem und 2 in steilem Gelände positioniert werden. Die Beprobungsfläche in flachem Gelände beträgt 50x50 m, in steilem Gelände 30x30 m. Zudem muss jede Neigungsklasse (flach, steil) sowohl einen Laub- als auch einen Nadelwaldstandort repräsentieren.

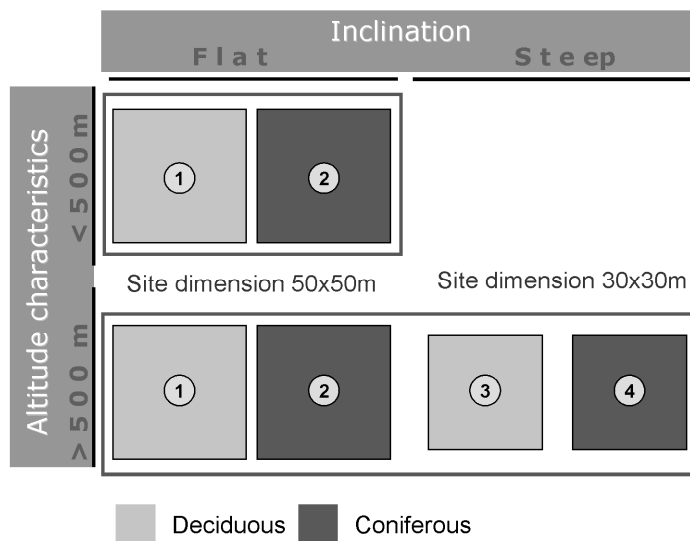


Fig 5: Implementation of the criteria catalog via GIS interface

The GIS data base comprises all the information necessary to represent the specified criteria: (1) a digital elevation model based on SRTM satellite data was used to derive altitude information, (2) its subdivision into 3 elevation classes was used for landscape characterization within the natural region, (3) topographic maps are introduced to determine forest stand type, terrain inclination and accessibility, (4) a shape file obtained from the Bavarian State Forestry has been used to delineate state-owned forest stand areas (5/6) coordinates of monitoring stations/sites of interest have been introduced as vector data to evaluate proximities, (7/8) map margins of several maps of interest have been introduced as vector data to map the availability of information on geology and soil types.

The successive intersection of the various information layers, as illustrated in this figure, allows a comprehensive and feasible data analysis, filtering the most suitable and representative sites.

Abb 5: Implementierung des Kriterienkatalogs innerhalb der GIS-Datenbank

Die GIS-Datenbank enthält alle wichtigen Informationen über die festgelegten Kriterien: (1) ein digitales Geländemodell auf Grundlage von SRTM Satellitendaten liefert Informationen über Relief und Höhenlagen, (2) das klassifizierte Geländemodell unterteilt die Landschaft in 3 charakteristische Höhenstufen, (3) über topographische Karten werden Bestandsart, Neigung und Zugänglichkeit der Flächen abgebildet, (4) die Kartierung von Staatsforstsflächen erfolgt über ein shapefile der Bayerischen Staatsforsten, (5/6) Lagekoordinaten sonstiger relevanter Monitoringstationen/-flächen werden als Vektordatensätze in die Datenbank eingefügt, um die Distanz zu bestehenden Netzwerken evaluieren zu können, (7/8) digitale Kartenraster im Vektorformat ermöglichen einen Überblick über die Abdeckung mit relevantem geologischen und bodenkundlichen Kartenmaterial.

Die schrittweise Verschneidung der verschiedenen Informationsebenen, wie in dieser Grafik aufgezeigt, erlaubt eine umfassende und praktikable Datenanalyse zur Auswahl bestmöglich geeigneter und repräsentativer Flächen.

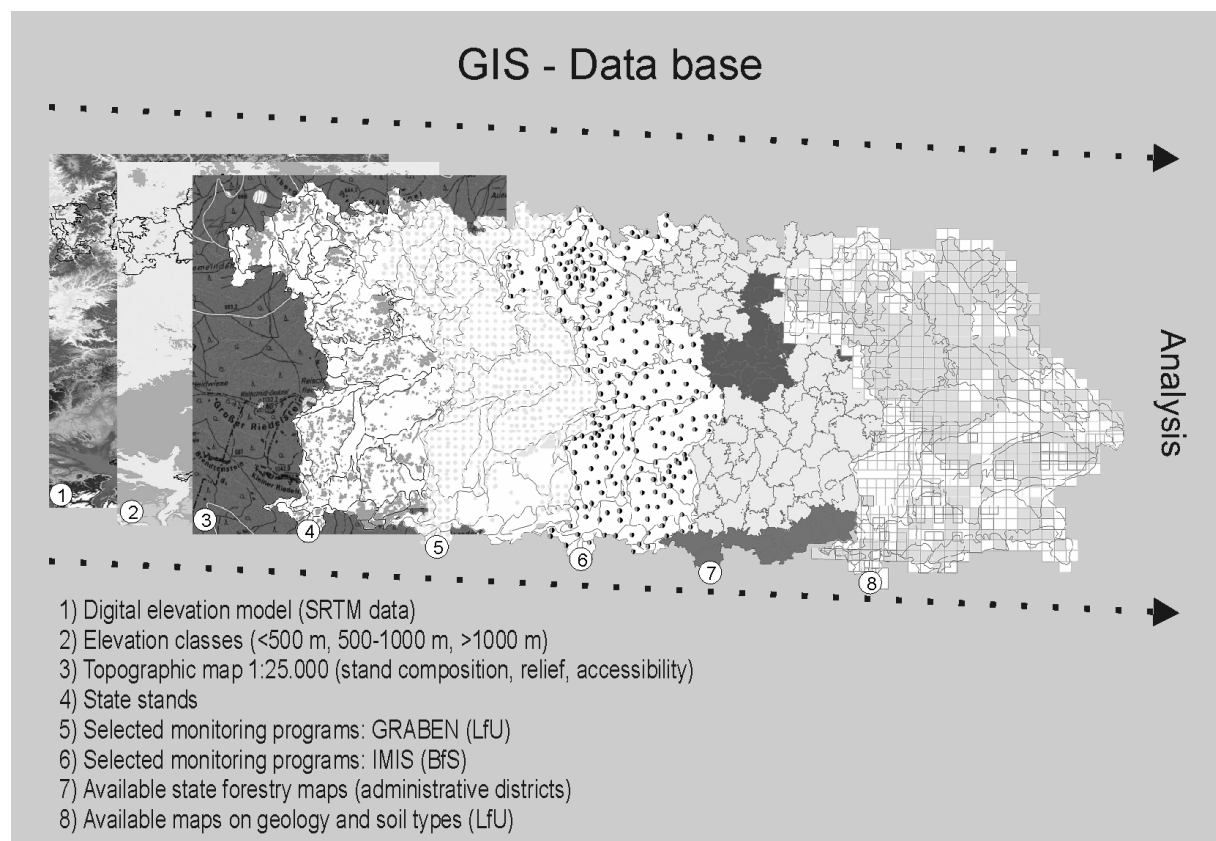


Fig 6: Steps of site selection

The figure schematically illustrates the selection process as applied to each natural region, starting with the selection of state forests with respect to the core criteria (stand type, slope and altitude characteristics). The following set of more pragmatic filtering criteria has eventually been extended by the introduction of additional criteria concerning a distribution pattern as evenly as possible and the selection of forest stands as large as possible.

Abb 6: Stufen der Flächenauswahl

Die Abbildung skizziert den für jede Naturräumliche Einheit einzeln durchlaufenen Auswahlprozess, beginnend mit der Auswahl von Staatswäldern unter Berücksichtigung der genannten Kernkriterien (Bestandsart, Hangneigung, Höhenlage). Die folgende Gruppe von eher pragmatischen Filterkriterien wird abschließend erweitert um die Berücksichtigung einer möglichst gleichmäßigen Verteilung und möglichst großer Waldkomplexe.

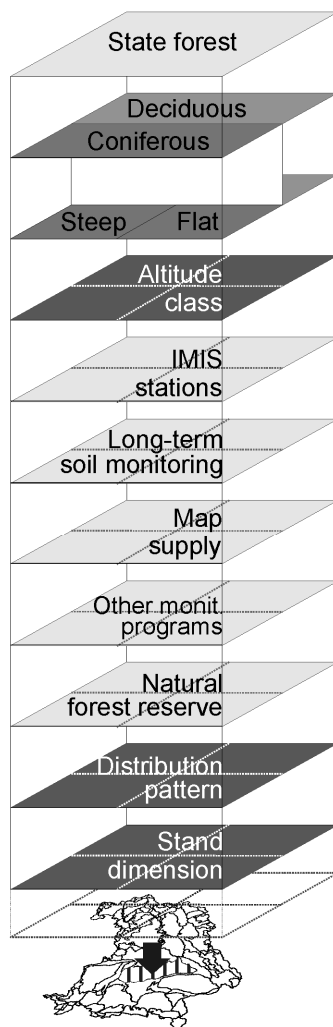


Fig 7: Monitoring sites – Original (preliminary) selection

The map presents the results obtained from the selection process as described in Fig 5. Potential monitoring sites are circled red. The fragmented distribution of state-owned forest stands, as indicated in the map (shaded grey), is the single major constraint standing in the way of the strict observance of the complex criteria system (e.g. aspect of equal distribution).

Abb 7: Monitoringflächen – ursprüngliche (vorläufige) Auswahl

In der Karte werden die Ergebnisse des in Abb 5 beschriebenen Auswahlprozesses wiedergegeben. Die möglichen Monitoringflächen sind durch rote Punkte markiert. Die lückenhafte Verteilung von Staatswaldsflächen ist einer der Hauptgründe, die einer konsequenten Einhaltung des komplexen Kriteriensystems entgegenstehen (z.B. Ansatz der gleichmäßigen Verteilung).

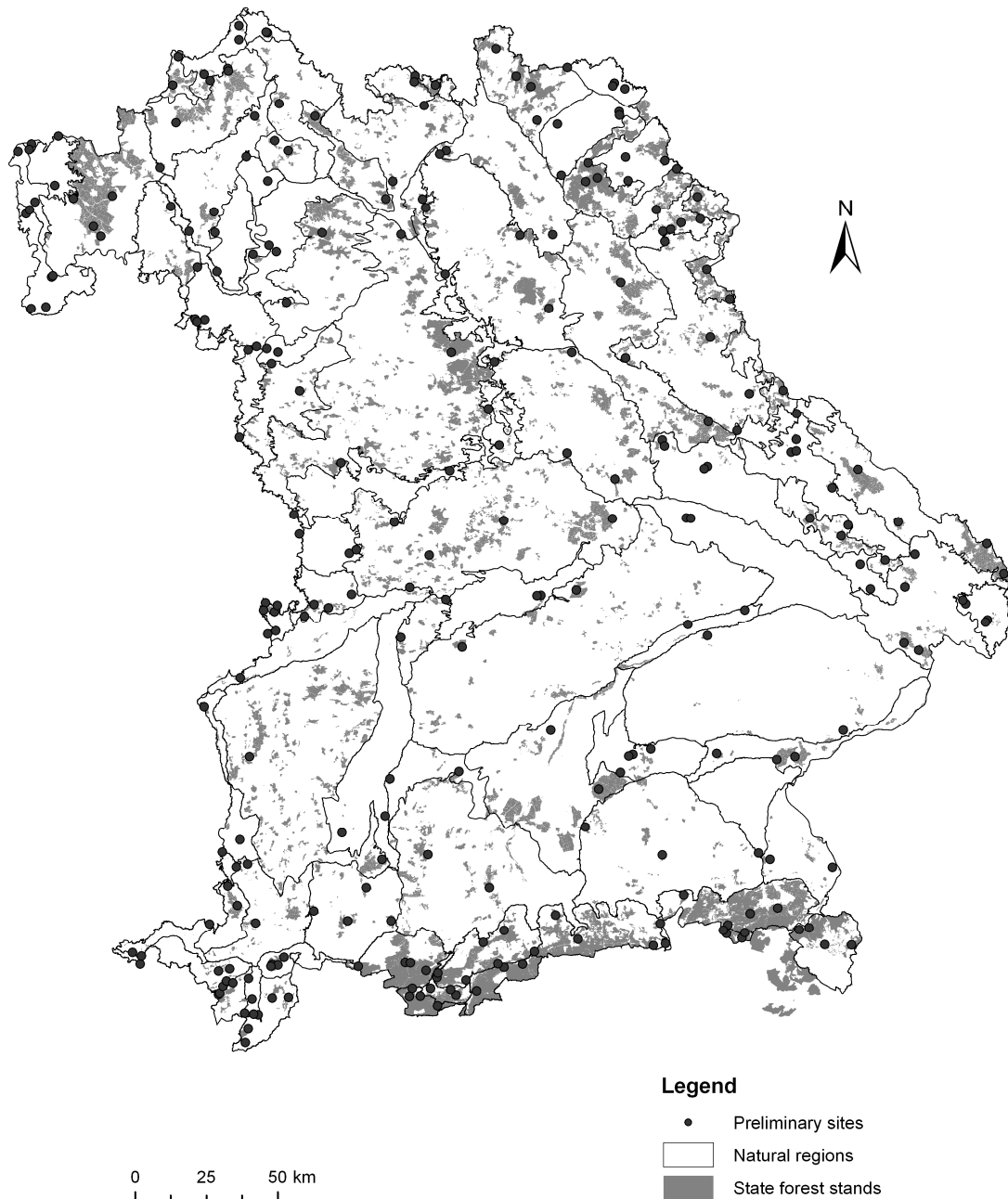
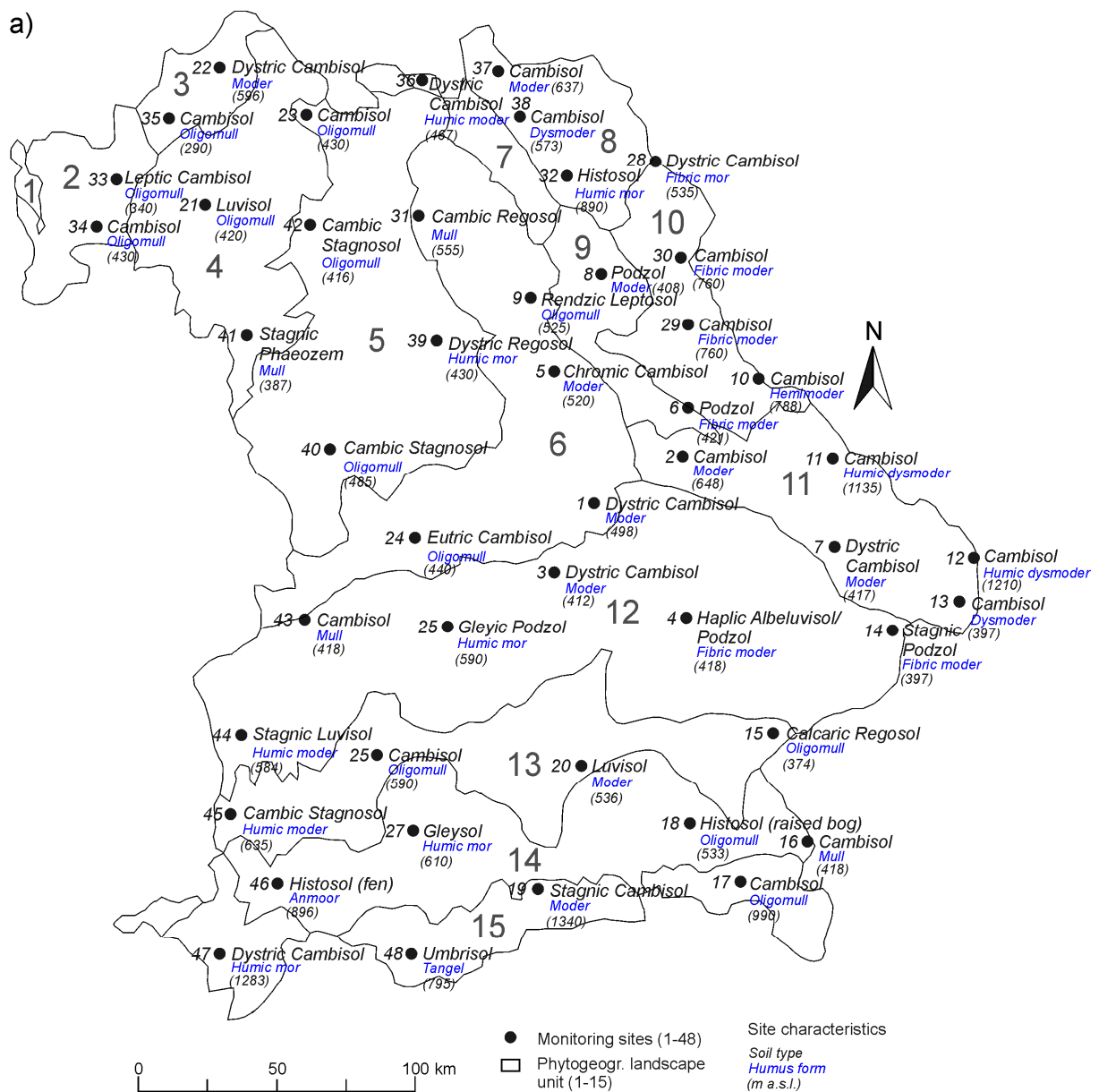


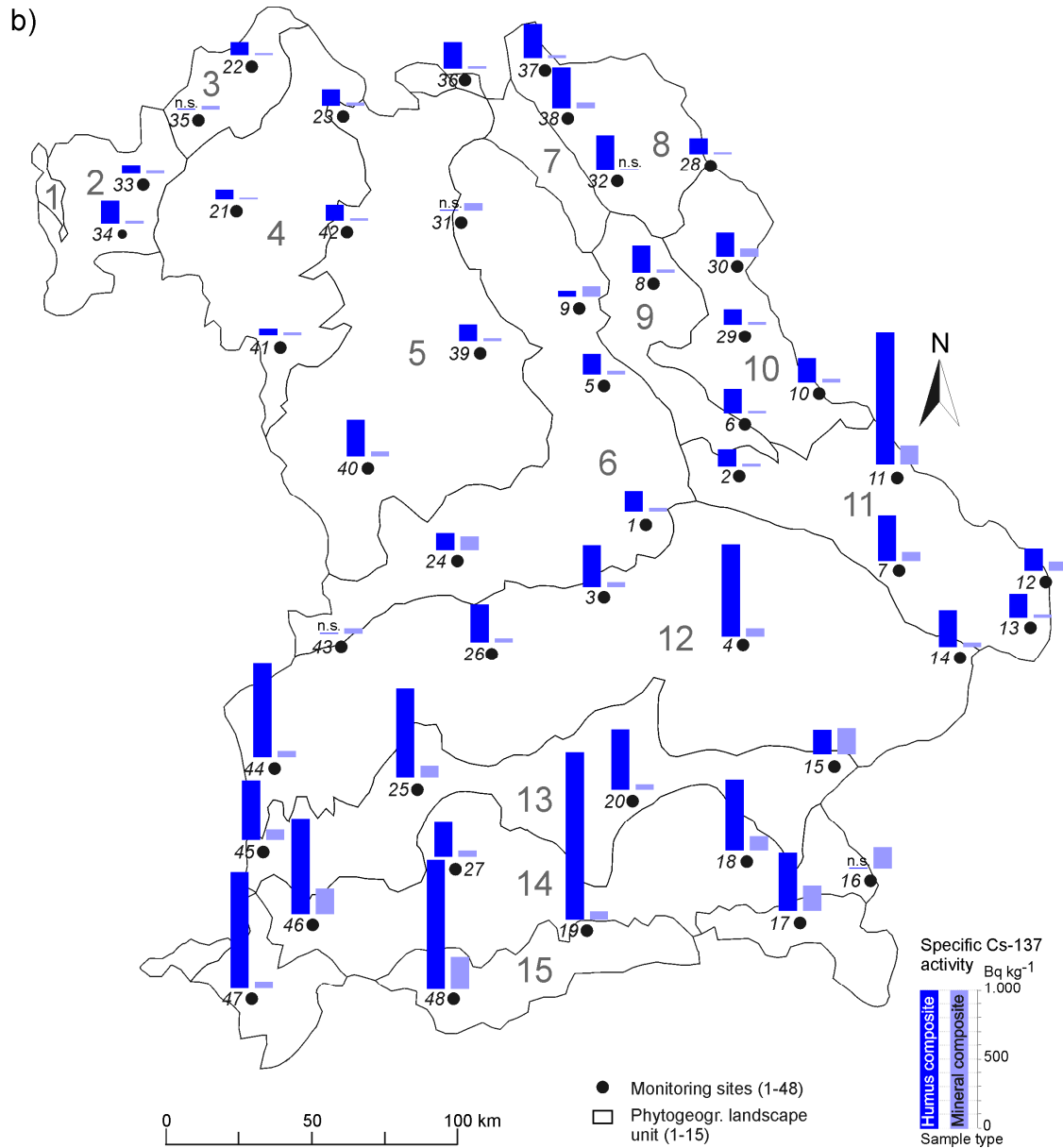
Fig 8: Monitoring sites – Final selection (for implementation)

Presented are the final 48 monitoring sites selected after reduction by regionalization based on the alternative regionalization concept by phytogeographical landscape units (Wittmann 1991). a) Short characterization of these sites indicating the associated soil types, humus forms and altitudes. The titles of phytogeographical landscape units (N° 1-15) are designated in Tab 2. b) First investigation results on the specific Cs-137 activities in humus and mineral topsoil compartments within the first 30 cm (composite samples) by means of the official IMIS sampling standards.

Abb 8: Monitoringflächen – endgültige Auswahl (für Umsetzung)

Die Grafik zeigt die finalen 48 Monitoringflächen nach Reduzierung der Flächenauswahl auf Basis eines alternativen Regionalisierungskonzeptes, den Standortkundlichen Landschaftseinheiten nach Wittmann (1991). a) Kurzcharakterisierung der Flächen nach Bodentyp, Humusform und Höhenlage. Die Bezeichnungen der zugehörigen Standortkundlichen Landschaftseinheiten (Nr. 1-15) sind in Tab 2 aufgeführt. b) Erste Ergebnisse zur spezifischen Cs-137 Aktivität der organischen Auflagen und des Mineralbodens innerhalb der obersten 30 cm (Mischproben) gemäß der offiziellen IMIS Beprobungsstandards.





Corresponding author:

Dipl.-Geogr. (Univ.) Jennifer Winkelbauer

Technische Universität München, Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Geomorphology and Soil Science, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, D-85354 Freising, Germany, + 49 8161 71 2504, winkelba@wzw.tum.de (geo@wzw.tum.de)

Publikation II

The vertical distribution of Cs-137 in Bavarian forest soils

WINKELBAUER, J.; VÖLKELE, J.; LEOPOLD, M.; HÜRKAAMP, K.; DEHOS, R.

in press

European Journal of Forest Research

(DOI: 10.1007/s10342-012-0626-5)

ISSN 1612-4669 (print) / ISSN 1612-4677 (electronic)

HTML-Manuskriptversion der am 20.04.2012

veröffentlichten Publikation bei SpringerLink (Online First™),

Originalveröffentlichung erschienen unter

<http://www.springerlink.com/content/44302p6080027016/?MUD=MP>

© copyright by Springer-Verlag GmbH Heidelberg

European Journal of Forest Research

© Springer-Verlag 2012

10.1007/s10342-012-0626-5

Original Paper

The vertical distribution of Cs-137 in Bavarian forest soils

Jennifer Winkelbauer¹✉, Jörg Völkel¹, Matthias Leopold¹, Kerstin Hürkamp² and Rudolf Dehos³

- (1) Geomorphology and Soil Science, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan, Germany
- (2) Institute of Radiation Protection, Helmholtz-Zentrum München, German Research Center for Environmental Health, München-Neuherberg, Germany
- (3) Department of Radioprotection and Radioecology, Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health, Munich, Germany

✉ Jennifer Winkelbauer

Email: geo@wzw.tum.de

Email: winkelba@wzw.tum.de

Received: 24 August 2011 **Revised:** 13 December 2011 **Accepted:** 16 March 2012 **Published online:** 20 April 2012

Communicated by A. Merino.

Abstract

Persistently high activity concentrations of radioactive Cs-137 ($T_{1/2} = 30.17$ a) in various animals and fruits originating from Bavarian forest ecosystems suggest that the contamination of soils in these ecosystems is still critical even decades after the severe inputs following the Chernobyl nuclear accident. Aware of the fact, that such inputs are a global threat that can re-emerge at any time, a new monitoring network was established in cooperation with the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health, to enhance the value of long-term radioprotection strategies in forests. Based on the investigation of 48 forest sites throughout the entire state territory, the project delivers a total of 889 gamma spectrometric records and demonstrates the current Cs-137 contamination situation of Bavarian forest soils, providing a valuable update on the residual contamination levels and thus a comprehensive inventory for any future radioprotection management. First results of this project are presented hereby. The total Cs-137 areal activity densities in Bavarian forest soils currently vary between 640 and 61,166 Bq m⁻², with the peak areal activity density of each profile being located in the uppermost, humus rich mineral A-horizon in 68 % of all cases. Moreover, the results detect a positive correlation of humus thickness and relative areal Cs-137 activity density in humus horizons ($R^2 = 0.50$), validating previous findings on that topic by means of a very comprehensive data set across 2.56 Mio ha forest stands by showing that humus bodies >7.5 cm still contain at least 50 % of the total areal topsoil activity density.

Keywords Radiocesium – Humus – Forest soils – Forest ecosystems – Bavaria

Introduction

Latest hazardous incidents following the earthquake and tsunami in Japan in March 2011 demonstrate that, despite latest technical standards and surveillance, the contamination of environments by the emission of radionuclides as a result of nuclear accidents is still an up-to-date global issue that can re-emerge at any time. Hence, the continuous monitoring of radionuclides in soils and biosphere is crucial for both recent and future radioprotection.

Bavarian forest ecosystems have experienced severe inputs of radioactive Cs-137 as a result of the Chernobyl nuclear accident in 1986. As cesium is an effective chemical substitute for the essential nutrient potassium and thus prone to integrate into the matter cycle (Kruyts and Delvaux 2002; Schaller et al. 1990; Shaw and Bell 1994; vanVoriss et al. 1990), it is of special interest for radioprotection. Supported by a comparatively long half life of 30.17 years, it evokes considerable long-term problems in almost any country affected by the Chernobyl accident, particularly in countries of Central, East and North Europe as well as Western Eurasia. Ongoing monitorings and studies on the distribution and bioavailability of Cs-137 demonstrate that, even decades after deposition, this topic has lost none of its relevance. Latest studies, for example, have been conducted by Matisoff et al. (2011) in Sweden and Poland validating Cs-137 solute transport and bioturbation prediction models. Navas et al. (2011) investigate the spatial distribution and migration a. o. of Cs-137 at the catchment scale in the South Central Pyrenees. Zhiyanski et al. (2008) demonstrate the current Cs-137 distribution in mountainous forest soils of the Central Balkan and Rila Mountains, Bulgaria. Karadeniz and Yaprak (2008, 2010), Turkey, and Mietelski et al. (2010), Southern Poland, focus intensively on the problem of Cs-137 distribution and mushroom contamination in forest soils. Besides, Calmon et al. (2009) give a comprehensive review on the several transfer parameters from soil to plant and animal species in temperate forest ecosystems. Moreover, Konopleva et al. (2009) intensively examine the migration and bioavailability of Cs-137 in forest soils for parts of Southern Germany directly adjacent to Bavaria (Baden-Württemberg). The cited examples point out that a major effort has been put to the investigation of Cs-137 in forest ecosystems.

In the case of Bavaria, persistently high levels of Cs-137 mass activity densities in various forestal animals (e.g. up to ca. 10,000 Bq kg⁻¹ in wild boar, *sus scrofa*) and fruits (e.g. up to ca. 1,000 Bq kg⁻¹ in bay boletus, *boletus badius*) suggest that the contamination of forest soils is still critical (cf. Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011, reference period: 24.05.2009–24.05.2011). Numerous scientific studies support the fact that humus plays a major role in terms of radiocesium mobility and bioavailability (Andolina and Guillitte 1990; deKoning et al. 2007; Hird et al. 1996; Kruse-Irmer and Giani 2003; Kruyts and Delvaux 2002; Maes et al. 1999). In general, cesium mobility and plant availability in soils correlates negatively with clay content and positively with organic matter content (vanVoriss et al. 1990). Particularly in forest ecosystems, the complex interaction of poorly decomposable litter, low pH values, insufficient potassium supply and reduced activity of soil organisms encourages the development of massive humus horizons resulting in an effective restraint of downward cesium dislocation into mineral soil horizons (Kruyts and Delvaux 2002; Shcheglov et al. 2001; Völkel 2002, Völkel 1998).

Against this background, a new comprehensive survey network was established in cooperation with the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health, to further enhance the value of long-term governmental radioprotection strategies in forest ecosystems.

The network's objective is to provide a detailed characterization of the current Cs-137 contamination in Bavarian forest soils and thereby to disclose the underlying Cs-137 retention behavior of soils under different ecological and edaphic preconditions, which should help to quantify and predict future contamination risks. Having started in 2006, the single project phases stretch from preparative site selection and installation, sampling and laboratory analysis on to the analysis of the current contamination situation and finally the development of prediction approaches. The presented study is part of the first analytical phase. Based on the investigation of 48 forest sites, the paper demonstrates the current Cs-137 contamination situation of forest soils in Bavaria, giving a valuable update on the residual contamination 25 years after the Chernobyl accident.

Study area

Located in the Southeast of Germany, Bavaria is characterized by a highly diversified landscape, in which forestry plays an important role in economic production. Almost one-third (2.56 Mio ha) of the entire territory is covered with forests, 30.1 % of which are state forests and 54.2 % private holdings respectively (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 2004). Areas of lowland and basin character along its major river system Danube as well as its tributaries are in strong contrast to its prominent low mountain and alpine mountain ranges (Fig. 1). This landscape diversity is consequently reflected in prominent temperature and rainfall variations. Annual rainfall generally increases from 450 to 850 mm in the north-western and lower parts of Bavaria toward values of 850–1,500 mm (Bavarian Forest) and even up to more than 2,500 mm respectively (Bavarian Alps) in higher mountain ranges along the southern and eastern borders (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1999). The radioactive cloud from Chernobyl first hit Bavaria on April, 30th. Supported by heavy rainfall incidences, intense deposition (washout) of more than 30 radioactive isotopes (a.o. Cs-137) took place during the first few days in May resulting in enormously high radionuclide inputs to the various ecosystems (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2006). Compared to other German state provinces, Bavaria by far experienced the highest soil contamination showing characteristic small-scale variations depending significantly on the regional and local rainfall intensities by the time of deposition (Bayer et al. 1996). In most areas, reported values exceeded at least 10,000 Bq m⁻² reaching up to peak values of remarkable 80,000–120,000 Bq m⁻² in some confined areas in the Alps, the Bavarian Forest, and north of Augsburg. Only the outermost north-western edges of Bavaria as well as a small NW–SE corridor between Nuremberg and Regensburg experienced comparatively low inputs of ca. 2,000–6,000 Bq m⁻².

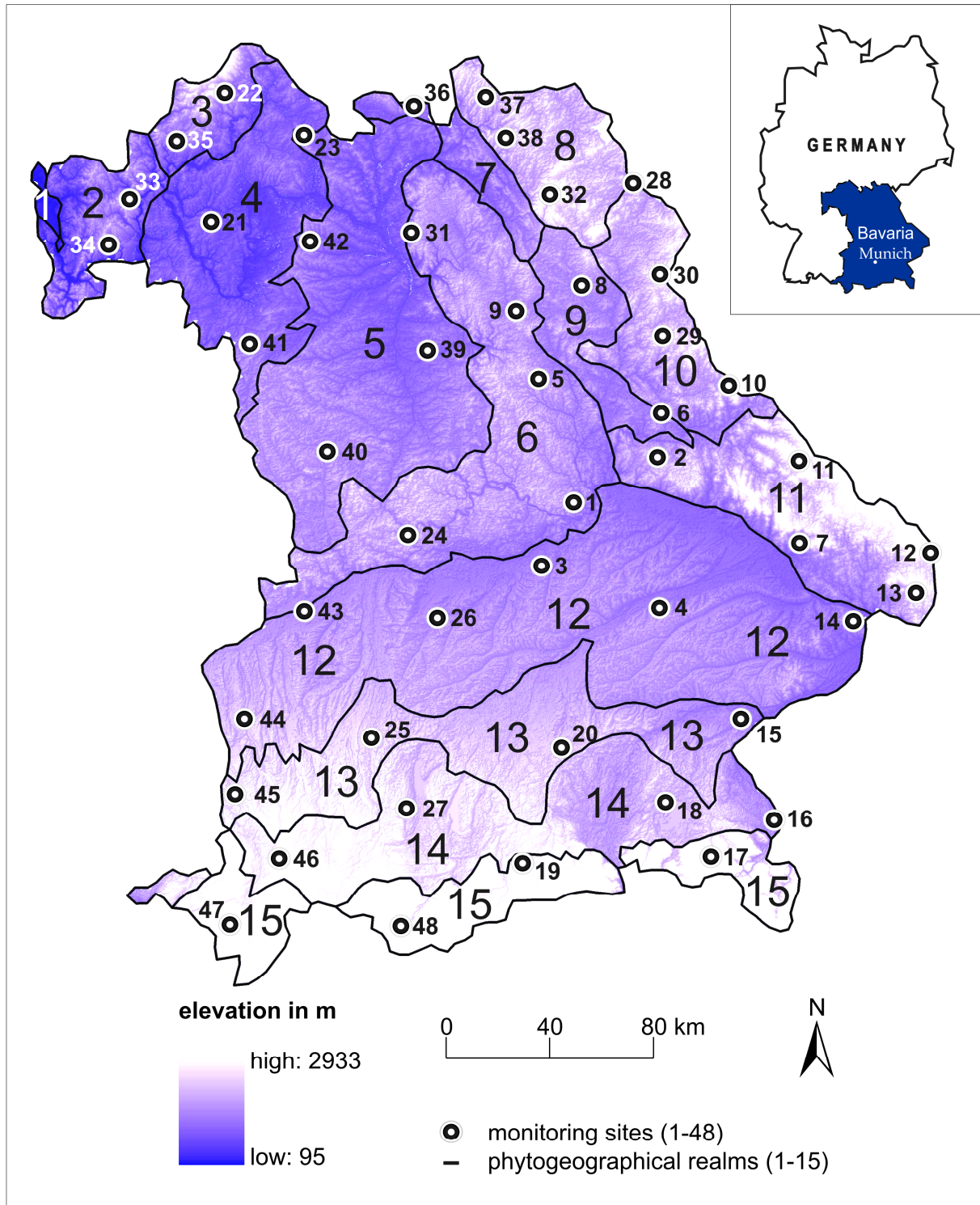


Fig. 1 Study area and monitoring sites. The presentation is based on a digital elevation model of Bavaria based on NASA 90 × 90 km SRTM data and indicates the 48 monitoring sites (1–48) as well as their association to phytogeographical realms (1–15) according to Wittmann (1991). For details, see also Table 1

Materials and methods

Location of monitoring sites

With respect to the future long-term monitoring program, 48 monitoring sites have been installed across the entire Bavarian state forests (Fig. 1, 1–48). These sites were selected according to a strict selection scheme considering the most crucial ecological landscape parameters (cf. Völkel and Leopold 2006; Winkelbauer 2008) as well as special restraints defined by the Bavarian Environment Agency as office in charge of prospective sampling and site maintenance. Table 1 outlines the investigated soil and humus types at each site. Besides, it presents an estimate on the initial Cs-137 loads in 1986 according to Bayer et al. (1996). A detailed description of specific site characteristics is given in Völkel et al. (2009). The sites cover an equal share of deciduous, spruce and mixed forests, comprising all stages of soil types from shallow Rego-/Leptosols to well-developed Luvisols and Podzols as well as hydromorphic Stagno- and Gleysols. Peat bodies are represented by site 18 and 46. Soils at sites 1, 4, 22, 28, 36, 47 are subject to initial podsollic tendencies. As one of the most prominent soil types in Bavaria, the majority of sites are represented by Cambisols, mainly determined dystric. Most frequently, the soils are covered by moder or mull humus forms.

Table 1 Monitoring sites

No	Altitude (m a.s.l.)	Slope incl (°)	Forest type	Vegetation	Humus form	Soil type (acc. to WRB)	Surface roughness	Initial Cs-137 load in 1986 (Bq m ⁻²) (est. acc. to Bayer et al. 1996)
<i>1 Rhine-Main river lowlands</i>								
<i>2 Spessart-Odenwald</i>								
33	340	28	Deciduous	BE	Oligomull	Leptic Cambisol	++	4,000–5,000
34	430	3	Mixed	BE, L	Oligomull	Cambisol	+	4,000–5,000
<i>3 Rhoen highlands</i>								
22	596	0,5	Deciduous	O, BE, S	Moder	Dystric Cambisol	o	4,000–5,000
35	290	23	Mixed	BE, P, S	Oligomull	Cambisol	+	2,000–3,000
<i>4 Franconian scarp-and-vale and loess landscapes</i>								
21	420	0	Deciduous	O, BE, S	Oligomull	Luvisol	o	2,000–3,000
41	387	0,5	Deciduous	O, BE, A, M	Mull	Stagnic Phaeozem	o	2,000–3,000
<i>5 Franconian and Swabian scarp-and-vale landscapes</i>								
23	430	3	Deciduous	O, BE	Oligomull	Cambisol	o	2,000–3,000
39	430	1	Mixed	P, BE, A, O	Humic mor	Dystric Regosol	o	4,000–5,000
40	485	2	Coniferous	S, BE	Oligomull	Cambic Stagnosol	o	10,000–12,500
42	416	2	Mixed	S, BE	Oligomull	Cambic Stagnosol	o	4,000–5,000
<i>6 Franconian and Swabian Alb</i>								
1	498	0,5	Mixed	P, S, BE, BI	Moder	Dystric Cambisol	o	10,000–12,500
5	520	18	Mixed	S, BE	Moder	Chromic Cambisol	++	6,000–7,000
9	525	25	Deciduous	BE	Oligomull	Rendzic Leptosol	++	6,000–7,000
24	440	8	Deciduous	BE	Oligomull	Eutric Cambisol	+	10,000–12,500
31	555	3	Deciduous	BE, M	Mull	Cambic Regosol	+	6,000–7,000
<i>7 Upper main scarp-and-vale landscape</i>								
36	467	2	Mixed	BE, O, S, P	Humic moder	Dystric Cambisol	+	4,000–5,000
<i>8 Highlands of Frankenwald, Fichtelgebirge, Vogtland</i>								
32	890	4,5	Coniferous	S, BE	Humic mor	Histosol	++	8,000–9,000
37	637	1	Mixed	BE, S	Moder	Cambisol	+	4,000–5,000
38	573	24	Mixed	BE, S	Dysmoder	Cambisol	+	4,000–5,000
<i>9 Upper Palatinate upland and basins</i>								
6	421	2,5	Coniferous	P	Fibric moder	Podzol	+	6,000–7,000
8	408	1	Coniferous	P	Moder	Podzol	o	2,000–3,000
<i>10 Upper Palatinate Forest highlands</i>								
10	788	15	Deciduous	BE	Hemimoder	Cambisol	++	6,000–7,000
28	535	0	Coniferous	S, F	Fibric mor	Dystric Cambisol	o	6,000–7,000
29	760	0	Deciduous	BE	Fibric moder	Cambisol	+	10,000–12,500
30	760	7	Coniferous	S	Fibric moder	Cambisol	+	6,000–7,000
<i>11 Bavarian forest highlands</i>								

No	Altitude (m a.s.l.)	Slope incl (°)	Forest type	Vegetation	Humus form	Soil type (acc. to WRB)	Surface roughness	Initial Cs-137 load in 1986 (Bq m ⁻²) (est. acc. to Bayer et al. 1996)
2	648	11,5	Deciduous	BE	Moder	Cambisol	++	8,000–9,000
7	417	1	Coniferous	S, BE	Moder	Dystric Cambisol	+	6,000–7,000
11	1,135	12	Mixed	BE, F	Humic dysmoder	Cambisol	+	80,000–100,000
12	1,210	17	Coniferous	S, F	Humic dysmoder	Cambisol	+	8,000–9,000
13	397	18	Mixed	S, BI	Dydmoder	Cambisol	+	4,000–5,000
<i>12 Tertiary hills, gravel deposits, Danube River Valley</i>								
3	412	2	Coniferous	P, S	Moder	Dystric Cambisol	o	10,000–12,500
4	418	3	Coniferous	S	Fibric moder	Haplic Albeluvisol	o	15,000–17,500
14	397	3	Coniferous	S, BI	Fibric moder	Stagnic Podzol	+	6,000–7,000
26	590	0	Coniferous	S, P	Humic mor	Gleyic Podzol	+	15,000–17,500
43	418	0	Deciduous	E, O, M	Mull	Cambisol	o	6,000–7,000
44	584	0	Mixed	BE, S	Humic moder	Stagnic Luvisol	+	20,000–25,000
<i>13 Pleistocene tills and gravel deposits</i>								
15	374	0	Deciduous	M, PO	Oligomull	Calcaric Regosol	o	15,000–17,500
20	536	0	Mixed	S, L, BE, P	Moder	Luvisol	+	20,000–25,000
25	590	1	Deciduous	O, BE	Oligomull	Cambisol	o	20,000–25,000
45	635	1	Coniferous	S, P	Humic moder	Cambic Stagnosol	o	20,000–25,000
<i>14 Pleistocene tills</i>								
16	418	0	Mixed	PO, M, L	Mull	Cambisol	o	40,000–45,000
18	533	0	Mixed	S, BI	Oligomull	Histosol (raised bog)	+	15,000–17,500
27	610	0	Mixed	S, BI	Humic mor	Gleysol	+	20,000–25,000
46	896	1	Coniferous	S	Anmoor	Histosol (fen)	+	15,000–17,500
<i>15 Bavarian Alps</i>								
17	990	30	Mixed	S, BE	Oligomull	Cambisol	+	20,000–25,000
19	1,340	13	Coniferous	S	Moder	Stagnic Cambisol	+	20,000–25,000
47	1,283	13	Coniferous	S	Humic mor	Dystric Cambisol	++	20,000–25,000
48	795	16	Coniferous	S, P	Tangel	Umbrisol	++	20,000–25,000

The table gives a short characterization of the investigated 48 monitoring sites (1-48) with respect to basic geographical and edaphic settings plus additional information on site-specific initial Cs-137 loads deposited after the Chernobyl accident in 1986 (source: Institute for Water-, Soil- and Air Hygiene, subordinate of the German Federal Health Agency, as cited by Bayer et al. 1996). Sites are subdivided into phytogeographical units (1-15). Vegetation: alder (A), beech (BE), birch (BI), elm (E), fir (F), maple (M), larch (L), oak (O), pine (P), poplar (PO), spruce (S). Surface roughness: o even, + moderate, ++ rugged

Site sampling

Due to increasing humus variability with altitude, the lateral length of each sampling area depends on the specific site altitude and confines either 30 × 30 m in low and high mountain ranges (>500 m) or 50 × 50 m in lowland terrains (<500 m), as findings of Völkel and Leopold (2006) prove that the lower humus variability in lowland regions need to be compensated by extended sampling areas in order to cover a comparable spectrum of humus thicknesses. Each sampling site is supplemented by a directly adjacent annex of exactly the same base area (Fig. 2). This so called neutral area will be object to the systematic activity monitoring in case of a new nuclear accident and, as such, will be retained unsampled sine die (Völkel and Leopold 2006).

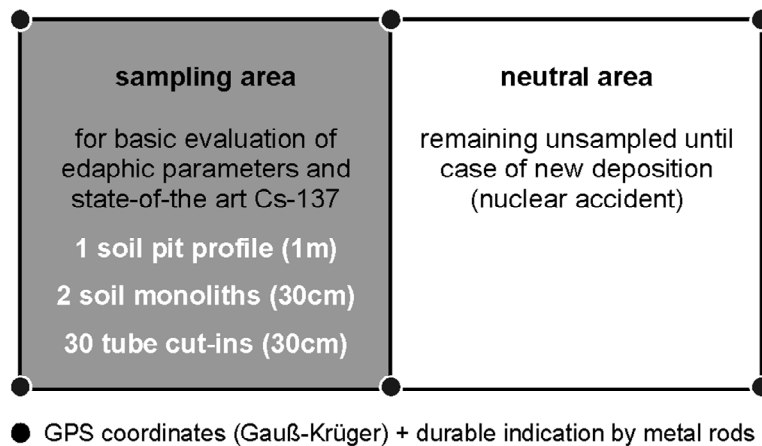


Fig. 2 Sampling area. Each monitoring site consists of an actual sampling area and an adjacent neutral area both either 30 × 30 or 50 × 50 m in size. Edges are mapped by GPS and marked permanently by metal rods.

For basic site sampling and characterization, a soil profile pit (M1) is excavated to a depth of 1 m using a conventional stainless steel spade. In addition, two 20 × 20 cm soil monoliths (M2, M3) are extracted and sampled within the first 30 cm. The position of pit section and monoliths is chosen randomly respecting a fairly consistent distribution and other crucial conditions such as a minimum distance of 50 cm to surrounding stems (due to potential deposition surplus by run-off), undisturbed surface and comprehensive litter coverage (Völkel and Leopold 2006). Pedological description and sampling is accomplished by means of a standard sheet originating from a survey project of the Bavarian Environment Agency (GRABEN project) inventorying the background levels of heavy metals and organic contaminants in Bavarian soils (Jonek et al. 2006) in combination with the German soil mapping reference system framework published by the Ad-hoc AG Boden (2005), describing and sampling every single horizon individually. Horizons of greater dimensions are sampled in separate 10 cm subdivisions. Horizon-based sampling in our case clearly outweighs sampling by fixed depth intervals or composite samples comprising the entire humus body, particularly as the substantiated relevance of humus horizons for the Cs-137 problematic (see Introduction) asks for an intense focus on the humus properties and decomposition stages and thus for an exact differentiation of the single L, Of, and Oh horizons. Furthermore, the exact differentiation of humus-rich A-horizons against the humus poor/free subsoil horizons is also of great importance. However, the above-specified core investigations have been additionally supported by neatly assembled composite samples for humus (excluding L horizons) and mineral horizons respectively (2 × 48 composite samples) based on 30 random single cut-ins by a 30-cm-long metal tube at each site (1440 cut-ins in total) according to the official AVV-IMIS standards (Allgemeine Verwaltungsvorschriften zum Integrierten Mess- und Informationssystem) (Bundesministerium für Justiz 2006) to link up to the currently valid recommendations. The later, however, is not considered in the context of this paper.

Data analysis

All soil samples were dried to constant weight using circulation chambers at temperatures of 40 °C. For the analysis of mineral horizons, the fine fraction (<2 mm) was extracted from pestled samples by sieving, and visible organic particles were removed. Humus horizons were shredded to a size smaller than 1 cm by means of a customary grinder and thoroughly homogenized. The equipment was neatly cleaned after every sample treatment. For gamma

spectrometric analysis, most of the samples were analyzed in local facilities by the use of a Canberra Packard GC2519 high purity germanium detector (Table 2, A). Depending on the particular sample quantity, fractions of 20, 50 or 100 ml were measured in standard rubber bottles. Runtime was limited to 1,000 counts, assuring less than 5 % uncertainty (1 Sigma) or a maximum runtime of 24 h, respectively. Data processing was administered by the software package GENIE 2k. In addition to monthly background level corrections via blank measurements (duration 2.5 days), technical and analytical quality assurance is maintained by bimonthly energy and efficiency calibrations using a standard solution type QCYB410 by AEA Technology QSA ltd (Ba-133, Co-57, Ce-139, Sr-85, Cs-137, Mn-54, Y-88, Zn-65 in 0.5 M HCl). In order to allow faster data acquisition, several samples were sent to the Radiation Laboratory Department of the Bavarian Environment Agency for parallel measurements using 50 and 100 ml counting geometries (Table 2, B–G). Similar configurations assure data comparability. For calibrations, the laboratory uses either the QCYBA410 standard for 50 ml geometries or a standard type 1215-24 by Eckert and Ziegler Isotope Prod. Europe (Pb-210, Am-241, Cd-109, Co-57, Ce-139, Hg-203, Sn-113, Sr-85, Cs-137, Y-88, Co-60 in 2 M HCl) for 100 ml geometries. The minimum detectable activity (MDA) of each measurement depends on sample type and counting geometry (Table 3). Ranging from 2.61 to 15.22 Bq kg⁻¹, the mean MDA generally improves with increasing geometry and vertical depth. Cs-137 densities were calculated based on the recorded activities using, adjusted to previous studies of our working group, estimated bulk densities of 0.1 g cm⁻³ in L, 0.2 g cm⁻³ in Of, 0.4 g cm⁻³ in Oh and 1.0 g cm⁻³ in mineral Ah horizons, respectively (for L, Of, Oh based on Umweltministerium Baden-Württemberg 1995; for mineral Ah horizons based on Umweltministerium Baden-Württemberg 1995 as well as Rehfuess 1990).

Table 2 Technical equipment specification

Label	Resolution (at 1.33 MeV)	Rel. efficiency (at 1.33 MeV) (%)	Detector model	Facility
A	1.9 keV	25	Canberra Packard, GC2519-7500	TU München, geomorphology and soil science lab
B	1.9 keV	40	EG+G Ortec, GMX-40195-S	Bavarian Agency of the Environment, radioprotection laboratory
C	2.2 keV	30	EG+G Ortec, GEM-30220-S	
D	1.9 keV	34	EG+G Ortec, GEM-33200	
E	2.0 keV	32	EG+G Ortec, GEM-33200	
F	1.8 keV	30	Canberra Packard, GC3018-7500	
G	1.8 keV	30	Canberra Packard, GC3018-7500	

Given are the HPGe detectors used for gamma spectrometry indicating resolution and efficiency performances at 1.33 MeV

Table 3 Minimum detectable activities

Sample type	Counting geometry (ml)		
	20	50	100
L	15.22	9.38	7.43
Of	12.91	9.18	7.74
Oh	10.89	8.83	4.54
min1	5.42	3.71	3.66
min2	3.52	2.61	2.64

Given are the mean minimum detectable activities in Bq kg^{-1} for the different sample types and counting geometries; $N = 5$ for each counting geometry per sample type

Results

In total, the analysis of 48 monitoring sites, represented by 1 soil profile and 2 monoliths each, delivered 793 gamma spectrometric records on the specific Cs-137 mass activity density in forest soil horizons comprising the entire body of humus horizons (L, Of, Oh) and mineral horizons to a maximum depth of 1 m. The mean analytical error (AE) due to gamma spectrometry uncertainties is 0.10 ± 0.01 in L, 0.05 ± 0.01 in Of, 0.03 ± 0.01 in Oh, 0.10 ± 0.01 in min1 and 0.11 ± 0.01 in min2 horizons (confidence interval: 95 %). Both results below the minimum detectable activity (MDA) and/or analytical errors greater 0.25 have been excluded from interpretations ($N = 84$). Aerial activity densities got transferred accordingly. In the following, the paper presents the most important outcomes on both Cs-137 mass and areal activity densities as summarized in Figs. 3, 4 and 5.

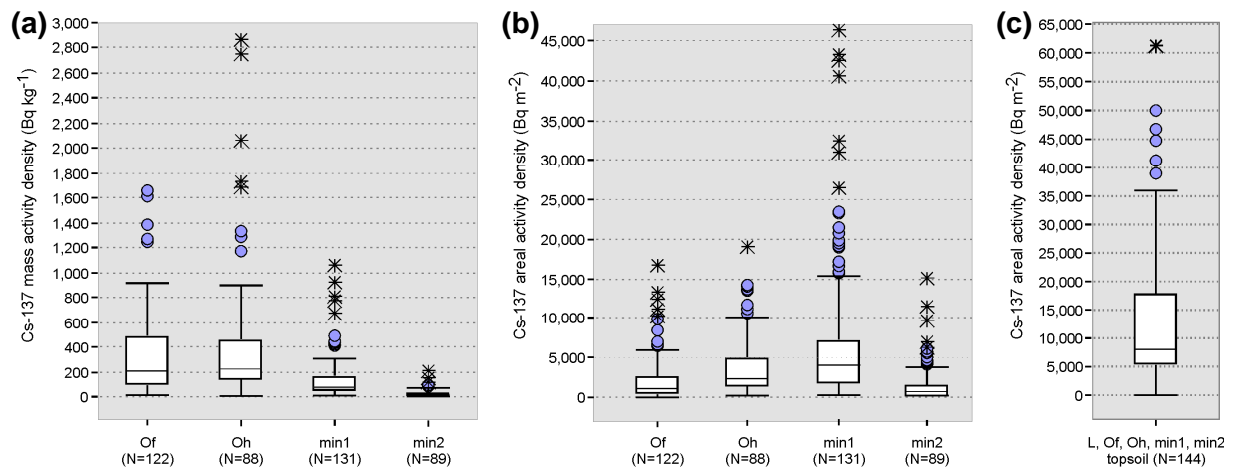
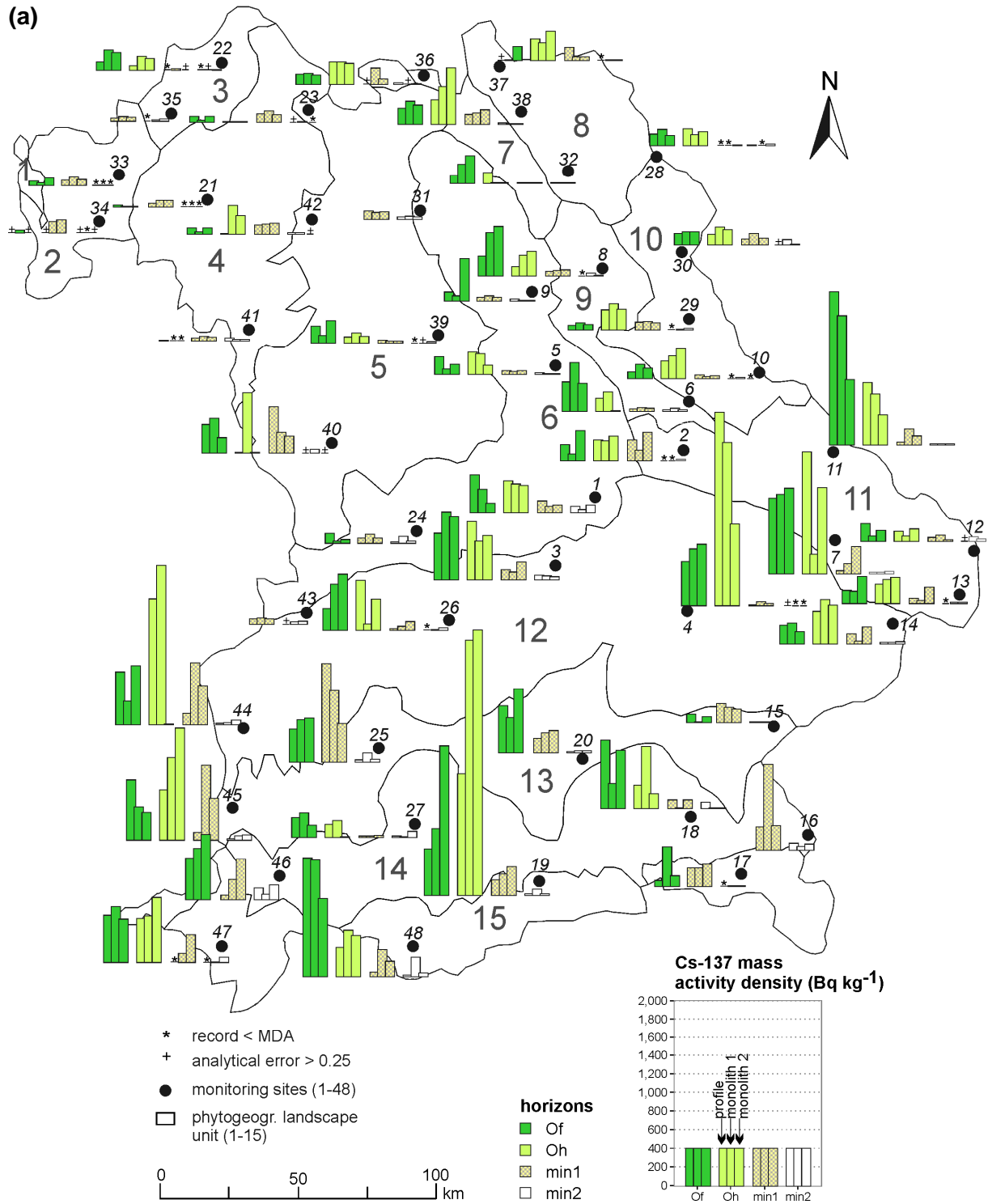


Fig. 3 Cs-137 contamination in Bavarian forest soils—boxplots. The box plots outline the frequency distribution of recorded **a** Cs-137 mass activity densities (Bq kg^{-1}) and **b** Cs-137 areal activity densities (Bq m^{-2}) in both humus (Of, Oh) and upper mineral (min1, min2) horizons. Box plot **c** additionally represents the total areal activity density in Bq m^{-2} for all investigated profiles (L, Of, Oh, min1, min2). Graph whiskers: 0.1 and 0.9 percentiles; box edges: 0.25 and 0.75 quartiles; solid box division: median (0.5). Percentiles (0.1; 0.25; 0.5; 0.75; 0.9) as follows: **a** Of: 52; 95; 210; 499; 713/Oh: 100; 178; 258; 497; 1,213/min1: 22; 34; 78; 162; 292/min2: 4; 7; 14; 35; 62. **b** Of: 129; 422; 1,215; 2,986; 4,996/Oh: 780; 1,297; 2,212; 4,936; 9,964/min1: 625; 2,148; 4,072; 7,950; 19,192/min2: 313; 564; 1,135; 2,350; 5,503. **c** 3,443; 5,150; 8,025; 18,157; 26,250



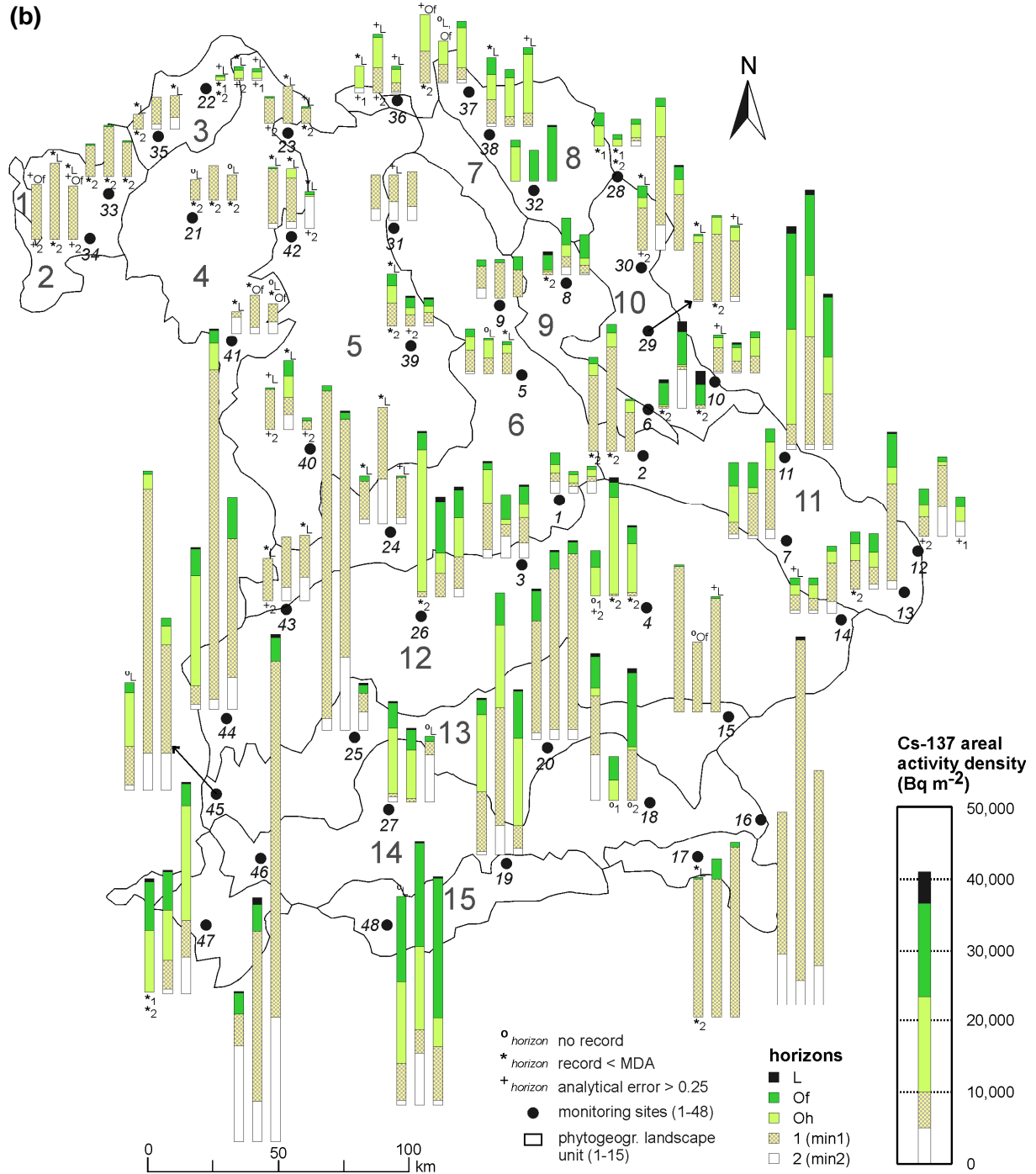


Fig. 4 Cs-137 contamination in Bavarian forest soils—geographical overview. Figure 4a shows the horizon-specific Cs-137 mass activity densities (Bq kg⁻¹) recorded vertically along each of the 3 profiles at the investigated 48 monitoring sites (Of-min2). Figure 4b represents the horizon-specific areal activity densities and their contribution to the total areal activity density (L-min2) at each profile. For better orientation, phytogeographical units are indicated

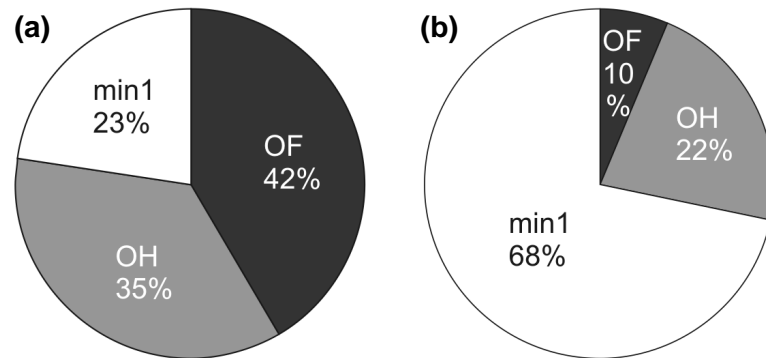


Fig. 5 Distribution of peak contaminations within soil. The *graphs* represent the percentage of cases, in which the peak **a** Cs-137 mass activity densities and **b** Cs-137 areal activity densities of all profiles are located in an Of, Oh or min 1 horizon, respectively ($N = 144$)

Figure 3 represents the absolute frequency distributions of recorded (a) mass activity densities and (b) areal activity densities in boxplots subcategorized per horizons. Fig. 3c additionally illustrates the frequency distribution of the summarized total areal activity densities for each profile (L, Of, Oh, min1, min2). In Fig. 4, the results on mass (a) and areal (b) activity densities recorded at each site are put into a geographical context. All figures generally include the humus horizons Of and Oh as well as the first two samples out of the upper mineral horizons, mainly Ah (containing organic/humic matter) and B horizons (free of organic/humic matter), referred to as min1 and min2 horizons in the following. As there are generally no significant increases in both mass and areal activity densities below the min2 horizon at all in any of the investigated profiles, further categories are excluded from interpretations. The litter layers L are also mostly excluded from representation. Given the associated seasonal changes in litter properties, static comparisons do not seem reasonable. As such, litter is only represented in Figs. 3b and 4c in order to fully capture the total areal activity inventory across the entire soil column down to min2 horizons.

Specific Cs-137 mass activity density

Mass activity densities in humus Of ($N = 122$) and Oh ($N = 88$) horizons range from 14 to 2,870 Bq kg⁻¹ (Fig. 3a). The mean contamination μ is 332 ± 59 Bq kg⁻¹ in Of and 454 ± 113 Bq kg⁻¹ in Oh horizons (confidence interval: 95 %), varying with standard deviations of $\sigma = 328$ Bq kg⁻¹ (Of) and $\sigma = 536$ Bq kg⁻¹ (Oh). Medians are located at 210 Bq kg⁻¹ (Of) and 258 Bq kg⁻¹ (Oh), respectively. In both cases, 50 % of the results range between ca. 100 and 500 Bq kg⁻¹ (interquartile range). Contaminations in L horizons ($N = 103$) only range between 8 and 903 Bq kg⁻¹. In the upper mineral subsoil horizon min1 ($N = 131$), mass activity densities hold a mean μ of 134 ± 30 Bq kg⁻¹ (confidence interval: 95 %) ranging from 4 to 1,060 Bq kg⁻¹ ($\sigma = 174$). The underlying min2 horizons ($N = 89$) generally feature much lower mass activity densities of only 3–204 Bq kg⁻¹ with a mean μ of 27 ± 7 Bq kg⁻¹ (confidence interval: 95 %) and standard deviation of $\sigma = 33$ Bq kg⁻¹.

Concerning activity characteristics within the profiles, Fig. 5a demonstrates that in 77 % of all 144 investigated cases, the particular peaks of mass activity density are associated with humus horizons, occurring slightly more frequent in Of horizons (42 %) than in Oh horizons (35 %). The maximum mass activity density of 2,870 Bq kg⁻¹ was recorded in an Oh horizon at site 19 (sample M3/Oh; Fig. 4a). This contamination level stands in great contrast to the rest of the results. Noticeably, no other site features mass activity densities exceeding the 2,000 Bq kg⁻¹

threshold. Still, 15 % of the sites are characterized by mass activity densities greater than 1,000 and 19 % of them feature values of at least 600–1,000 Bq kg⁻¹ (Fig. 4a; Table 4). More than half of the sites, however, are below that contamination level, with almost one-third not even exceeding 200 Bq kg⁻¹.

Table 4 Classification of sites according to their characteristic range of Cs-137 mass activity density

Class	Mass activity density (Bq kg ⁻¹)	Site no.	N
1	>200	12,15,21,23,24,28,30,31,33,34,35,41,43	13
2	200 ≤ 600	1,2,5,8,9,10,13,14,17,22,26,27,29,32,36,37,39,42	18
3	600 ≤ 1000	3,6,16,18,20,38,40,46,47	9
4	1,000 ≤ 2,000	4,7,11,25,44,45,48	7
5	>2,000	19	1
Total			48

The table indicates that only in case of site 19 (map no° 8236 Tegernsee, Bavarian Alps) recorded mass activity ranges exceed values of 2,000 Bq kg⁻¹. Comparing the table to Fig 1 and Table 1 points out that most of the sites with mass activity densities smaller than 200 Bq kg⁻¹ are located in the Northwest of Bavaria and represent typical mull humus environments. Mass activity densities between 600 and 2,000 Bq kg⁻¹ in contrary are frequently associated with sites in alpine and low mountain environments

Cs-137 areal activity density

In general, the total areal activity density in the soils varies between 640 (site 22) and 61,166 Bq m⁻² (site 46, Histosol), depicting a mean μ of 12,478 ± 1,803 Bq m⁻² (confidence interval: 95 %) and standard deviation σ = 10,906 Bq m⁻² (Fig. 3c). The median lies at 8,025 Bq m⁻². As Fig. 5b shows, the respective maxima in the profiles experience a noticeable shift toward the upper mineral horizons (min1: 68 %), whereas the humus horizons now only constitute respective profile maxima in 32 % of the cases. Accordingly, this is accompanied with much lower areal activity densities of 18–16,690 Bq m⁻² in Of horizons compared to areal activity densities between 141–46,150 Bq m⁻² in the upper mineral horizons (Fig. 3b). The highest of all records measured is a 10-cm-thick min1 horizon holding 46,150 Bq m⁻² (site 16; Fig. 4b). Having a closer look at the results, however, almost 2/3 of the profiles that have distinct maxima in min1 horizons are typical oligo-/mull horizons. The profile at site 16, which features the maximum horizon-specific areal Cs-137 activity density, is also characterized by a very thin mull humus only. Figure 4b summarizes these findings by an overview on the geographical and vertical distribution of horizon-specific and total areal activity densities of the 48 investigated profiles in Bavaria.

Discussion

General contamination situation

Comprising a total of 793 gamma spectrometric records, the results depict a very detailed and as such unique picture of the recent contamination pattern in Bavarian forest soils across the whole range of phytogeographical landscape types. So far, Cs-137 contamination in forest soils has only been determined at 8 special radionuclide long-term monitoring sites maintained by the Bavarian Environment Agency continuously since 1990 (Schilling et al.

2005). Although representing different phytogeographical regions and noticeable high input regions, both the number and distribution of these sites are critical with regard to an elaborate representation of the entire 2.56 Mio ha forested areas in Bavaria, as most of the sites are concentrated near the Alps and their foothills. The Bavarian forest in contrary, although one of the regions affected most severely, is only represented by one single site. Moreover, the applied sampling strategy does not allow a horizon-specific resolution of Cs-137 activities in humus, as sampling units only comprise the following three compartments (a) humus horizons, (b) mineral soil 0–10 cm, and (c) mineral soil 10–20 cm. According to Konopleva et al. (2009), the detailed differentiation of humus and mineral horizons, however, is very important with regard to edaphic interrelations and root zone contamination. Hence, our study provides a valuable new data pool contributing vital information for any further investigation concerning Cs-137 bioavailability.

In general, the results are in good accordance to comparable studies in other parts of Bavaria and Southern Germany as well as in other European countries of similar depositional and ecological character. For Bavaria, Kruse-Irmer and Giani (2003) found contaminations of ca. 1,400 Bq kg⁻¹ (humus) and 1,000 Bq kg⁻¹ (mineral soil, upper 10 cm) in an alpine deciduous stand (Freilassing) in contrast to mass activity densities below 650 Bq kg⁻¹ in non-alpine forest stands. Völkel (2002) states similar mass activity densities in non-alpine soils of North-Western Bavaria (<680 Bq kg⁻¹), and up to 1,850 Bq kg⁻¹ (humus) and 500 Bq kg⁻¹ (mineral soil) in the Tertiary Hills. Selected alpine soils feature up to 2,750 Bq kg⁻¹ (humus) and 650 Bq kg⁻¹ (mineral soil), whereas highest contaminations (humus: 4,750 Bq kg⁻¹; mineral: 1,850 Bq kg⁻¹) were found in the Bavarian Forest (Völkel 2002). Konopleva et al. (2009) recorded typical Cs-137 areal activity densities of 8,000–26,000 Bq m⁻² near Lake Constance (Baden-Württemberg, Germany). In a Lower Austrian spruce stand, Strebl et al. (1999) determined an average total areal activity density of 53,000 Bq m⁻² (56 % in humus). Studies of Zhiyanski et al. (2008) in mountainous regions of Bulgaria determined highest mass activity densities up to 2,543 Bq kg⁻¹ in Of layers of the Central Balkan.

Comparing the observed levels of both Cs-137 mass and areal activity densities across all of the investigated sites (Fig. 3), the presented results are characterized by wide activity ranges between the 0.1–0.9 percentile interval and some additional outliers. Considering the exceptional size of the study area and the plurality of investigated sites, however, this observation is definitely not surprising. The results show that contamination levels differ greatly throughout Bavaria, indicating particular spatial coherences (Fig. 4a). Very low mass activities (<200 Bq kg⁻¹) are mainly found on Triassic limestone substrata in the Northwest typically covered with oligomull. Other sites dominated by oligomull or shallow subsurfaces show similar results. Moder-dominated sites in lower altitudes are mainly associated with class 2 mass activity densities (200–600 Bq kg⁻¹). Despite one exemption represented by site 4, activities exceeding a level of 600 Bq kg⁻¹ are limited to geographical units of low mountain and alpine characters, particularly to the realms of the Bavarian Forest and the Bavarian Alps. Regarding areal activity densities, the results also reflect these observations. Although the activity distribution across the single horizons shows distinct differences compared to the described mass activity characteristics, interlinked with the consideration of bulk density differences, the geographical overview of areal activity densities (Fig. 4b) throughout Bavaria highlights very similar Cs-137 distribution patterns, contrasting highest contaminations in the Alps and Bavarian forest against much lower total Cs-137 areal activity densities in the Northwest. Most certainly, these variations are, at least to a certain extent, a logical side effect of the highly variable initial depositional load across the entire state

territory due to highly variable rainfall intensities (Bayer et al. 1996) and as such an indirect result of site location as well as altitude.

In all, both mass and areal activity densities provide a good description of the general (geographical) contamination situation in Bavaria. However, detailed information on the vertical distribution of Cs-137 within the soil profiles, necessary to interpret potential transport processes, can only be derived by means of aerial activity densities. The later is discussed in the following.

Vertical distribution of Cs-137

As for the current vertical distribution of Cs-137 in Bavarian forest soils, the results clearly identify the majority (68 %) of maximum areal activity densities to be at present located in the uppermost, humus rich mineral A-horizon (min1). The significant drop of areal activity densities toward the min2 horizons, however, states comparatively low vertical migration toward deeper soil horizons. As such, min2 horizons do not feature maximum areal activity densities in any of the investigated profiles. The reasons for the high fraction of areal activity density in min1 horizons can be manifold and do not necessarily imply an actual vertical transport of Cs-137 within the profile by leakage. In general, higher areal activity densities in mineral horizons are directly linked with generally higher bulk densities of the later. The generalizing estimation of bulk densities (see Data analysis) can cause some additional uncertainty in this case. Concerning the relative distribution of areal activity density maxima as shown in Fig. 5b, the absence of Of and Oh horizons in case of oligo-/mull sites furthermore results in a disproportional over-representation of the comparatively dense mineral horizons. Above all, A-horizons are in close contact to the humus horizons. Per definition, the organic matter content of Ah horizons can reach up to about 30 mass %, incorporated by bioturbation. Various studies such as Bunzl (2002) support the significant contribution of invertebrate activity to radiocesium transport within the soil. As for that, it has to be considered that the cesium is not entirely fixed by clay minerals but stays bioavailable in reversible organic compounds.

The fact that a substantial part of the maximum areal activity densities (32 %) can still be found in the overlying humus horizons (Of, Oh) suggests that the humus compartment plays a very important role in the vertical distribution of Cs-137 in certain Bavarian environments. In order to clarify the influence of humus horizons on the observed distribution characteristics of our study, we additionally investigated the correlation of (1) humus body mass depth (kg m^{-2}) and (2) humus body thickness (cm) with the relative areal Cs-137 activity density in the humus horizons (Of, Oh) in relation to the total areal topsoil (Of, Oh, min1) activity density (Bq m^{-2}) at each site ($N = 122$). This allows a relative comparison of all sites despite the high spatial variations throughout Bavaria.

In both cases, the graphs indicate that the amount of retained Cs-137 increases with increasing humus accumulation. For humus mass depth and relative areal activity density (Fig. 6a), the results state a correlation of $R^2 = 0.47$ ($R = 0.67$), which at a significance level of $\alpha = 0.01$ (two-sided) is proven statistically significant. For humus thickness (Fig. 6b), the correlation with relative areal activity also states statistical significance at $\alpha = 0.01$ with $R^2 = 0.50$ ($R = 0.71$). The quality of both correlations is almost identical. However, humus mass depth does not properly represent the humus volume, which is much bigger than that of the included mineral components that substantially add up to the horizon bulk density (per definition up to

70 mass % in humus horizons). Hence, regarding its value for further ecological interpretations of Cs-137 transfer within forest soils, the positive correlation with humus thickness has even more explanatory power, as it reflects the actual physical distance which Cs-137 cations will have to pass before entering the mineral horizons. Similar experiences have also been made by Konopleva et al. (2009), who suggest a positive influence of Oh horizon thickness, or by Zhiyanski et al. (2008), who state a positive correlation ($R^2 = 0.5508$) between total humus thickness and specific Cs-137 mass activity density of the later.

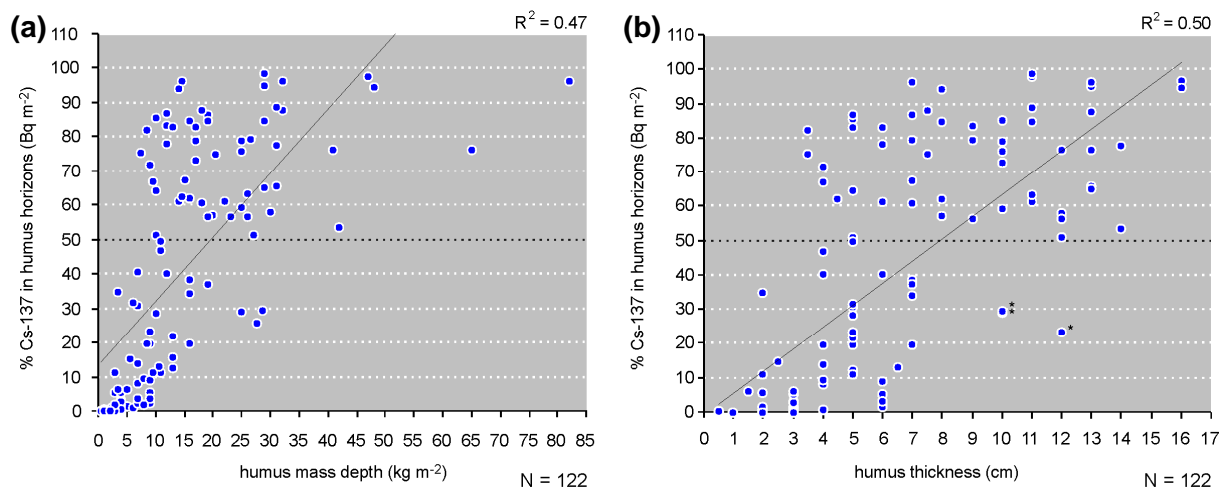


Fig. 6 Correlation of humus properties and contamination. Presented is the correlation of (a) humus mass depth (kg m^{-2}) and (b) humus thickness (cm) with the relative areal Cs-137 activity density in the humus horizons (Of, Oh) in relation to the total areal topsoil (Of, Oh, min1) activity density (Bq m^{-2}). The results state statistically significant correlations of $R^2 = 0.47$ (humus mass depth) and $R^2 = 0.50$ (humus thickness) at $\alpha = 0.01$ significance level (two-sided). The 50 % threshold (dashed black line) highlights the humus bodies that contain more than half of the total areal topsoil activity density. *Statistical outliers (RF30)

When interpreting the results, it certainly has to be considered in some way that the different sites mostly experienced unequal rainfall intensities during the time of deposition (Bayer et al. 1996) and, thus, the original loads might have been distributed across very different penetration depths, which might generally mask other causalities. The reasons for the high fraction of areal activity density in min1 horizons can be manifold, not necessarily implying an actual vertical transport of Cs-137 within the profile. Among others, investigations in a Bavarian spruce stand revealed that "a substantial fraction [of Cs-137] had penetrated to a depth of 8–10 cm" directly during deposition due to rainfall (Schimmack et al. 1994, p. 61). It could be demonstrated in experiments that at 30 mm h^{-1} one-third of applied Cs-137 dose penetrate directly into deeper parts of the soil profile, identifying macroporous flow as another penetration enhancing factor (Schimmack et al. 1994). On the other hand, the initial penetration depth of the radionuclides during washout and deposition might as well be correlated to humus thickness, that is in case of thinner humus thicknesses, the initial Cs-137 loads might have also infiltrated directly into deeper (mineral) horizons simply due to the lack of a physical barrier. Also, profile-specific differences in mycorrhiza abundances might mask the results and cause certain scattering.

Yet, the study gives the remarkable opportunity to validate general findings, which have been mostly hypothesized within much smaller, spatially confined study areas, by means of a data set that covers a comprehensive variety of 15 different phytogeographical units across a study area of 2.56 Mio ha. Given the general imponderability of natural environmental data, the

observed correlations thoroughly support the conclusion that the properties of the humus body have a certain influence on the amount of Cs-137 retained in humus horizons even 25 years after the Chernobyl accident. Even if there is no veritable stringent linear relation, the data demonstrate that the humus horizons contain very likely at least more than 50 % of the total areal Cs-137 topsoil activity density (Of, Oh, min1), if they comprise thicknesses of at least 7.5 cm or more. Only the results at site 30 noticeably do not fit this general trend, with densities in humus horizons only comprising about 20–30 % of the total areal topsoil activity density although the humus bodies at this site are all between thicknesses of 10–12 cm. Site 30 (TK 1:25000 map no° 6240/Flossenbürg) represents a spruce stand site in the Upper Palatinate Forest highlands, all profiles are characterized by Cambisols with fibric moder humus types. According to the general suppositions, one would expect the humus at the site rather to support articulate Cs-137 retention. For definite conclusions, the site will first have to be intensively tested for possible exceptional edaphic preconditions as well as any kind of turbation processes, which might cause an accelerated disproportional migration. Identification as an obvious outlier and exclusion from interpretation would further enhance the correlation ($R^2 = 0.55$).

Moreover, the causalities for the correlation of humus thickness and contamination will have to be further discussed. Latest studies on humus soils argue that Cs-137 migration into mineral horizons is mainly an indirect function of mineralization of humus substances (Zhiyanski et al. 2008) which is why Oh horizons biophysically antagonize active downward transport (Konopleva et al. 2009). Although the rainfall penetration effect is hard to separate *ex post*, it is beyond dispute that, as the strongly contaminated former surface floor is progressively transformed from L to Of and Oh by decomposition, Cs-137 is naturally retained in horizons of reduced microbial activity and turn-over for longer time periods. Besides, Tegen et al. (1991) also prove a significant influence of enhanced turn-over and interlinked radiocesium downward migration via dissolved organic material. The findings additionally support the high relevance of a comprehensive data inventory on the vertical distribution of Cs-137 in humus horizons for long-term radioprotection, not only in order to investigate current transfer issues but also in order to assess future risks of remobilization and redistribution within both pedo- and hydrosphere due to changes in decomposition rates, particularly in view of prognosed global climate change scenarios as put up for discussion recently by a paper of Dowdall et al. (2008).

Comparison to initial contamination magnitudes

In order to facilitate a comparison of the current total Cs-137 areal activity densities with the initial depositional Cs-137 loads recorded in 1986 and as such to give a crude assessment of potential migration processes, the initial loads given in Table 1 by Bayer et al. (1996) were taken and recalculated to the reference year 2009 taking into account a half life of 30.17 years. This indicates the due amount of Cs-137 theoretically left after radioactive decay in 2009. The subsequent analysis of the due and actual total Cs-137 areal activity densities for each profile in 2009 suggests that, less natural loss by radioactive decay, on average total Cs-137 areal activity densities of humus plus upper mineral horizon min1 have declined by ca. 23 ± 7 % (95 % confidence) within the period 1986–2009 (median:–29 %). By experience of other studies, this observation is not completely unlikely. Possible causes for such decreases are manifold, for example, natural downward migration to deeper soil horizons or groundwater with percolating water, mostly via adsorption to soluble organic fractions (Tegen et al. 1991), redistribution in the surrounding terrain by (sub)surface transport and erosion

along slopes (cf. Navas et al. 2011; Strebl et al. 1999), translocation by bioturbation (Bunzl 2002; Matisoff et al. 2011) as well as uptake by and temporary storage in vegetation and animals with respect to specific uptake/integration characteristics and biological half-lives (cf. Avila 2006; Hohmann and Huckschlag 2005; Pröhl 2003; Riesen 2002; Strebl et al. 1999).

Quantitative comparisons between initially deposited Cs-137 loads and recent total Cs-137 areal activity densities, however, are hard to draw for various reasons and, hence, deliver fairly intricate results. As indicated in Fig. 7, the calculated decreases vary extensively between -1 and -93 % with a standard deviation $\sigma = 43$ % ($N = 122$). Moreover, the analysis also renders several cases of alleged relative increases of 2 – 131 %. An interpretation therefore seems to be of rather low explanatory power. Relevant correlations to other parameters such as stand type or humus type and thickness are also not verifiable. The basic and most important reason certainly is the high degree of uncertainty associated with the underlying information on original Cs-137 loads.

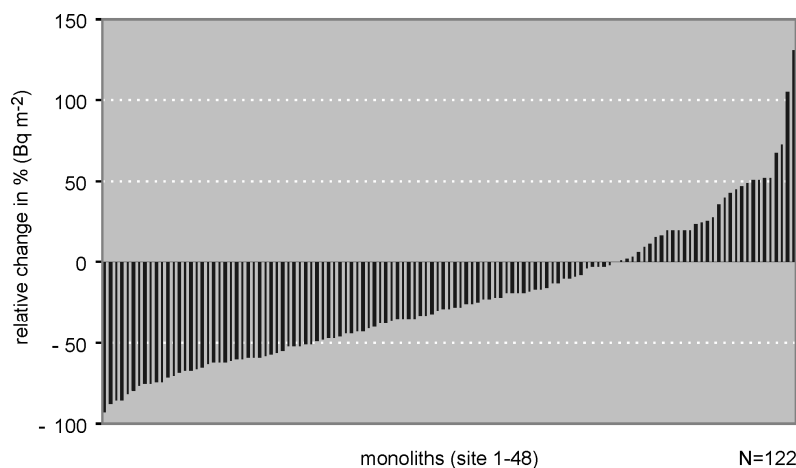


Fig. 7 Comparison of current and initial contamination magnitudes. The graph presents the relative change (%) of the current total areal activity density (CD) of each profile contained in all topsoil horizons (L, Of, Oh, min1) altogether in comparison with the site-specific initial Cs-137 load (IL) of 1986 in Bq m^{-2} as cited by Bayer et al. 1996 (calculation: $\text{CD}/\text{IL} \times 100$). Negative results indicate a relative de- and positive results a relative increase of Cs-137 contamination at a site

Despite the best data quality of Bayer et al. (1996), the exactness of the provided information itself is very questionable. Measurements were taken at about 100 sites, mostly pasture land, unevenly spread across Bavaria (Winkelmann et al. 1986). Considering the very different depositional character of forests due to enhanced interception by trees, temporary storage in the vegetation storey and thus retarded deposition by litter fall and stem flow (Kruse-Irmer and Giani 2003), the transfer of these measurements to forest sites is very critical. Furthermore, the measurements are based on superficial in situ spectrometry with estimated penetration depths. As comparisons to reference soil samples show, the penetration depths can vary significantly for different sites depending among others on the masking by the older global Cs-137 loads due to nuclear weapon testing in the 1950/60ies, which can also cause noticeable discrepancies to the actually deposited loads. Due to the specific measurement techniques on the one hand and the limited spatial resolution on the other hand, only rough estimates on the initial load can be given. The then interpolated and classified estimations eventually suggest a potential range of thousands of Bq m^{-2} for one single site, which have to be further generalized to one mean value for each site to fit our calculations. Especially the alleged increases in Cs-137 areal activity density per square meter are very likely to be a result of incorrect input values, as a percentile gain of more than 100 % as calculated for some

profiles seems very implausible even if natural processes such as post depositional subsurface redistribution are taken into account. However, this general uncertainty consequently also affects the qualification of the outcome on all other sites. Therefore, comparisons regarding both absolute and relative in- or decreases since deposition have to be dismissed from further interpretations.

Conclusion and future prospects

Based on the investigation of 48 forest sites, the paper demonstrates the current Cs-137 contamination situation of forest soils in Bavaria. At present, the total areal activity density in the soils varies between 640 to 61,166 Bq m⁻². Regarding the vertical contamination characteristics, the striking decrease of Cs-137 areal activity density below this region suggests rather low migration to deeper soil horizons. The maximum areal activity density is mainly located in the uppermost, humus rich mineral A horizon (68 %), where intensive bioturbation and integration of organic matter takes place. This stresses the relevance of bioturbation for the downward transport of Cs-137 in the contact zone of humus and mineral compartments rather than slow migration by leakage. The current contamination patterns differ greatly throughout Bavaria, probably not only as a result of strong contrasts in initial depositional loads and washout penetration depths but also because of the specific humus properties. We suggest a strong influence of humus properties on the distribution of Cs-137 in forest soils. Corresponding tests show a positive correlation between humus thickness and the percentage of total Cs-137 areal topsoil activity density (Of, Oh, min1) stored in the humus body ($R^2 = 0.50$), with humus bodies >7.5 cm up to now still containing at least 50 % of the total areal topsoil activity density. Quantitative comparisons between initially deposited Cs-137 loads and the vertical distribution of recent Cs-137 areal activity densities, however, are hard to draw for reasons of poor data quality regarding initial contamination inputs and, hence, deliver fairly intricate results.

In all, the findings facilitate very important insights into the specific contamination characteristics in our study area. Moreover, the study gives the remarkable opportunity to validate the general hypothesis on humus thickness relevance for Cs-137 retention by means of a data set that covers a comprehensive variety of 15 different phytogeographical units across a study area of 2.56 Mio ha. Comprising a total of 889 gamma spectrometric records (793 horizon based samples, 96 composite samples), the presented project provides a valuable new data pool for any further investigation concerning the long-term contamination risk emanating from radioactive Cs-137 in affected environments. In order to answer more specific and elaborate questions on Cs-137 bioavailability and retention time in forest soils, however, further intense analysis is needed. Hence, the next step of the project will be to integrate radio-ecologically relevant edaphic soil parameters, most of which have already been evaluated in the course of the first sampling campaign, and to closely investigate their potential correlations with the observed vertical distribution of Cs-137 within the soil profiles.

References

- Ad-hoc AG Boden (ed) (2005) *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 5th edn. Hannover
- Andolina J, Guillitte O (1990) Radiocesium availability and retention sites in forest humus. In: Desmet G, Nassimbeni P, Belli M (eds) *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier, London, New York, pp 135–143
- Avila R (2006) Model of the long-term transfer of radionuclides in forests. Technical Report TR-06-08 of the Swedish nuclear fuel and waste management Co. Available via <http://193.235.25.3/upload/publications/pdf/TR-06-08webb.pdf>. Accessed 14 Apr 2011
- Bayer A, Wirth E, Haubelt R et al (1996) Kontamination und Strahlenexposition in Deutschland nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl. In: Bayer A, Kaul A, Reiners C (eds) *Zehn Jahre nach Tschernobyl - eine Bilanz*. Seminar des Bundesamtes für Strahlenschutz und der Strahlenschutzkommission München, Fischer, Stuttgart, pp 127–152
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (ed) (2004) *Erfolgreich mit der Natur. Ergebnisse der Zweiten Bundeswaldinventur in Bayern*. Available via http://www.lwf.bayern.de/veroeffentlichungen/lwf-spezial/02/lwf-spezial_02.pdf. Accessed 14 Apr 2011
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (ed) (2006) *Tschernobyl. Bayern 20 Jahre danach*. Available via <http://www.lfu.bayern.de/strahlung/fachinformationen/tschernobyl/doc/tschernobyl.pdf>. Accessed 25 Sep 2007
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (ed) (2011) *Aktivitätsgehalte von bayerischen Umweltproben*. HTML-Abfrage. Available via <http://www.lfu.bayern.de/strahlung/strahlenschutzvorsorge/imis/umweltproben/index.htm>. Accessed 24 May 2011
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (ed) (1999) *Mittlerer Jahresniederschlag Periode 1961–1990. Karten zur Wasserwirtschaft. Hydrologische Planungsgrundlagen*. Available via http://www.lfu.bayern.de/wasser/wasser_kreislauf_bilanzen/doc/niederschlag_a0.pdf. Accessed 14 Apr 2011
- Bundesministerium für Justiz (ed) (2006) *Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum integrierten Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz*. In: *Bundesanzeiger Vol 244a*
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ed) (2006) *Messanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen. F-γ-SPEKTODEN-01-01. Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung von Radionukliden in Bodenproben*, München
- Bunzl K (2002) Transport of fallout radiocesium in the soil by bioturbation: a random walk model and application to a forest soil with a high abundance of earthworms. *Sci Total Environ* 293:191–200
- Calmon P, Thiry Y, Zibold G et al (2009) Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. *J Environ Radioact* 100:757–766
- deKoning A, Konoplev AV, Comans RN (2007) Measuring the specific caesium sorption capacity of soils, sediments and clay minerals. *Appl Geochem* 22:219–229
- Dowdall M, Standring W, Shaw G et al (2008) Will global warming affect soil-to-plant transfer of radionuclides? *J Environ Radioact* 99:1736–1745
- Hird AB, Rimmer DL, Livens FR (1996) Factors affecting the sorption and fixation of caesium in acid organic soil. *Eur J Soil Sci* 47:97–104
- Hohmann U, Huckschlag D (2005) Investigations on the radiocaesium contamination of wild boar (*sus scrofa*) meat in Rhineland-Palatinate. A stomach content analysis. *Eur J Wildl Res* 51:263–270
- Jonek M, Hangen E, Walter M et al. (2006) *Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern (GRABEN). Konzeption, Durchführung, Ergebnisse*. In: Jonek M (ed) *Bodenschutz-die europäische Dimension. Tagungsband der 4. Marktredwitzer Bodenschutztage, Marktredwitz*, pp 54–60

- Karadeniz Ö, Yaprak G (2008) Geographical and vertical distribution of radiocesium levels in coniferous forest soils in Izmir. *J Radioanal Nucl Ch* 277:567–577
- Karadeniz Ö, Yaprak G (2010) ^{137}Cs , ^{40}K , alkali-alkaline earth element and heavy metal concentrations in wild mushrooms from Turkey. *J Radioanal Nucl Ch* 285:611–619
- Konopleva I, Klemt E, Konoplev A et al (2009) Migration and bioavailability of ^{137}Cs in forest soil of southern Germany. *J Environ Radioact* 100:315–321
- Kruse-Irmer S, Giani L (2003) Vertical distribution and bioavailability of ^{137}Cs in organic and mineral soils. *J Plant Nutr Soil Sci* 166:635–641
- Kruyts N, Delvaux B (2002) Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. *J Environ Radioact* 58:175–190
- Maes A, Iserentant A, Herbauts J et al (1999) Influence of the nature of clay minerals on the fixation of radiocaesium traces in an acid brown earth-podzol weathering sequence. *Eur J Soil Sci* 50:117–125
- Matisoff G, Ketterer ME, Rosén K et al (2011) Downward migration of Chernobyl-derived radionuclides in soils in Poland and Sweden. *Appl Geochem* 26:105–115
- Mietelski JW, Dubchak S, Blazej S et al (2010) ^{137}Cs and ^{40}K in fruiting bodies of different fungal species collected in a single forest in southern Poland. *J Environ Radioact* 101:706–711
- Navas A, Gaspar L, López-Vicente M et al (2011) Spatial distribution of natural and artificial radionuclides at the catchment scale (South Central Pyrenees). *Radiat Meas* 46:261–269
- Pröhl G (2003) Radioactivity in the terrestrial environment. In: Scott EM (ed) *Modelling radioactivity in the environment*. Elsevier, Oxford, pp 87–109
- Rehfuess KE (1990) *Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften, Nutzung*. Parey, Hamburg/Berlin
- Riesen TK (2002) Radiocaesium in forests. A review on most recent research. *Environ Rev* 10:79–90
- Schaller G, Leising CH, Krestel R et al. (1990) Cäsium- und Kalium-Aufnahme durch Pflanzen aus Böden. In: *ISH-Berichte Vol 146*
- Schilling B, Hammerl J, Holzner G et al. (2005) Monitoring der Radioaktivität im Boden. Veränderungen zwischen 1990 und 2003. In: *Fachberichte des Bayerischen Landesamtes für Umwelt Vol 22+23*, pp 1–57
- Schimmack W, Bunzl K, Dietl F et al (1994) Infiltration of radionuclides with low mobility (^{137}Cs and ^{60}Co) into a forest soil. Effect of the irrigation intensity. *J Environ Radioact* 24:53–63
- Shaw G, Bell JN (1994) Plants and radionuclides. In: Farago ME (ed) *Plants and chemical elements. Biochemistry, uptake, tolerance and toxicity*. VCH, Weinheim, pp 179–220
- Shcheglov AI, Tsvetnova OB, Klyashtorin AL (2001) Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. Nauka, Moskau
- Strebl F, Gerzabek MH, Bossew P et al (1999) Distribution of radiocesium in an Austrian forest stand. *Sci Total Environ* 226:75–83
- Tegen I, Dörr H, Münnich KO (1991) Laboratory experiments to investigate the influence of microbial activity on the migration of cesium in a forest soil. *Water Air Soil Poll.* 57(58):441–447
- Umweltministerium Baden-Württemberg (ed) (1995) *Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit*. In: *Leitfaden für Planung und Gestattungsverfahren Vol 31*
- vanVorris P, Cowan C, Cataldo DA et al (1990) Chernobyl case study. Modeling the dynamics of long-term cycling and storage of ^{137}Cs in forested ecosystems. In: Desmet G, Nassimbeni P, Belli M (eds) *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier, London/New York, pp 61–74
- Völkel J (1998) Tschernobyl-Cäsium in Böden von Stadt- und Waldökosystemen. In: Frühauf M, Hardenbicker U (eds) *Geowissenschaftliche Umweltforschung im mitteldeutschen Raum*, Halle, pp 191–197

Völkel J (2002) Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns. In: Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ) Vol 1. Available via <https://mediatum2.ub.tum.de/doc/634400/634400.pdf>. Accessed 29 Nov 2007

Völkel J, Leopold M (2006) Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden. In: Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ) Vol 10. Available via <https://mediatum2.ub.tum.de/doc/634399/634399.pdf>. Accessed 28 Nov 2007

Völkel J, Hürkamp K, Leopold M et al. (2009) Monitoring zur Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden. Abschlussbericht. In: Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ) Vol 15. Available via <http://mediatum2.ub.tum.de/node?id=982527>. Accessed 16 Jul 2010

Winkelbauer J (2008) Monitoringflächen in Waldökosystemen Bayerns zur Überwachung anthropogen induzierter Radionuklid-Aktivitäten am Beispiel von Radiocäsium. GIS-gestützte Konzeptionierung und deren Umsetzung anhand zweier Praxisbeispiele. In: Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung (BOLAQ) Vol 14. Available <https://mediatum2.ub.tum.de/node?id=982563>. Accessed 16 Jul 2010

Winkelmann I, Endrulat HJ, Fouasnon S et al. (1986) Ergebnisse von Radioaktivitätsmessungen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. In: ISH-Heft Vol 99

Wittmann O (1991) Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern. Übersichtskarte 1:1000000. GLA Fachberichte Vol 5. Verlag Bayerisches Geologisches Landesamt, München

Zhiyanski M, Sokolovska M, Bech J et al (2008) Cs-137 distribution in forest floor and surface soil layers from two mountainous regions in Bulgaria. *J Geochem Explor* 96:256–266

Publikation III

Methods of surveying the thickness of humous horizons using ground penetrating radar (GPR): an example from the Garmisch-Partenkirchen area of the Northern Alps

WINKELBAUER, J.; VÖLKEL, J.; LEOPOLD, M.; BERNT, N.

2011

veröffentlicht

European Journal of Forest Research 130 (5): 799-812
ISSN 1612-4669 (print) / ISSN 1612-4677 (electronic)


HTML-Manuskriptversion der am 22.01.2011
veröffentlichten Publikation bei SpringerLink,
Originalveröffentlichung erschienen unter
<http://www.springerlink.com/content/76523u6m7t71g6t3/>

© copyright by Springer-Verlag GmbH Heidelberg

European Journal of Forest Research
© Springer-Verlag 2011
10.1007/s10342-010-0472-2

Original Paper

Methods of surveying the thickness of humous horizons using ground penetrating radar (GPR): an example from the Garmisch-Partenkirchen area of the Northern Alps

Jennifer Winkelbauer¹ , Jörg Völkel¹, Matthias Leopold¹ and Natalie Bernt¹

(1) Geomorphology and Soil Science, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan, Germany

 Jennifer Winkelbauer

Email: winkelba@wzw.tum.de

Email: geo@wzw.tum.de

Received: 23 March 2010 **Revised:** 24 November 2010 **Accepted:** 23 December 2010 **Published online:** 22 January 2011

Communicated by A. Merino.

Abstract

Ecological studies commonly demand elaborate knowledge of the distribution pattern of humous horizons, especially in forest ecosystems with high humus variability. Conventional investigative methods are time-consuming and surface-destructive. Ground penetrating radar (GPR), in contrast, offers a fast and non-destructive method of portraying the shallow subsurface. Against this background, the reliability of GPR-derived metric data on terrestrial humous horizons was tested at a study site in the altimontane zone of the Bavarian Alps (1,260 m a.s.l.). The GPR survey, using a shielded bistatic antenna device at 800 MHz, is based on eight parallel lines within a 30 × 30 m plot. The metric interpretation of the GPR results is validated by a trench, which records the thickness of humous horizons at a 10-cm interval, and is compared to conventional sampling methods, represented by 18 soil monolith profiles of both random and grid-based distribution. The results show that it is not possible to resolve the borders of single humous horizons. The delineation of humous against non-humous horizons, however, shows correlation ($R = 0.553$) with the reference data and delivers reliable data on the average thickness and variation of humous horizons. The observed thickness deviations between GPR and the trench line range between -9.5 and 7.5 cm, with remarkably narrow deviations of -2 to 2 cm or less in 50% of the cases. In summary, supported by the high number of data records ($n = 1,727$), GPR creates a much better and none destructive image of the actual humus distribution pattern compared to conventional methods.

Keywords Forest soil – Organic matter – Humic horizons – Ground penetrating radar (GPR) – Bavarian Alps

Introduction

Humous horizons represent one of the most important physicochemical reactive spheres—not only within soils, but moreover within the whole forest and landscape ecosystem. They play an important role in converting, storing, and buffering substances, controlling nutrient and soil water budgets, protecting mineral horizons against erosion, and last but not least they constitute the habitat of the soil biota. Therefore, the reliability of almost any ecological monitoring and prediction modelling depends on the detailed knowledge of the composition and thickness of humus horizons. Considering future global warming and climate changes and its effects on organic matter dynamics, a whole new set of challenges might additionally arise in this context (Conant et al. 2008; Dowdall et al. 2008; Kirschbaum 2006; von Lützow and Kögel-Knabner 2009). All scientific attempts, however, aiming to depict type and thickness of humous horizons have to deal with fundamental problems because the number of samples necessary to obtain statistical reliability rises with increasing variability of humous horizons (e.g., Bednorz et al. 2000; Walthert et al. 2002). Against this background, the following study was carried out on behalf of the Bavarian State Ministry of the Environment in order to develop a method that is capable of improving the lack of elaborate information on humus variability provided by conventional estimation methods with regard to ecological surveys in Bavarian forest ecosystems.

The physicochemical properties of humous horizons within a specific forest ecosystem vary not only because of alternating humus types (mor, moder, and mull), but also because of differences in thickness, even in case of identical humus types. Variations concerning the composition and thickness of the humous horizons depend on diverse parameters, such as, type of vegetation, current and historic cultivation or substrate and soil characteristics. A lot of these parameters are mainly dependent on the landscape's topographic features, e.g., soil water content, which also represents a crucial factor for humus formation (Shaap et al. 1997). The importance of small-scale variations of humous horizon dimensions for a cultivated site is well known to scientific forestry (e.g., Rehfuess 1990), particularly in cases of high mountain ecosystems and ecosystems at the higher reaches of low mountain ranges. Research on that topic was conducted in the Bavarian Alps (Northern Alps) by Bochter (1984), in the Central Alps by Bednorz et al. (2000), within the whole territory of Bavaria by Gulder and Kölbl (1993) and representative for boreal forest by Liski (1995, 1997a, b) and Liski et al. (2006). Wälder et al. (2008) successfully studied the influence of litter composition on spatial Of-layer variability by means of structural equation modelling in a mixed forest stand in the intermediate mountain range of the Solling area, Lower Saxony. Several attempts of modelling organic matter variability in forests in correlation with landscape ecological as well as topographical features have been made e.g., by Johnson et al. (2009) and Martin and Timmer (2006) amongst others. Comparable investigations into variation and distribution of terrestrial humous horizons, however, have also been carried out in parts of the Central European Lowlands in the context of landscape ecology issues, for example the studies of Bens et al. (2006) in the North German Plain. The latter shows that landscape research focusing on the interaction of humus variability and landscape ecosystems is not a phenomenon limited to mountainous environments only. Humous horizons of lowland forest ecosystems generally exhibit less variability than those of mountainous and alpine forest ecosystems (Beyer 1996; Bochter 1984; Gulder and Kölbl 1993). Thus, the number of samples required to assess the thickness of humous horizons varies between less than ten and several hundreds in a given area and is often associated with a considerable expenditure of time required for evaluation. As humous horizons cannot be segmented properly by using a

bore hole, the extraction of soil monoliths is applied instead. The high frequency of bore hole sampling, and especially of monolith sampling, results in a significant disturbance of the shallow subsurface, which tends to interfere with subsequent measurements or tests. Hence, a non-destructive method capable of determining the variability of humous horizons in forest ecosystems, both absolute and relative per area, would be of great advantage.

This study exemplifies for the first time the applicability of the contact-less, non-destructive ground penetrating radar (GPR) device for investigating humous horizons in terrestrial forest ecosystems. The detection system based on the reflection of electromagnetic pulses was originally designed for the prospection of geological deposit sites. Nevertheless, its broad versatility has turned it into a promising tool for the prospection of the shallow subsurface as well. Strata and substrate characterization of the shallow subsurface constitutes an integral part of earth sciences, such as, geomorphology, pedology, and geocology. In cases of geomorphological questions, the spatial dimension of the shallow subsurface ranges from several metres to a few decametres, whereas it is focused on a few decimetres to several centimetres when conducting geocological investigations on humous horizons of forest soils. As the proper adjustment of the system allows high-resolution detection, GPR techniques have experienced increasing interest in the fields of quaternary geomorphology and pedology. Its use for pedological purposes, however, is still limited to comparatively few studies, mainly focussing on geoarcheological (e.g., Doolittle and Bellantoni 2010; Leopold and Völkel 2006; Leopold et al. 2010) and hydropedological questions (e.g., Doolittle et al. 2006; Lowry et al. 2009; Steelman and Endres 2009; Weihermüller et al. 2007). Evaluations of specific diagnostic characteristics of mineral subsoils (Collins and Doolittle 1987; Collins et al. 1989; Doolittle and Asmussen 1992; Doolittle and Collins 1995; Doolittle et al. 2007; Truman et al. 1988; Ziekur 2000) or root systems (Barton and Montagu 2004; Butnor et al. 2001, 2003; Cox et al. 2005; Stover et al. 2007) for pedoecological purposes, however, are rather rare. There exists a broad variety of studies concerning characterization and depth estimation of peat bogs and underlying sediments in northern and mid-latitude countries (Bjelm 1980; Hänninen 1992; Holden 2006; Holden et al. 2002; Lapen et al. 1996; Leopold and Völkel 2003; Lowry et al. 2009; Rosa et al. 2009; Ulriksen 1981; Völkel et al. 2001; Warner et al. 1990). However, in contrast to estimations of organic peat depths and subsurface features, the presented attempt of measuring the thickness of humous horizons in terrestrial forest soils is a completely novel approach in the field of GPR applications. If this approach succeeds, it could add non-invasively derived metric data on humous horizons that are key parameters in any ecologically based study. Against this background, the following hypotheses were formulated and tested:

1. GPR is a valid method to precisely determine thicknesses and horizontal distribution of the several humous horizons (L-, Oh-, Of-, Ah-horizon according to Ad-hoc-AG Boden 2005) of a terrestrial forest soil. Due to the high potential vertical resolution of high-frequency radar signals, it is hypothesized that each single horizon can be portrayed within cm accuracy.
2. GPR provides a very high number of non-invasive depth estimations with greater detail and accuracy than normal grid- or random-based sample techniques. GPR creates a better image of the actual distribution pattern of humous horizons than standard sampling techniques such as corers and thus can help to improve the knowledge of regional humus variability.

To answer these hypotheses, basic GPR operation principles and evaluation techniques intensively studied by Ziekur (2000), Bristow and Jol (2003), and Neal (2004) were adapted to the specific properties of terrestrial humous horizons, which can differ significantly from the properties of peat, as elaborated in the studies cited above.

Study sites

Several (geoecological) landscape units of Bavaria have been investigated in the context of this study. This paper presents the results of a study site in the Wetterstein Mountains (Northern Limestone Alps), located south of Garmisch-Partenkirchen within the land parcel Stegerwald at the north eastern slope of the so-called Kreuzeck (Fig. 1). The investigated 30×30 m plot is situated within the altimontane altitudinal zone (Walentowski and Gulder 2001) at a height of 1,260 m a.s.l. Topographic information is provided by map no. 8532/8632 Garmisch-Partenkirchen published by the Bavarian Topographic Map Surveying system. The selection and design of the plot followed a specific set of criteria, such as easy plot access, moderate surface roughness for best usability of the GPR, forest dimensions of at least 1–2 ha characterized by comparatively homogenous conditions, such as vegetation cover, no significant manipulative impacts caused by forestry management activities during the last 60 years, humus thicknesses of at least 5–20 cm, and slope inclinations representative of the altimontane zone of the Northern Alps.

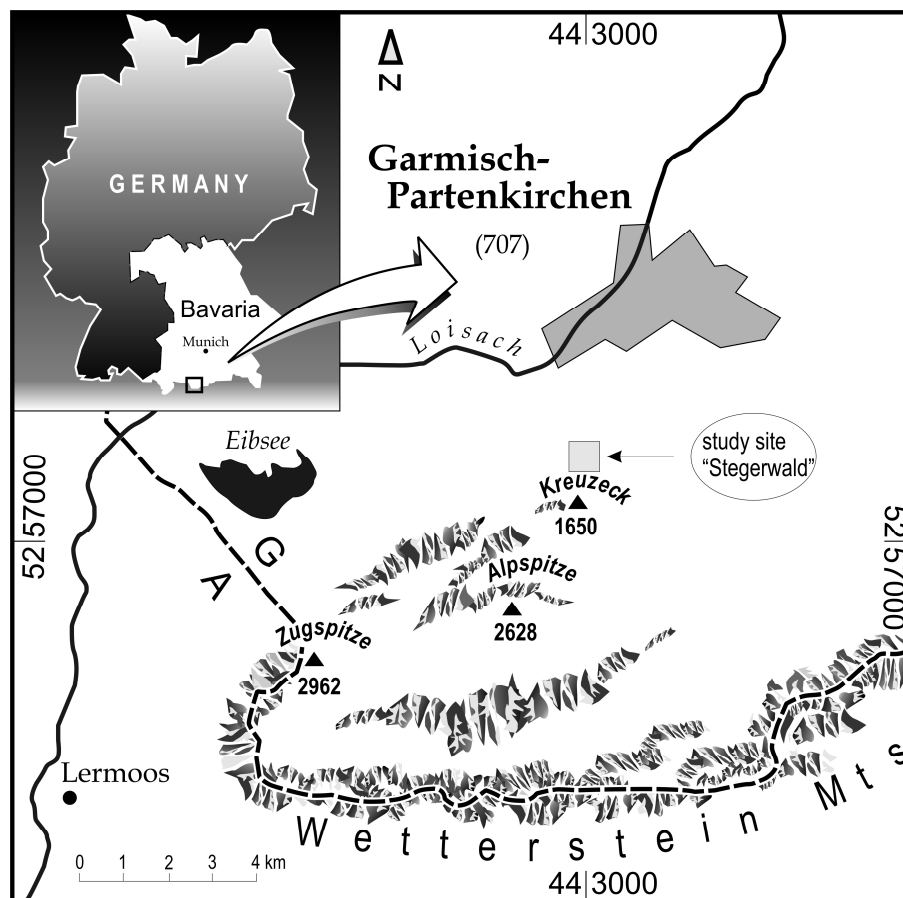


Fig. 1 Location of the investigation area in the Bavarian Alps near Garmisch-Partenkirchen. The study site is located in the Stegerwald, at the slope of the Kreuzeck, a northern extension of the Wetterstein Range

Lithology is mainly determined by Upper Triassic (Carnian) marine sedimentary rocks denoted as Raibler Schichten, which are composed of alternating strata of clastic sediments, limestone, and evaporites (Doben and Risch 1996). However, as a common phenomenon on slopes, the underlying bedrock does not always have to be the actual substrate of soil development. Slopes in this landscape unit are frequently covered by periglacial slope deposits or glacial deposits. In such cases, the substrates consist of Hauptdolomit (Norian) detritus originating from rockfalls in the upper parts of the slope. Additionally, a significant proportion of incorporated loess can be found as in most cases of typical altimontane slopes. Characteristic soil types on these substrates are defined according to the German soil classification system as *Rendzina*, *Braunerde-Terra Fusca*, and *pseudovergleyte Braunerde* by Walentowski and Gulder (2001) (according to FAO et al. 1998: *rendzic leptosols*, *chromic cambisols*, and *gleyic cambisols*). Bare calcareous boulders associated with rockfall debris exhibit superficial O/C profiles that gradually develop towards *Tangel-Rendzinen* (*umbric leptosols*) with thick organic layers due to intensive humus accumulation. These variations of soil types are already a basic explanation of significant small-scale changes in humus types ranging from mull and mull-like mould to mould, raw humus, and Tangel raw humus typical of altimontane ranges (Bochter 1984). A detailed characterization of the specific substrates, soils, and humus types is given in Völkel (2002).

Methods

In order to obtain reliable information on humus variability within the plot, a 30-m-long narrow trench was excavated along its southern edge, stretching from SW to NE. Along this trench line, composition and thickness of organic layers (L, Of, Oh) and mineral horizons (e.g., Ah, Bv, C) were recorded at 10-cm intervals according to the German soil classification system (Ad-hoc-AG Boden 2005). In addition, 18 soil monoliths of approximately 30 × 30 cm were excavated within the plot representing conventional sampling methods—nine of them by random distribution and nine of them following a definite raster (Fig. 2). The same parameters as described above were reported for each monolith according to Ad-hoc-AG Boden (2005) correspondingly.

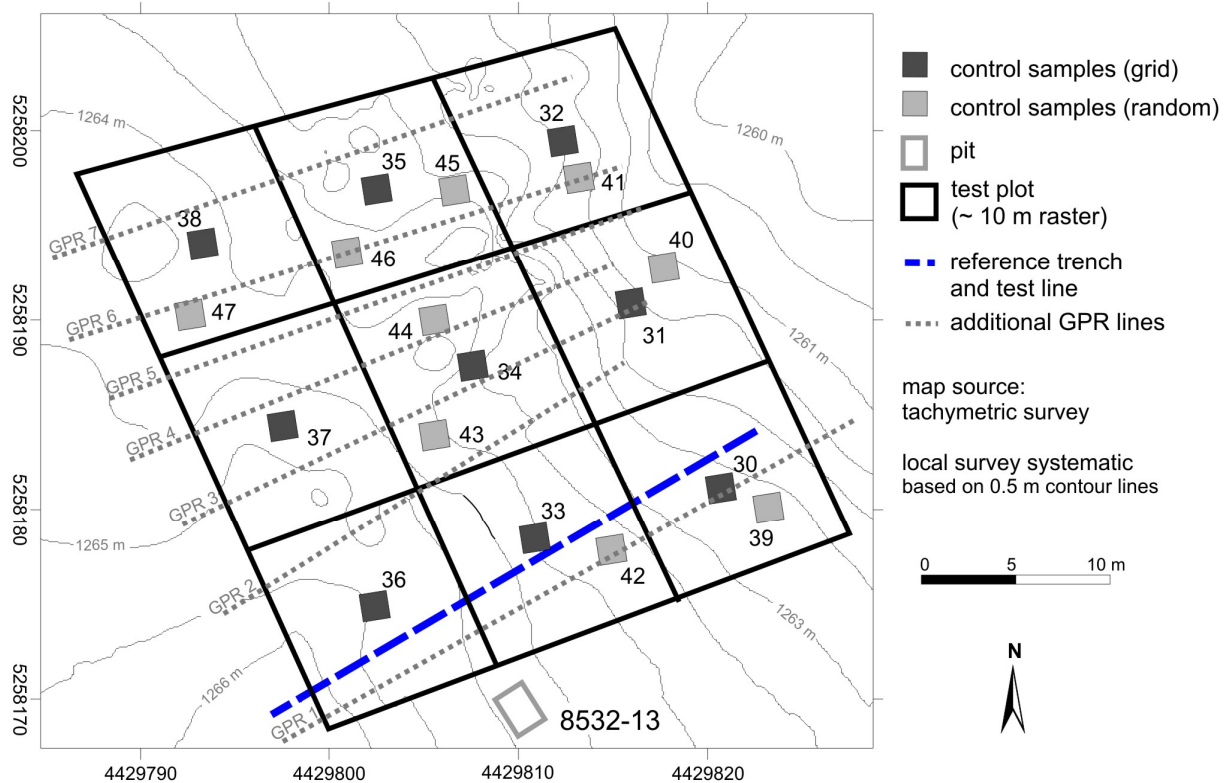


Fig. 2 Hypsometric model of the study site (local system with relative heights). Presented are the locations of the different sampling sites of the monoliths, the soil pits, as well as the location of the reference trench/calibration line

The GPR survey is based on eight parallel radar lines evenly distributed across the plot (Fig. 2). One of these lines is exactly identical to the trench line (testline). The trench records are used to metrically calibrate the GPR results along the testline and to evaluate the general accuracy and reliability of the GPR results (ground truth). As larger stones and thicker roots constrain or inhibit GPR measurements, the prospection of the underground composition delivers no useful data at such positions. Moreover, their reflections manipulate the surrounding trench sections as well, which is why their location needs to be recorded and transferred to the radar interpretation precisely. In order to avoid surface disturbances, the GPR measurement was executed one day in advance of the trench excavation.

The resolution of techniques based on electromagnetic impulse reflection depends on the applied antenna frequency, improving proportionally with increasing frequency. According to Sheriff and Geldart (1982), the resolution capacity ranges between $1/4$ up to $1/2$ of the applied wave length (λ). Higher resolutions, however, are associated with reduced penetration depth. The reflection of a signal by the prospected media as well as the discrimination of different materials and strata characteristics (e.g., density, water content) can only be achieved under certain physical preconditions. First of all, there must be a significant contrast between the specific relative dielectric constants of each medium. Furthermore, the distance between the different reflecting interfaces must be sufficient enough (Militzer and Weber 1985). As the contrast of dielectric properties and the signal frequency increase, the resolution quality improves, because interfaces can only be detected if the temporal distance between the individual reflections is higher than the duration of the transmitted pulse.

Within this study, the GPR device of a shielded bistatic antenna system–type Ramac by MALÁ Geosciences was used and performed on an impulse frequency of 800 MHz and with a fixed antenna distance of 14 cm. The system is linked to a laptop-based remote control unit (Ramac CUII) managing signal emission and reception as well as data processing. Controlled by a metering wheel attached to the antenna, an electromagnetic impulse is released every 2 cm with fourfold repetition rate (stacking 4). Reflections are registered at a sampling rate of 0.102 ns across a time slot of 30 ns. This operation mode meets the Nyquist-Shannon sampling theorem $f_{\text{abstast}} > 2 * f_{\text{max}}$, which requires a sampling rate of at least 0.139 ns with f_{max} being approximately 1.5 times the centre frequency of 800 MHz. Data processing was done by using the software ReflexW 3.5., developed by Sandmeier (2004) executing the following filter methods:

- subtract mean dewow (time window 2 ns puts all traces to one mean centre line),
- static correction (correct max. phase in order to set air wave in parallel alignment),
- bandpass frequency (to eliminate low and high-frequency noise),
- background removal (a calculated average trace throughout the whole radar image to be subtracted from every single trace),
- running average (average traces smoothing the radar image).

Because of attenuation and mitigation of electromagnetic energy, the amplitudes of the particular signal traces are continuously decreasing. The visual rendering of the lower, and therefore weaker, reflections can be optimized by using appropriate amplification procedures (gain). However, subsequent interpretations, which analyse differences in amplitude intensities, will then be no longer feasible. As this study is focussing exclusively on the upper soil horizons, and humous horizons in particular, an amplification of lower reflections is not performed.

The radar images were interpreted following Neal (2004) and Jol and Bristow (2003). After graphically stacking the data from both the reference trench and the radar within a conjoined diagram, characteristic reflection patterns and criteria were defined, which allow for the delineation of organic and mineral horizons by means of the radar image. These criteria were subsequently applied to the additional parallel radar lines in the plot.

Results

Trench records

Following the presented specifications, type and thickness of each horizon were taken along the reference trench at 10-cm intervals and then transferred to metrically scaled graphs representing their actual vertical distribution. The results are presented in Fig. 3 and Table 1. In total, the boundary between Of-/Oh-horizon could be recorded 246 times, between Oh-/Ah-horizon, 221 times, and between Ah-horizon and mineral underground, 178 times. L-horizons are comprehensively abundant throughout the whole trench showing fairly homogenous thicknesses of approximately 1–2 cm. The great majority of Of-horizons along the trench are 0–5 cm thick (98.8%), with only a few of them exhibiting values of 5–10 cm. 4% of all samples do not show any Of-horizon, whereas Oh-horizons occur in every investigated sample, again with a high predominance of category 1, representing thicknesses of 0–5 cm (85%) and another 15% in the category of 5–10 cm. Ah-horizons are of greater variability,

featuring thicknesses greater than 20 cm in 5.1% of all cases. Another 5.7% can be assigned to the category of 15–20 cm and 27.3% range between 10 and 15 cm. The mineral Ah-horizons are by far thicker than the organic layers.

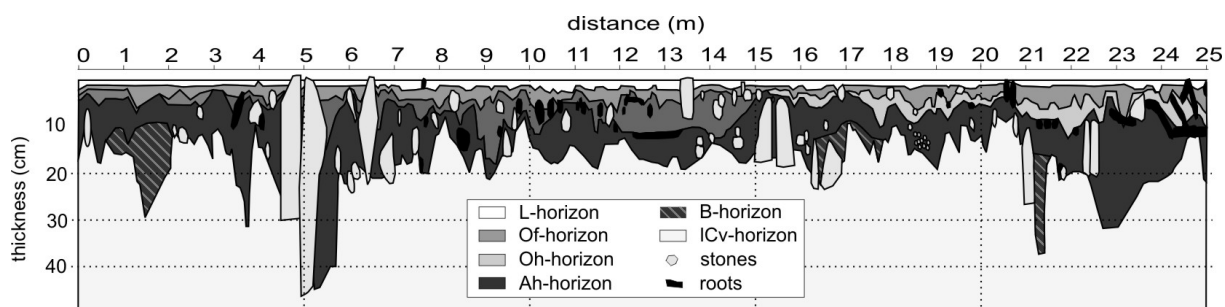


Fig. 3 The distribution of the organic and the mineral horizons charted along the reference trench (0-25 m). Data of soil horizons and the location of stones and roots is gathered every 10 cm of horizontal distance. 10 * out of scale

Table 1 The percentaged distribution of the organic horizons as well as the humous Ah-horizon, and a summation of their thickness

		Classes				
		0–5 cm	>5–10 cm	>10–15 cm	>15–20 cm	>20 cm
Reference trench	L-horizon	100.0%	–	–	–	–
	Of-horizon	98.8%	1.2%	–	–	–
	Oh-horizon	85.0%	15.0%	–	–	–
	Ah-horizon	17.0%	44.9%	27.3%	5.7%	5.1%
	Org. layer + Ah-horizon	–	10.7%	40.4%	36.5%	12.4%
Control samples (grid)	L-horizon	100.0%	–	–	–	–
	Of-horizon	100.0%	–	–	–	–
	Oh-horizon	44.4%	33.3%	11.1%	11.1%	–
	Ah-horizon	–	–	33.3%	33.3%	33.3%
	Org. layer + Ah-horizon	–	–	–	11.1%	88.9%
Control samples (random)	L-horizon	100.0%	–	–	–	–
	Of-horizon	77.8%	22.2%	–	–	–
	Oh-horizon	55.6%	11.1%	22.2%	–	11.1%
	Ah-horizon	–	–	55.6%	11.1%	33.3%
	Org. layer + Ah-horizon	–	–	11.1%	22.2%	66.7%

Presented are the results of the reference trench together with the results of a random and raster sampling which show considerable differences

Monolith control sampling

The data recorded by monolith control sampling clearly differs from the trench results at depths underneath the L- and Of-horizons, with a striking tendency towards higher horizon thicknesses. This is the case for both the grid distribution and the random distribution techniques. The results are presented in Table 1. Both (sampling) procedures assign 22% of the recorded Oh-horizons to either the thickness category of 10–15 cm or 10–20 cm, respectively, and an 11.1% range between 20–34 cm. Ah-horizons are of significantly greater thickness as well, holding at least 10 cm, and in 1/3 of the cases even exceeding 20 cm. The combination of all humous horizons in general delivers values greater than 15 cm.

GPR analysis

Figure 4 shows the original radargram associated with the trench line, which was used as a validation basis for further metric analysis. Radar signals are recorded as single traces, which consist of a so-called air wave and ground wave. In case of deducing metric information about horizon thicknesses out of a radargram, the identification of those two components is of great importance. The air wave is hardly influenced by any external factors and thus can be set uniformly to one time level. The ground wave, on the contrary, is much more complex. It is a result of those signals which run from the transmitter to the receiver directly along the air-ground interface. Thus, the ground wave represents the top ground surface (e.g., Sperl 1999) and, in the case of this study, serves as starting point for the calculation of horizon thicknesses. There exist several theses on how to identify the ground wave. Militzer and Weber (1985: 157) assume that the maximum of the second positive oscillation of signal traces reflects the soil surface, as do Jol and Bristow (2003: 11), whereas Asprion (1998) defines the first positive oscillation as the ground wave. According to Reynolds (1997: 686f), both air and ground wave consist of multiple positive and negative signals. We follow the findings of Militzer and Weber (1985) and Jol and Bristow (2003: 11) and determine the ground wave as the second positive oscillation of the signal track.

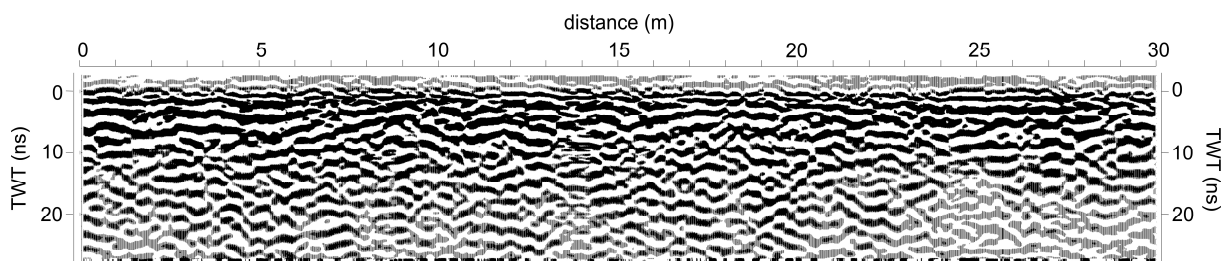


Fig. 4 Radar image of the reference trench using 800 MHz antennae in a continuous mode of 2-cm sampling. Used filters analogous to Sect. "Methods"

Ideally, the time interval between air wave and ground wave is constant for static systems. However, as the bistatic antenna performs lateral tilting and lacks perfect contact to soil surface whilst passing over uneven terrain (stones, roots, small depressions etc.), differences in the sequence of incoming air wave and ground wave impulse are generated. Variations in propagation velocities as caused by the heterogeneity of the terrain surface, e.g., at intersections of organic matter and stones, add to this problem. They cause an offset of 0.1–1 ns between air and ground waves. At an assumed propagation velocity of $0.06 \text{ m} \cdot \text{ns}^{-1}$, this would lead to a misalignment of the reconstructed soil surface of up to 3 cm. Even higher propagation velocities are likely to occur within the transition zone of air to ground wave,

possibly leading to even higher offsets in return. Moreover, the upper reaches are influenced by internal interference signals caused merely by antennae and electronics, which superimpose the occurrence of the ground wave. A two-dimensional filter (background removal) eliminates those interferences to some extent. However, the air wave is also almost totally deleted by this procedure. The horizontal ground wave is characterized by sudden vertical leaps (0.1–1 ns, see above) resulting in a discontinuous distribution of the ground wave. This effect is intensified by the fact that each trace contains only one sample per 0.1 ns. Actual existing continuous transitions are not captured as a result of those leaps of the ground wave. In the case of organic layers, which very often are only a few centimetres in thickness, however, the exact identification of the ground wave, and thus of the top ground surface, is of great importance when working with high-resolution prospection techniques.

Reflections are clearly developed for the entire runtime of 28 ns. Basically, the data exhibits two different reflection patterns (Fig. 4). Within the sequence of 1–10 ns, continuous horizontal or slightly undulating reflections with high amplitudes prevail along the first few metres of the radar line. Between 3–7 m and 21–24 m, they extend (pouch-like) downwards at runtimes of 5–12 ns. In divisions where reflections run parallel to the surface, the signals are not solely caused by differences within the horizons due to ring-down effects (Radzevicius et al. 2000). At approximately 10 ns, the reflection patterns become significantly more heterogeneous. The reflections are more discontinuous, undulating or of diagonal decline, together with alternating amplitudes. Besides a variety of trough-shaped patterns (e.g., at 21 m and 22 ns; at 22 m and 18 ns), diffraction hyperbolas occur (at 5 m and 8 ns; at 9 m and 7 ns; at 25 m and 22 ns). Those refractions, defined as typical side swipe effects by Jol and Bristow (2003: 22), are characteristic of objects that are of narrow spatial dimensions. According to the reference trench samples, these can be identified as roots or stones, for example.

In general, the derivation of metric information via two way travel time (TWT) is often based on common midpoint analysis (CMP, Jol and Bristow 2003). CMP, however, is not an applicable technique in our case, because antennas cannot be separated at frequencies of 500/800 MHz with MALÅ equipment. Besides, even if CMP was an option, one has to consider the compaction of the organic layers, especially the less dense L- and Of-horizon, caused during the measurement by the GPR device itself. This compaction significantly diminishes the vertical depth. When opening the trench line 2–3 days later, the layers have returned to a decompacted state resulting in a 1–2-cm increase in vertical depth. Hence, if relating the measured time interval under compaction to the decompacted depth in the trench, much faster velocities would be assumed, leading to a systematic error of up to 30%. The general dryness of L-horizons also increases the assumed velocity. As an alternative, metric radargrams are derived by applying exemplary distribution velocities as known from literature and/or field experience. For the organic layers, a propagation velocity of $0.04 \text{ m} * \text{ns}^{-1}$ was assumed, and for the humous mineral Ah-horizons, a velocity up to $0.06 \text{ m} * \text{ns}^{-1}$ was applied (Leopold and Völkel 2003; Ziekur 2000). Based on a TWT of 30 ns, calculated penetration depths range within 0.6–0.9 m, which is entirely sufficient for the presented objective. Due to the assumption of constant velocities, actual soil moisture changes both horizontally and vertically, consequently have to be neglected. For verification, the results were graphically stacked with and statistically compared to the trench records.

In a first step, the *uppermost continuous reflections* were assumed to represent horizon boundaries between organic and mineral horizons. The results for the first 13 m are

exemplarily illustrated in Fig. 5a. Sections in which the dimensions of the horizons change drastically within minimal distance, as is the case for depressions adjacent to bigger stones (e.g., at a distance of 9 m), cannot be illustrated in the radargram due to the reasons explained previously. Although the signals seem to follow the actual boundary fairly well within the first few metres (0–3 m), Pearson product-moment correlation coefficients of $R = -0.048$ for a propagation velocity of $0.04 \text{ m} \cdot \text{ns}^{-1}$ and $R = -0.019$ for a propagation velocity of $0.06 \text{ m} \cdot \text{ns}^{-1}$, respectively, demonstrate that the radar signals and trench records show no correlation at all (Fig. 5b, c), i.e., the separation of horizon boundaries of organic against mineral horizons cannot be achieved with the antenna frequencies used in this study. Possible causes and consequences will be discussed in Sect. “Discussion”.

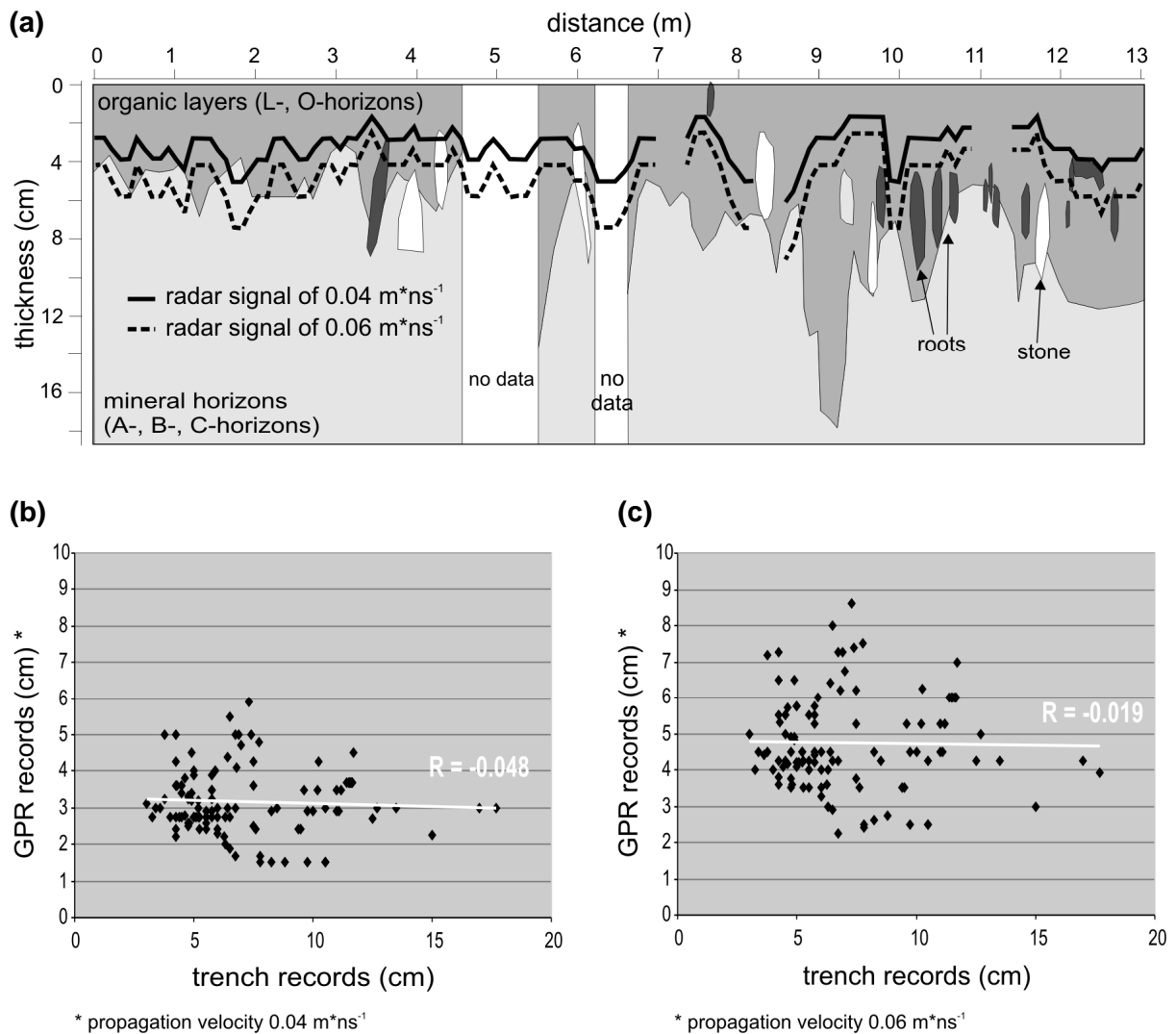


Fig. 5 Results on the delineation of organic and mineral horizons (Oh/Ah boundary). **a** Course of some graphically converted radar signals in comparison with the actual border between O-horizon and humous Ah-horizon. Presentation with a velocity of 0.04 and 0.06 m/ns. **b** Delineation at a propagation velocity of 0.04 m/ns: the graph shows the correlation of radar depth records along the trench line plotted against the associated trench records. $R = -0.048$; $n = 111$. **c** Delineation at a propagation velocity of 0.06 m/ns: the graph shows the correlation of radar depth records along the trench line plotted against the associated trench records. $R = -0.019$; $n = 111$

A second interpretation attempt uses discontinuous reflections by means of the so-called *radar facies* for the delineation of horizon boundaries. Based on the most characteristic

reflection patterns, five delineation criteria (radar facies) can be deduced (Fig. 6) by means of which horizon boundaries can be identified within the radargram. The delineation criteria are defined as follows:

- reflection directly on-/downlapping a continuous linear structure (see Fig. 6a),
- reflection lines downlapping continuous stacked reflections (see Fig. 6b),
- reflection lines onlapping continuous stacked reflections (see Fig. 6c),
- trough-shaped reflection curves downlapping continuous stacked reflections (see Fig. 6d),
- continuous linear reflections superimpose discontinuous scattered reflections of alternating direction and inclination, which are interspersed with numerous diffraction hyperbolas (see Fig. 6e).

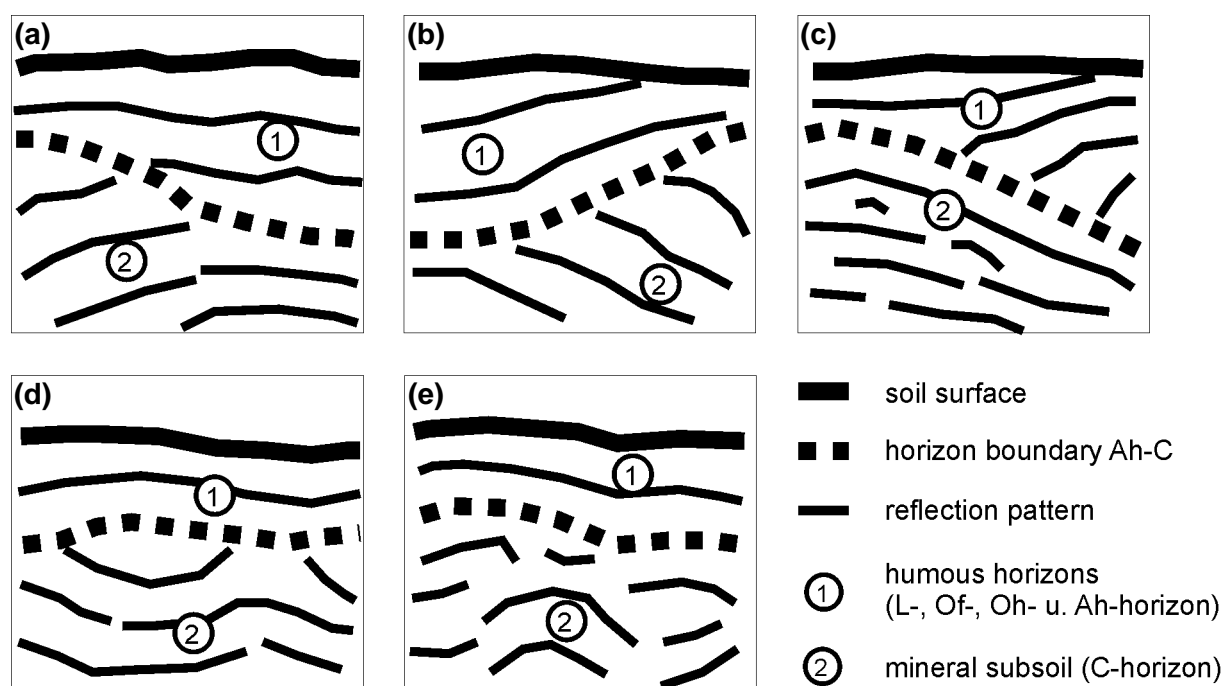


Fig. 6 Examples of the five criteria to define the border between humous Ah-horizon and the soil parent material. Graphical output on the basis of selected reflections of the radar image

The entire radar line is characterized by the succession of those features. Again, diffraction hyperbolas have to be excluded from interpretation. Because the last five metres of the trench line exhibit major disturbances, the interpretation was generally limited to the passage from 0–25 m. The radar facies is found to be associated with the boundary between humous (L, O, Ah) and non-humous horizons. At this very prominent boundary, abrupt changes in the dielectric constant (ϵ_r) can be presumed. This is based on a significant change in water content at the intersection of more humous horizons (Ah) and mineral substrates (B,C) caused by different water capacities, which leads to reflections with high amplitudes at Ah-C boundaries or complex reflection patterns, respectively, at B–C boundaries, recognizable as facies changes in the radargram (Jol and Smith 1991). The velocity tests demonstrate that best correlations are achieved by using a propagation velocity of $0.045 \text{ m} \cdot \text{ns}^{-1}$ for radargram construction (Fig. 7). The Pearson product-moment correlation coefficient in this case proves much better results than for the delineation by continuous reflections, with $R = 0.553$ for a propagation velocity of $0.045 \text{ m} \cdot \text{ns}^{-1}$ (Fig. 8a). Still this correlation lacks significant explanatory power. Yet the weak correlation in this context can be explained by the fact that

the trench records are normally distributed (ShapiroWilk test: $P = 0.189$), whereas the radar results are not (ShapiroWilk test: $P < 0.001$), which generally relativizes the validity of the correlation analysis (Bahrenberg et al. 1990). However, the observed deviations calculated by the subtraction of the radar from the trench records demonstrate that the humous horizons’ boundaries can in fact be delineated with good accuracy (Fig. 8b). On average, the radar records along the trench line differ only by ± 2.3 cm. The greatest deviations hold values of -9.5 and 7.5 cm, respectively, but 50% of the cases have remarkably narrow deviation values of -2 to 2 cm or less. Comparing the average boundary depth, the radar average of 15.4 cm is very similar to the trench result of 15.5 cm. The several percentiles of the trench and the GPR line thickness distribution show very good accordances, too (Fig. 8b). According to these findings, the radar output was determined to be accurate enough for our purposes to assess the average thickness of all humous horizons (L-, Of-, Oh-, and Ah-horizon) within the plot by means of the additional seven radargrams.

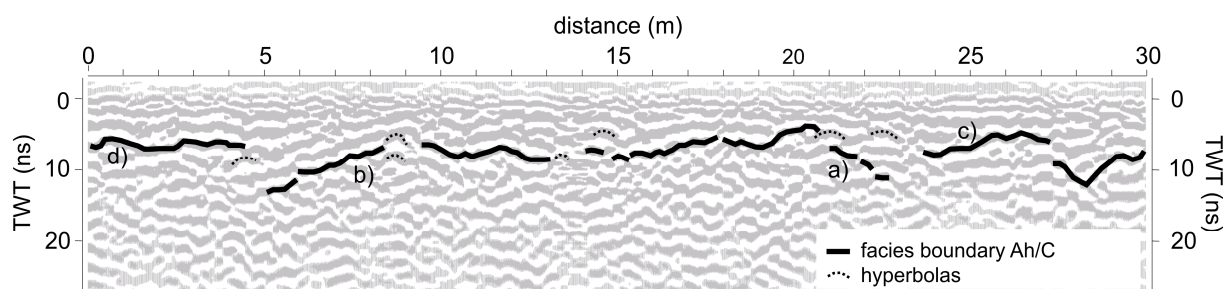


Fig. 7 Path of the border between humous Ah-horizon and the mineral subsoil along the reference trench. Basis of the classification are the criteria given in Fig. 6. Diffractions correlate with the position of stones and roots

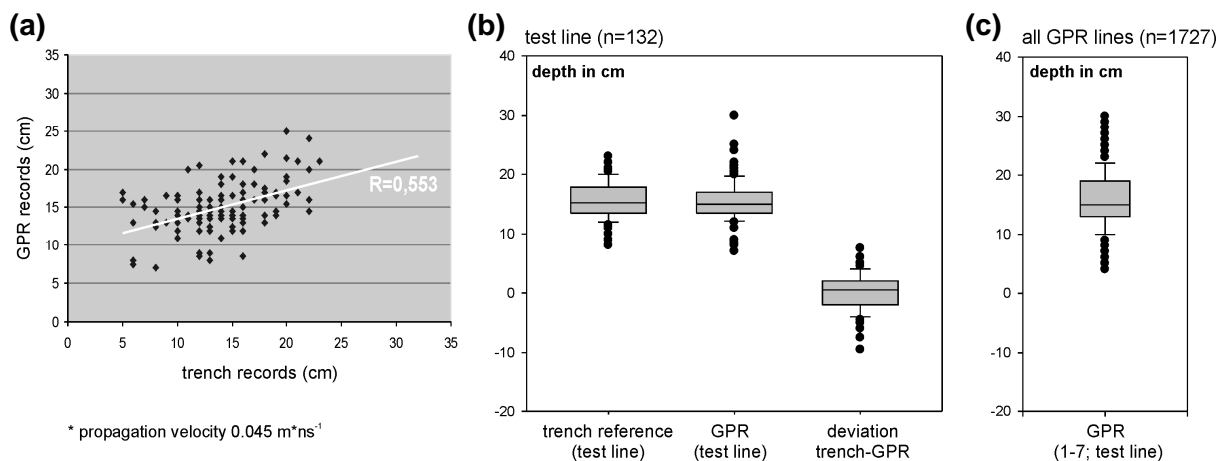


Fig. 8 Results on the delineation of humous and non-humous horizons (Ah/C boundary). **a** Delineation at a propagation velocity of 0.045 m/ns: the graph shows the correlation of radar depth records along the trench line plotted against the associated trench records. $R = 0.553$; $n = 132$. **b/c** Estimation of humous horizons’ thicknesses and variability: presented are the frequency distributions of the radar and trench records along the testline (**b**) and of all eight radar lines throughout the plot (**c**); the associated deviations between the single radar and trench records along the trench line as calculated by the subtraction “trench minus radar record” are additionally represented in (**b**). *Trench (testline)*: percentiles (5, 10, 25, 50, 75, 90, 95): 10.0, 12.0, 13.5, 15.25, 17.75, 20.0, 21.0 cm. *GPR (testline)*: percentiles (5, 10, 25, 50, 75, 90, 95): 11.0, 12.35, 13.5, 15.0, 17.0, 19.3, 21.0 cm. *Deviations (trench-GPR)*: percentiles (5, 10, 25, 50, 75, 90, 95): -5.0 , -4.0 , -2.0 , 0.5 , 2.0 , 4.0 , 5.0 cm. *GPR (1-7; testline)*: percentiles (5, 10, 25, 50, 75, 90, 95): 9.0, 10.0, 13.0, 15.0, 19.0, 22.0, 25.0 cm

In summary, 1,727 single depth records delineating Ah-horizons against the subsoil were deduced out of all eight radar lines, based on a velocity of $0.045 \text{ m} \cdot \text{ns}^{-1}$. Table 2 presents the minimum, maximum, and mean depth of the Ah/subsoil boundary for each radar line. Figure 8c shows the frequency distribution of all records. The average thickness of humous horizons for all GPR measurements is 15.8 cm and ranges between 4 and 30 cm. On average, the mean depth delivered by the radar lines differs no more than ± 1.0 cm from the mean trench depth. This proves that the results provided by GPR measurements correspond very well with the reference trench records, as demonstrated in Fig. 8b/c.

Table 2 Averaged minimum and maximum depth of the boundary towards the soil parent material as extracted by all eight radar lines ($v = 0.045 \text{ m/ns}$)

Radar line	No of records (n)	Ah/sub-boundary mean depth (cm)	Ah/sub-boundary min. depth (cm)	Ah/sub-boundary max. depth (cm)
Test line	198	15.4	7.0	30.0
Radar line 1	251	16.0	9.0	30.0
Radar line 2	167	16.9	5.0	25.0
Radar line 3	231	14.8	4.0	29.0
Radar line 4	206	13.7	6.0	26.0
Radar line 5	224	15.9	7.0	27.0
Radar line 6	204	18.3	11.0	29.0
Radar line 7	229	15.0	8.0	28.0
All radar lines	1,727	15.8	4.0	30.0

Discussion

Separation of organic layers

In general, the dielectric constant of organic material ranges between ϵ_r 40–60 (Ziekur 2000), whereas mineral forest soil exhibits values of ϵ_r 12–13 (Conyers and Goodman 1997; Forkmann and Petzold 1989). Nevertheless, boundaries within organic layers (L, Of, Oh), as well as between organic layers and humous mineral Ah-horizons, can be hardly or not at all identified within the radargram when using the configurations as done in this study. Hence, neither hypothesis 1 nor hypothesis 2 can be met in this case. The reasons for discontinuities and vertical shifts altering a radargram in contrast to the real conditions are diverse. Especially within the O-horizons, the crucial factor, i.e., the contrast in dielectric constants ϵ_r (FRESNEL's amplitude reflection coefficient), is not distinct enough because of their close similarity in composition. Moreover, the interfaces of two different reflecting media must at least hold a minimum distance (d), which according to Miltzer and Weber (1985) can be expressed as:

$$d = \frac{T * c}{2\sqrt{\epsilon_r}}$$

where T = runtime/impulse length (ns); c = light velocity; ϵ_r = relative dielectric constant.

For propagation velocities ranging between 0.04 and $0.06 \text{ m} \cdot \text{ns}^{-1}$ and dielectric constants as mentioned above, the distance of two interfaces has to be at least 2.5–3.7 cm. An increase in relative dielectric constants magnifies the reflection amplitudes and thus improves the vertical

resolution capability (Ziekur 2000). In our case, the organic layers (L, Of, Oh) frequently do not meet these dimensions and thus cannot be delineated under the given resolution capability. These cases have to be determined by the trench reference. Furthermore, the time interval of reflections has to be larger than the signal length T , which can be accomplished by increasing its frequency. Therefore, it has to be questioned whether the reflections recorded in the time interval (typically) assigned to humous horizons definitely represent horizon boundaries within the organic layers, or whether they are triggered by other reflection effects. On the one hand, reflections emerging from so-called ring-down signals in terms of impedance failures between transmitter and receiver interacting with the subsurface need to be considered as the resulting smearing of reflections makes the interpretations more challenging (Radzevicius et al. 2000). Moreover, according to Collins and Doolittle (1987), one has to consider the fact that reflections are not caused by diagnostic interfaces in terms of horizon boundaries within the organic layers, but rather by very small spatial variations in water content, irrespective of diagnostic horizon boundaries (Van Dam 2001). For all that, it has to be emphasized that there are several horizontal and continuous reflections within the appearance of organic layers in a radargram that in many cases cannot be assigned to real horizon boundaries unambiguously. The use of high-frequency antennas (1 GHz, 1.6 GHz) delivering higher vertical resolution capacities could therefore provide an optimized possibility of delineating horizon boundaries even within the organic layers.

Separation of humous and non-humous horizons

In contrast, the dielectric constant changes significantly at the boundary between humous horizons (L-, O- and Ah-horizons) and the mineral subsoil due to the diversity of materials, which in general allows a clear separation of humous and non-humous horizons. The method of defining specific radar facies in order to detect sediment and substrate characteristics itself is a well-established instrument in the field of GPR applications (e.g., Beres and Haeni 1991; Bristow 1995; Huggenberger 1993; Jol and Smith 1991; Leopold et al. 2006). Radar facies, however, do not represent a direct indicator for specific sedimentation conditions or deposition environments (Jol and Bristow 2003), and they include subjective interpretations. For every particular case, the radar facies has to be defined individually according to the specific environmental conditions and research scope and has to be verified on the basis of ground truth data (Jol and Bristow 2003). Therefore, any metric GPR interpretation based on radar facies requires a site-specific ground truth. Ground truth data in our study is provided by the profile records along the trench line, which can be correlated with the facies boundaries in the radargram. In case of our study, the boundary is clearly definable by applying the summary of delineation criteria given in Fig. 6. The very good results on average humous horizon thickness support these assumptions. Comparing the single sampling methods with regard to the frequency distribution of specific classified humous horizon thicknesses (Fig. 9), it can be seen that conventional sampling methods do not succeed in representing the trench results, which, because of the extensive data catena, are supposed to best depict the actual conditions within the plot. In fact, both random and grid sampling show an unreasonably high overestimation of thicknesses >25 cm, whereas dimensions of lower thickness are hardly or not at all represented. One reason for this is that any person in charge prefers spots well to dig beside tree roots etc. Other than that, the records of all eight GPR lines depict the actual frequency distribution very well. A bias of data caused by the metric calibration of the GPR by means of the reference trench in this context can be rejected, as the interpretation of the seven additional GPR lines has been accomplished independently without any comparison to the reference trench.

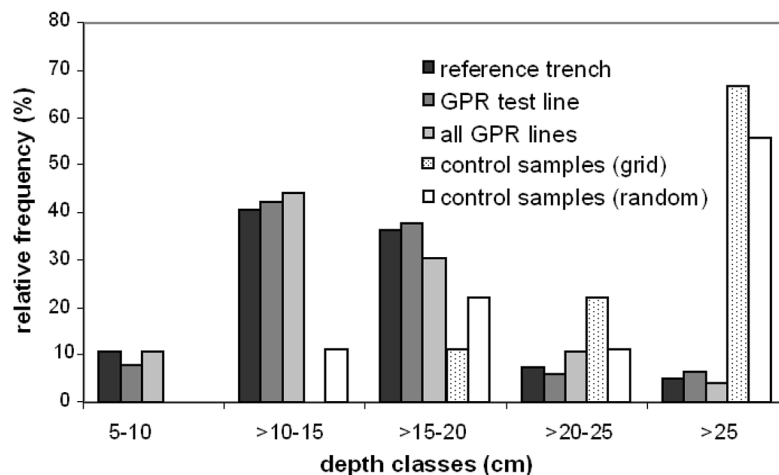


Fig. 9 Comparison between the results of the reference trench (pedological field methods and radar image), all eight radar images, and the data achieved by random and raster sampling. Presented is the relative frequency distribution of humous horizon thicknesses (organic layers + Ah-horizon) classified in 5-cm clusters

However, cm-precise mapping of humous horizon boundaries in terms of hypothesis 1 only works with a certain degree of inaccuracy for various reasons. Again the accuracy is limited by the overall resolution, i.e., the minimal distance of 2.5–3.7 cm as explained in the previous section. Furthermore, the prominent number of roots and boulders in forests causes a high sensitivity to record dropouts due to distinctive diffraction hyperbolas. On the other hand, this sensitivity can be neglected in the case of characterizing the average horizon thicknesses in terms of hypothesis 2, as the high number of data allows the removal of outliers, which facilitates a better interpretation of the additional radar lines and improves the overall precision significantly. Other inaccuracies can be caused by highly variable small-scale changes of horizon thicknesses, which are typical for sloping terrains in high mountain regions. These abrupt changes in horizon dimensions result in a truncated representation of those features due to mathematical and systematical matters (Keary and Brooks 1991). In general, reflectors with inclinations steeper than 36° are hard to locate (Jol and Bristow 2003). Steep inclining boundaries are to be expected, especially in front of or behind stones. Furthermore, deep troughs produce signal scattering effects, whereas narrow trough-shaped surfaces cause signal-focussing effects. In such cases, GPR applications encounter their limits in delineating horizon boundaries due to resolution deficiencies. Besides, it has to be considered that profile analysis methods as conducted along the reference trench line are always affected with a certain inaccuracy. The metric records of horizon depth are consequently limited to the narrowly exposed linear trench face, although its adjacent margins could exhibit abrupt changes, which either have to be neglected in the record or cannot even be detected. Nevertheless, such inhomogeneities in the vicinity of the radar line inevitably influence the radargram, no matter how precise the alignment of the radar on top of the trench line. Furthermore, boundaries such as between Oh- and Ah-, as well as between Ah- and also slightly humous B-horizons, generally do not exhibit clear and sharp borderlines, but rather feature a blurred transition zone. The pedological record of a profile feature, however, needs to be assigned to one specific metric point, which is eventually transferred to the record diagram in terms of a sharp boundary. The diagram showing the actual depths of horizon boundaries along the trench line therefore always causes an exaggeration of the natural sharpness. However, neither does GPR detect diffusive transition zones nor is it able to render such an exaggerated sharpness in a radargram as delivered by the analogous pedological

profile records. Thus, it can be assumed that the observable deviations of radar results compared to the actual conditions in fact are a lot smaller than presented by statistics.

Conclusion and future prospects

The study demonstrates that the presented GPR method, based on a MALÅ shielded bistatic antenna system at 800 MHz, is able to delineate humous against non-humous horizons. Despite several constraints, the metric interpretation of all eight radar lines delivers a representative estimate of the average thickness and variation of humous horizons, which is in very good accordance with the reference results. In general, the presented method delivers reliable, fast and non-destructive data on the average thickness of humous horizons, as well as the expectable range of variations. Moreover, concerning the use of GPR in the presented context, it must be pointed out that the GPR survey provides a more representative image of humous horizon thicknesses than can be achieved by means of random or grid distribution sampling. The crucial factor in favour of radar-based geophysical prospection is the high number of data records (in this study $n = 1,727$ across 30×30 m) provided for the metric definition of horizon thicknesses. Therefore, outliers can be filtered and statistical reliability is assured by the high amount of available data. Considering that up to now, the entire Bavarian State Territory is covered by only 367 scattered single point samples without any coherent approximation to actual spatial variances in order to evaluate humous horizon thicknesses (Gulder and Kölbel 1993), the results provided by this study are of even greater relevance - particularly as the presented GPR method, except for the obligatory trench incision for the site-specific ground truth, represents a non-destructive survey technique providing substantial subsurface information for any subsequent ecological study.

However, it was not possible to further separate between the single humous horizons and thus to derive metric information on them due to the limited resolution capacity in combination with marginal changes in dielectric constants, as well as rather small horizon dimensions. The use of high-frequency antennas (1 GHz, 1.6 GHz) delivering higher vertical resolution capacities could in this case provide an alternative approach for further investigations.

References

- Ad-hoc-AG Boden (2005) *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Edited by Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe & Geologische Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland, 5th edn. Hannover
- Asprion U (1998) *Ground-Penetrating Radar (GPR) analysis in aquifer-edimentology: case studies, with an emphasis on glacial systems of SW Germany*. Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten Serie A, vol 43. Tübingen
- Bahrenberg G, Giese E, Nipper J (1990) *Statistische Methoden in der Geographie*. Borntraeger, Stuttgart
- Barton CVM, Montagu KD (2004) Detection of tree roots and determination of root diameters by GPR under optimal conditions. *Tree Physiol* 24:1323–1332
- Bednorz F, Reichstein M, Broll G, Holtmeier F-K, Urfer W (2000) Humus forms in the forest-alpine tundra ecotone at Stillberg (Dischmatal, Switzerland): spatial heterogeneity and classification. *Arct Antarct Alp Res* 32:21–29
- Bens O, Buzko U, Sieber S, Hüttl F (2006) Spatial variability of O layer thickness and humusforms under different pine-beach forest transformation stages in NE Germany. *J Plant Nutr Soil Sc* 169:1–11
- Beres M, Haeni F (1991) Application of ground-penetrating radar methods in hydrogeologic studies. *Ground Water* 29:375–386
- Beyer L (1996) Humusformen und-Typen. In: Blume H-P (ed) *Handbuch der Bodenkunde*. Ecomed, Landsberg am Lech, pp 1–20
- Bjelm L (1980) Geological interpretation with subsurface interface radar in peatlands. In: *Proceedings of the 6th international peat congress*. Int Peat Soc, Duluth, pp 7–8
- Bochter R (1984) Böden naturnaher Bergwaldstandorte auf carbonatreichen Substraten. *Nationalpark Berchtesgaden Forschungsberichte*, vol 6. Berchtesgaden
- Bristow C (1995) Facies analysis in the Lower Greensand using ground penetrating radar. *J Geol Soc London* 152:591–598
- Bristow CS, Jol HM (2003) *Ground penetrating radar in sediments*, geological society special publication no 211. Geological Society Publishing House, London
- Butnor JR, Doolittle JA, Kress L, Cohen S, Johnson KH (2001) Use of ground-penetrating radar to study tree roots in southeastern Unites States. *Tree Physiol* 21:1269–1278
- Butnor JR, Doolittle JA, Johnsen KH, Samuelson L, Stokes T, Kress L (2003) Utility of ground-penetrating radar as a root biomass survey tool in forest system. *Soil Sci Soc Am J* 67:1607–1615
- Collins ME, Doolittle JA (1987) Using ground-penetrating radar to study soil microvariability. *Soil Sci Soc Am J* 51:491–493
- Collins ME, Doolittle JA, Rourke RV (1989) Mapping depth to bedrock on a glaciated landscape with ground-penetrating radar. *Soil Sci Soc Am J* 53:1806–1812
- Conant RT, Drijber RA, Haddix ML, Parton WJ, Paul EA, Plante AF, Six J, Steinweg JM (2008) Sensitivity of organic matter decomposition to warming varies with its quality. *Glob Change Biol* 14:868–877
- Conyers LB, Goodman D (1997) *Ground-penetrating radar: an introduction for archaeologists*. Altamira Press, Walnut Creek
- Cox KD, Scherm H, Serman N (2005) GPR to detect and quantify residual root fragments following peach orchard clearing. *HortTech* 15:600–607
- Doben K, Risch H (1996) Nördliche Kalkalpen (Oberostalpin). In: Bayerisches Geologisches Landesamt (ed) *Erläuterungen zur Geologische Karte von Bayern*. München, pp 220–235
- Doolittle JA, Asmussen LE (1992) Ten years of application of ground penetrating radar by the United States Department of Agriculture. In: Hänninen P, Autio S (eds) *Fourth international conference on GPR*, Rovaniemi, Finland. Geological Survey of Finland Special Paper 16, pp 139–147

- Doolittle JA, Bellantoni NF (2010) The search for graves with ground-penetrating radar in Connecticut. *J Archaeol Sci* 37:941–949
- Doolittle JA, Collins ME (1995) Use of soil information to determine application of ground penetrating radar. *J Appl Geophys* 33(1–3):101–108
- Doolittle JA, Jenkinson B, Hopkins D, Ulmer M, Tuttle W (2006) Hydropedological investigations with ground-penetrating radar (GPR): Estimating water-table depths and local ground-water flow pattern in areas of coarse-textured soils. *Geoderma* 131:317–329
- Doolittle JA, Minzenmayer FE, Waltman SW, Benham EC, Tuttle JW, Peaslee SD (2007) Ground-penetrating radar soil suitability map of the conterminous United States. *Geoderma* 141:416–421
- Dowdall M, Standring W, Shaw G, Strand P (2008) Will global warming affect soil-to-plant transfer of radionuclides. *J Environ Radioactiv* 99:1736–1745
- FAO, ISRIC, ISSS (1998) World reference base for soil resources. World soil resources report, vol 84. Rome
- Forkmann B, Petzold H (1989) Prinzip und Anwendung des Gesteinsradars zur Erkundung des Nahbereichs. *Freiberger Forschungshefte*, vol C 432. Leipzig
- Gulder H-J, Kölbl M (1993) Waldbodeninventur in Bayern. *Forstliche Forschungsberichte*, vol 132. München
- Hänninen P (1992) Application of ground penetrating radar techniques to peatland investigations. In: Hänninen P, Autio S (eds) Fourth international conference on GPR, Rovaniemi, Finland. Geological Survey of Finland Special Paper 16, pp 217–221
- Holden J (2006) Sediment and particulate carbon removal by pipe erosion increase over time in blanket peatlands as a consequence of land drainage. *J Geophys Res* 111. doi:10.1029/2005JF000386
- Holden J, Burt TP, Vilas M (2002) Application of ground-penetrating radar to the identification of subsurface piping in blanket peat. *Earth Surf Proc Land* 27:235–249
- Huggenberger P (1993) Radar facies: recognition of characteristic braided river structures of the Pleistocene Rhine gravel (NE part of Switzerland). In: Best J, Bristow C (eds) Braided rivers. Geological Society special publication no 75. Geological Society Publishing House, London, pp 163–167
- Johnson KD, Scatena FN, Johnson AH, Pan Y (2009) Controls on soil organic matter content within a northern hardwood forest. *Geoderma* 148:346–356
- Jol HM, Bristow CS (2003) GPR in sediments: a good practice guide. In: Bristow CS, Jol HM (eds) Ground penetrating radar in sediments. Geological society special publication no 211. Geological Society Publishing House, London, pp 9–27
- Jol HM, Smith DG (1991) Ground penetrating radar of northern lacustrine deltas. *Can J Earth Sci* 28(12):1939–1947
- Keary P, Brooks M (1991) An introduction to geophysical exploration. Blackwell, Boston
- Kirschbaum MUF (2006) The temperature dependence of organic-matter decomposition: still a topic of debate. *Soil Biol Biochem* 38:2510–2518
- Lapen DR, Moorman BJ, Price JS (1996) Using ground-penetrating radar to delineate subsurface features along a wetland catena. *Soil Sci Soc Am J* 60:923–931
- Leopold M, Völkel J (2003) GPR images of periglacial slope deposits beneath peat bogs in the Central European Highlands, Germany. In: Bristow CS, Jol HM (eds) Ground penetrating radar in sediments. Geological Society special publication no 211. Geological Society Publishing House, London, pp 181–189
- Leopold M, Völkel J (2006) The Celtic Rampard of the Oppidum at Manching: an example for a multi-methodological interaction of soil science and archaeology in Southern Germany. *Z Geomorphol Suppl* 142:135–148

- Leopold M, Völkel J, Heine K (2006) A ground penetrating radar survey of late Holocene fluvial sediments in northwest Namibian river valleys: Characterisation and comparison. *J Geol Soc London* 163:923–936
- Leopold M, Plöckl T, Forstenaicher G, Völkel J (2010) Integrating pedological and geophysical methods to enhance the informative value of an archaeological prospection: the example of a Roman villa rustica near Regensburg, Germany. *J Archaeol Sci*. doi: 10.1016/j.jas.2010.01.033
- Liski J (1995) Variation in soil organic carbon and thickness of soil horizons within a boreal forest stand: effect of trees and implications for sampling. *Silva Fenn* 29(4):255–266
- Liski J (1997a) Carbon storage in forest soil of Finland 1. Effect of thermoclimate. *Biogeochemistry* 36:239–260
- Liski J (1997b) Carbon storage in forest soil of Finland 2. Size and regional pattern. *Biogeochemistry* 36:261–274
- Liski J, Lehtonen A, Palosuo T, Peltoniemi M, Eggers T, Muukkonen P, Mäkipää R (2006) Carbon accumulation in Finland's forests 1922–2004. An estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Ann For Sci* 63:687–698
- Lowry CS, Fratta D, Anderson MP (2009) Ground penetrating radar and spring formation in a ground-water dominated peat wetland. *J Hydrol* 373:68–79
- Martin WKE, Timmer VR (2006) Capturing spatial variability of soil and litter properties in a forest stand by landform segmentation procedures. *Geoderma* 132:169–181
- Militzer H, Weber F (1985) *Angewandte Geophysik 2: Geoelektrik, Geothermik, Radiometrie, Aero-geophysik*. Springer, Wien
- Neal A (2004) Ground-penetrating radar and its use in sedimentology: principles, problems and progress. *Earth-Sci Rev* 66:261–330
- Radzevicius S, Guy E, Daniels J (2000) Pitfalls in GPR data interpretation: differentiating stratigraphy and buried objects from periodic antenna and target effects. *Geophys Res Lett* 27:3393–3396
- Rehfuess K (1990) *Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung*. Parey, Hamburg/Berlin, pp 1–294
- Reynolds JM (1997) *An introduction to applied and environmental geophysics*. Wiley, Chichester
- Rosa E, Lalorcque M, Pellerin S, Gagné S, Fournier B (2009) Determining the number of manual measurements required to improve peat thickness estimations by ground penetrating radar. *Earth Surf Proc Land* 34:377–383
- Sandmeier K (2004) *Reflexw manual ver. 3.5*. Karlsruhe
- Shaap M, Bouten W, Verstraten J (1997) Forest floor water content dynamics in a Douglas fir stand. *J Hydrol* 201:367–383
- Sheriff RE, Geldart LP (1982) *Exploration seismology volume 1: history, theory and data acquisition*. Cambridge University Press, New York
- Sperl C (1999) Erfassung der raum-zeitlichen variation des Bodenwassergehaltes in einem Agrar-ökosystem mit dem Ground-Penetrating Radar. *FAM-Bericht*, vol 37. Aachen
- Steelman CM, Endres AL (2009) Evolution of high-frequency ground-penetrating radar direct ground wave propagation during thin frozen soil layer development. *Cold Reg Sci Technol* 57:116–122
- Stover DB, Day FP, Butnor JR, Drake BG (2007) Effect of elevated CO₂ on coarse-root biomass in florida scrub detected by ground-penetrating radar. *Ecology* 88:1328–1334
- Truman CD, Perkins HF, Asmussen LE, Allison HD (1988) Using ground-penetrating radar to investigate variability in selected soil properties. *J Soil Water Cons* 43:341–345
- Ulriksen P (1981) Investigations of peat thickness with radar. In: *Proceedings of the 6th international peat congress*. Int Peat Soc, Duluth
- Van Dam RL (2001) *Causes of ground-penetrating radar reflections in sediments*. PHD thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam

- Völkel J (2002) Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns. Regensbg Beitr Bodenkd, Landschaftsökol Quartärforsch, vol 1. Available via <http://www.bibliothek.uni-regensburg.de/opus/volltexte/2004/335>. Accessed 15 Feb 2010
- Völkel J, Leopold M, Roberts MC (2001) The radar signatures and age of periglacial slope deposits in the Central European Highlands of Germany. *Permafrost Periglac* 12:379–387
- Von Lützw M, Kögel-Knabner I (2009) Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition: what do we know. *Bioland Fert Soils* 46:1–15
- Wälder K, Frischbier N, Bredemeier M, Näther W, Wagner S (2008) Analysis of OF-layer humus mass variation in a mixed stand of European beech and Norway spruce. An application of structural equation modelling. *Ecol Model* 213:319–330
- Walentowski H, Gulder H-J (2001) Vom Weißmoos-Kiefernwald bis zur Traubenkirschen-Erlen/Eschenwäldern. *LWF aktuell* 31:23–27
- Walthert L, Lüscher P, Luster J, Peter B (2002) Langfristige Waldökosystem-Forschung LWF. Kernprojekt
- Warner BG, Nobes DC, Theimer BD (1990) An application of ground penetrating radar to peat stratigraphy of Ellice Swamp, Southwestern Ontario. *Can J Earth Sci* 27(7):932–938
- Weihermüller L, Huisman JA, Lambot S, Herbst M, Vereecken H (2007) Mapping the spatial variation of soil water content at the field scale with different ground penetrating radar techniques. *J Hydrol* 340:205–216
- Ziekur R (2000) Georadar in der Bodenkunde. *Geologisches Jahrbuch der BGR Hannover*, vol E 52. Stuttgart, pp 9–34

